

MITTEILUNGEN
DER
ÖSTERREICHISCHEN
BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

HEFT 24

WIEN 1982

MITTEILUNGEN
DER
ÖSTERREICHISCHEN
BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

HEFT 24

WIEN 1982

Schriftleitung
Univ.-Doz. Dr. O. Nestroy

© Eigentümer, Herausgeber und Verleger:
Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft

Für den Inhalt verantwortlich:
Univ.-Doz. Dr. O. Nestroy
Gregor-Mendel-Straße 33, 1180 Wien

Druck: Druckerei und Zeitungshaus J. Wimmer, 4020 Linz, Promenade 23

Genehmigter Nachdruck aus den Veröffentlichungen
der Landwirtschaftlich-chemischen Bundesversuchsanstalt Linz

Vorwort

Im Rahmen einer gemeinsamen Veranstaltung der Landwirtschaftlich-chemischen Bundesversuchsanstalt Linz und der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft sprachen und diskutierten drei erstrangige Fachleute aus der benachbarten Bundesrepublik Deutschland zum Generalthema „Stoffumsatz am Standort“ am 24. April 1981 in Linz.

Um jene Mitglieder der ÖBG, die an dieser Veranstaltung nicht teilnehmen konnten, über den neuesten Forschungsstand zu diesem Generalthema zu informieren, bringt dieses Heft den Abdruck der Vorträge und Diskussionsbeiträge.

Unterfertiger darf sich der ungeteilten Zustimmung der Mitglieder sicher sein, wenn er Herrn Direktor Prof. Dr. W. Beck für die Gewährung des Nachdrucks dieser Fachbeiträge in unseren Mitteilungen den verbindlichsten Dank ausspricht.

O. Nestroy

AKTUELLE PROBLEME DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN FORSCHUNG

8. Seminar

Stoffumsatz am Standort

**der
Landwirtschaftlich-chemischen Bundesversuchsanstalt Linz/Donau
am 24. April 1981**

Inhalt

Solar, F.: Eröffnung	7
Beck, W.: Einleitungsreferat	9
Ulrich, B.: Stoffumsatz im Ökosystem — theoretische Grundlagen und praktische Schlußfolgerungen	13
Benecke, P., und F. Beese: Bodenstruktur und Stoffumsatz — Methodik der Erfassung bodenphysikalischer Pa- rameter	29
Müller, W.: Bodenbeurteilung und Bodenmelioration vor dem Hin- tergrund moderner physikochemischer und bo- denkundlicher Erkenntnisse	57
Diskussion	96
Teilnehmerverzeichnis	112

Eröffnung

Doz. F. Solar¹⁾

Wir haben uns heute hier zum Symposium in der Linzer Bundesversuchsanstalt eingefunden, dessen Thema und natürlich auch die Namen der Vortragenden ein großes Interesse für dieses Symposium abgeben. Bevor wir aber nun mit dem eigentlichen Anliegen unseres Hierseins beginnen, habe ich die traurige Pflicht, Ihnen mitzuteilen — was Sie vermutlich alle schon wissen und mit gleicher Ergriffenheit sicherlich zur Kenntnis genommen haben wie ich: Prof. Fink ist, ganz plötzlich und überraschend für alle, am 2. April v. J. verschieden. Ich darf Sie bitten, sich zu einer stillen Gedenkminute zu erheben. Nun, Prof. Fink hier in diesem Kreise zu würdigen, scheint unangebracht, und es hat zwei Gründe. Für die meisten von uns ist er präsent in jeder Phase und zum zweiten wird ein Nachruf an gegebener Stelle erfolgen. Aber was in den Nachrufen erfolgt, ist das, was aktenkundig von einem Menschen ist, und Prof. Fink war mehr als das. Er war nicht nur Ehrenmitglied der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, er war eines der aktivsten Mitglieder, das immer präsent war, auch wenn er nicht anwesend war. Prof. Fink war vor allem eine männliche Persönlichkeit, wir alle haben ihn als Mann gekannt, ferner haben wir ihn als Bekannter gekannt und in unserer Erinnerung geschätzt, und schließlich darf nicht vergessen werden, daß er für uns immer so etwas wie der anregende Geist war, der Impulse gab, auch dann, wenn man in sachlichen und fachlichen Widerspruch zu ihm gestanden ist. Das alles, meine Damen und Herren, war Prof. Fink und wir ehren den Toten und wir tun Gutes für unsere Gesellschaft, wenn wir versuchen, in derselben Hingebung im Rahmen unserer Gesellschaft Aktivitäten zu setzen.

Nun zum eigentlichen Anlaß unseres Hierseins: Es ist dieses Symposium; wir haben uns hier eingefunden, um ein Kernproblem der Bodenkunde zu hören und darüber zu diskutieren, was das Problem des gesamten Stoffumsatzes und seiner Erfassung am Standort bedeutet. Wir alle haben bestimmte Vorstellungen davon und haben in diesen bestimmten Vorstellungen gelebt und sind gewohnt, die Dinge vor dem Hintergrund dieser Vorstellung zu sehen und sie auch danach zu beurteilen. Nach jahrelanger Aktivität in dieser Richtung ist es nun aber Zeit, zu überdenken, und wir haben die Form dieses Symposiums gewählt, um zunächst im Rahmen eines Impulses, der davon ausgehen soll, die Dinge zu diskutieren. Daß dieses Symposium zustande kam, verdanken wir einer Reihe von Persönlichkeiten und Institutionen. In erster Linie unseren Gastgebern hier in Linz und da darf ich die Namen des Leiters,

¹⁾ Universität für Bodenkultur, Institut für Bodenforschung und Baugeologie, Gregor-Mendel-Str. 33, A-1180 Wien

Herrn Prof. Beck, erwähnen und mich herzlich bedanken, dann Herrn Dr. Gusenleitner, alle anderen Damen und Herren, wobei ich aus diesen Herrn Baumgartner hervorheben möchte, der in hingebungsvoller Weise die Veranstaltung organisiert hat. Und dann danken wir natürlich für ihr Kommen unseren Gastvortragenden, die die Reise aus der Bundesrepublik nicht gescheut und auch die Mühe dieses Vortrages auf sich genommen haben. Wir haben die Ehre und sind dankbar, die Herren Prof. Ulrich, Prof. Müller und Dozent Benecke in unserem Kreis begrüßen zu dürfen. Schließlich, meine Damen und Herren, darf ich mich bei Ihnen allen für Ihr Kommen bedanken; Sie bekunden damit Ihr Interesse an diesem Sachgebiet.

Einleitungsreferat

Prof. W. Beck¹⁾

Meine sehr geehrten Damen, meine Herren.

*Als Hausherr ist es mir eine besondere Freude, Sie wieder bei uns begrüßen zu dürfen, schon deshalb, weil es ja eine jahrzehntelange Tradition ist, daß an der Landw.-chem. Bundesversuchsanstalt in Linz chemische Bodenuntersuchungen durchgeführt werden, daß bodenkundlich gearbeitet wird. Schon das Anstaltengesetz von 1910, das Kaiserliche Patent nach dem wir heute noch arbeiten, steckt die Bodenuntersuchung ab und schreibt hier wörtlich: „Der Versuchsstation obliegt insbesondere die Untersuchung und Kontrolle von Düngemitteln, Futtermitteln, Bodenarten und von anderen mit der Landwirtschaft in unmittelbarem oder mittelbarem Zusammenhang stehenden Objekten. ...“ Spätestens seit den Zeiten Justus v. Liebig kannte man ja schon die Bedeutung der Nährstoffe, der Mineralnährstoffe in der Pflanzenproduktion und war daher bemüht, diese wichtigsten Hauptnährstoffe auch im Boden irgendwie bestimmen zu können. Während man bis dahin — Sie verzeihen diesen kurzen historischen Exkurs — unter Bodenkunde in erster Linie Bodenmorphologie, Bodengenetik und -systematik verstand und lehrte, gewann die Bodenanalytik als neuer Wissenszweig oder wissenschaftlicher Teilbereich innerhalb der Bodenkunde immer mehr an Bedeutung. Die Bodenuntersuchungsmethoden waren anfangs mangels fehlender physikalisch-technischer Meßapparaturen meist biologische Testverfahren, die teilweise recht zeitaufwendig und schlecht reproduzierbar waren. Namentlich möchte ich den Keimpflanzentest nach Neubauer anführen, den *Aspergillus-niger*-Test nach Sekera, der eigentlich einen Mikrodüngungsversuch dargestellt hat. Während die Bodenuntersuchung in Oberösterreich bis Mitte der dreißiger Jahre dieses Jahrhunderts noch keinen rechten Eingang in der breiten landwirtschaftlichen Praxis gefunden hatte, änderte sich das mit Beginn der systematischen Bodenuntersuchung im Jahre 1940. Die Einführung von Schnellmethoden bei der labormäßigen Bodenuntersuchung, so z. B. der pH-Wert nach Goy-Roos oder nach Schachtschabel, Phosphor und Kali nach Egnér-Riehm, ermöglichte der Versuchsanstalt mit relativ wenig Personal und geringem Zeitaufwand eine größere Anzahl von Bodenproben zu untersuchen. In diese Bodenuntersuchungsaktionen waren alle Betriebe mit einer Größe von über 2 ha aller Bezirke Oberösterreichs und der damals verwalteten Gebiete Südböhmens einbezogen. Die Probenahme wurde mit anstaltseigenem Personal gemeindeweise und systematisch durchgeführt und die Auswertung der*

¹⁾ Landw.-chem. Bundesversuchsanstalt Wien-Linz, Trunnerstr. 1, A-1020 Wien; Wieningerstr. 8, A-4025 Linz

Ergebnisse in Zusammenarbeit mit den ebenfalls errichteten Bodenkartierungsstellen vorgenommen. In sogenannten Hof-, Bezirks- und Landeskarten wurde der Nährstoffzustand der Böden in verschiedenfarbigen Buchstaben festgehalten und damit die Bodenuntersuchungsergebnisse in regelmäßigen Abständen zusammengefaßt. Bei einer jährlichen Untersuchungszahl von etwa 25 000 Bodenproben wurden auf diese Art bis Mitte der fünfziger Jahre an die 400 000 Proben hier im Hause untersucht und es war geplant, diese systematische Bodennährstoffuntersuchung im 10jährigen Turnus zu wiederholen.

Bodenuntersuchung und Düngerberatung waren zu diesem Zeitpunkt fixer Bestandteil unseres Hauses und auch der Landwirtschaftskammer Oberösterreichs geworden, und die landwirtschaftliche Praxis hat sich auch bereitwillig dieser Einrichtung bedient. Nach dem Landwirtschaftsgesetz von 1949 waren z. B. die Ortsbauernausschüsse der Gemeinden ermächtigt, in ihrem Wirkungsbereich Bodenuntersuchungsaktionen, und zwar verpflichtend für alle Bauern, durchzuführen. Durch die Einführung neuer Analysenmethoden in den 60er und 70er Jahren neben der üblichen Nährstoffbestimmung, z. B. die Bestimmung der Kationenaustauschkapazität, des Stickstoff-, Phosphor- und Kalifixierungsvermögens, der Spurenelementbestimmungen und andere Untersuchungen war die Bodenuntersuchung auch für wissenschaftliche Experimente, für exakte Feld- und Gefäßversuche interessant geworden, sodaß neben der systematischen Nährstoffuntersuchung noch zahlreiche Bodenproben für öffentliche Stellen, für Behörden, für Industrie und Privatpersonen durchgeführt wurden, was zu einer ständigen Ausweitung des jährlichen Analysenumfanges führte. In diese Zeit fällt ja auch die Präsidentschaft meines Vorgängers, Herrn Hofrat Dipl.-Ing. Dr. H. Schiller, in der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft. Ab Mitte der 70er Jahre wurde die systematische Bodenuntersuchung von der Linzer Anstalt an die Bundesanstalt für Bodenkartierung und Bodenwirtschaft in Wien verlegt und die Untersuchungsrichtung in unserem Hause etwas geändert. Neben der Nährstoffuntersuchung für Sonderkulturen und Problembetriebe der OÖ. Landwirtschaftskammer werden von uns vor allem Bodenproben spezieller Problemstellung behandelt. Anzuführen wären hier die zahlreichen Untersuchungen zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Stickstoffs und Bodenuntersuchungen für Standorte des Internationalen Stickstoffdauerversuchs aus verschiedenen Ländern Europas; ferner Bodenuntersuchungen für Feld- und Gefäßversuche teils eigener Forschungsprogramme, teils im Auftrag verschiedener Ämter und der Industrie. Neben der Untersuchung der Böden auf Haupt- und Spurennährstoffe wird bei uns heute notwendigerweise auch auf Untersuchungen umweltanalytischer Natur ein Hauptaugenmerk gelegt. So werden dank der modernen instrumentellen Ausrüstung unseres Hauses u. a. enzymatische Bestimmungen sowie Schadstoffuntersuchungen anorganischer und organischer Natur bei Böden, Müllkomposten und Klärschlämmen ausgeführt. Einen großen Raum nehmen dabei vertraglich festgelegte Auftrags-

untersuchungen für verschiedene öffentliche Stellen ein (ich erinnere da an das „Modell Oberösterreich“ der Klärschlammuntersuchung u. a. m.).

Die Untersuchungen erstrecken sich von Makroelementen, wie Aluminium, Stickstoff, Phosphor, Kali bis zu Schwermetallen, wie Blei, Cadmium, Quecksilber, Arsen und neuerdings auch auf polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffverbindungen. Obwohl der Probenumfang zahlenmäßig gegenüber den 70er Jahren wesentlich zurückgegangen ist (wir untersuchen heute etwa 5000 Proben im Jahr), erfordert die Untersuchungsvielfalt doch einen relativ hohen Arbeitsaufwand, sodaß der Personalstand der Abteilung Bodenchemie und Standortforschung gegenwärtig mit acht Mitarbeitern bestückt ist. Die Unterschiedlichkeit der Analysen macht außerdem einen intensiven fachlichen Kontakt bzw. die Mitarbeit in verschiedenen Arbeitsgruppen auf nationaler und internationaler Ebene erforderlich, allen voran in der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, aber auch eine ganze Reihe von internationalen Arbeitskreisen bis hin zur LUFÄ.

Ich wollte Ihnen mit diesem kurzen Exkurs einmal die Arbeit unseres Hauses vorstellen, soweit wir bodenkundlich bzw. bodenuntersuchungsmäßig arbeiten. Ich möchte Ihnen herzlich danken, daß Sie trotz aller Schwierigkeiten wieder einmal den Weg nach Linz gefunden haben, von wo aus ja viele Gedanken und Ideen der Bodenkundlichen Gesellschaft gekommen sind und daß Sie, der alten Tradition dieses Hauses gemäß, in gemeinsamer Arbeit und gemeinsamer Publikation mithelfen, drängende Fragen der Bodenkunde als Ihre eigenen zu betrachten und der Praxis zur Verfügung zu stellen.

S o l a r: Vielen herzlichen Dank, Herr Prof. Beck, für Ihre freundlichen Begrüßungsworte. Sie sehen, meine Damen und Herren, wir sind hier auf traditionsreichem Boden, wenn wir nun in die Vorträge einsteigen. Das Generalthema lautet: „Stoffumsatz am Standort“ und es war dankenswerterweise Herr Prof. Ulrich, der sich bereiterklärt hat, das Einleitungsreferat mit dem Titel „Stoffumsatz im Ökosystem — theoretische Grundlagen und praktische Schlußfolgerungen“ zu übernehmen. Wir sind alle schon sehr gespannt, Herr Professor, wir kennen Sie ja nicht nur aus Ihren zahlreichen Publikationen, sondern als einen außergewöhnlich harten Diskutierer; wir wollen hoffen, daß es in dieser Richtung weitergeht.

Stoffumsatz im Ökosystem — theoretische Grundlagen und praktische Schlußfolgerungen

Von B. Ulrich¹⁾

Was sind Ökosysteme?

In der allgemeinsten Definition ist ein System ein Verknüpfungsgebilde (V, o). Hierbei symbolisiert V die Menge der Systemelemente, o die Menge der die Systemelemente verknüpfenden Prozesse. In Ökosystemen sind die Systemelemente in den Naturobjekten realisiert, aus denen sich das jeweilige Ökosystem zusammensetzt: in den Pflanzenarten, Tierarten, Bodenformen, Mineralen. Die Naturobjekte können in Strukturelemente unterteilt oder zu solchen zusammengefaßt werden; diese stellen dann die Systemelemente dar. Die Ökosystemprozesse werden in Energie- und Materieflüsse realisiert, mit diesen kann ein Informationsfluß verbunden sein. Zentrale Ökosystemprozesse sind die Produktion von Phytomasse aus Kohlendioxid, Wasser und Sonnenenergie und die Umkehrung dieses Prozesses bei der Atmung unter Ausnutzung der chemisch gebundenen Energie für die Produktion von Struktur. Statt Struktur kann man auch Ordnung sagen. Man kommt damit dem thermodynamischen Inhalt nahe: Das Wesentliche dieses Vorganges liegt in der Vermeidung der Dissipation (Verschwendung) von Energie. Struktur äußert sich in der Gestalt von Individuen, im Artenreichtum und in der Anordnung der Arten innerhalb des Systems.

Von dieser Systemdefinition ausgehend lassen sich praktikable Kriterien entwickeln, um ein bestimmtes Ökosystem von seiner Umwelt abzugrenzen. Terrestrische Ökosysteme definiert man zweckmäßigerweise als dreidimensionale Ausschnitte einer Landschaft, die sich hinsichtlich der Vergesellschaftung von Primärproduzenten (höhere Pflanzen), Sekundärproduzenten (Mikroorganismen und Tiere) und Böden sowie der Einwirkungsart des Menschen unterscheiden. Der größte Anteil der Sekundärproduzenten sind Mikroorganismen und bodenbewohnende Kleintiere, die wir nicht wahrnehmen, deren Teilsystem nach Artenzusammensetzung und Art der Prozeßabläufe der geschulte Ökologe nach der Humusform des Bodens gliedert. Diese Kriterien sind insgesamt geeignet, um die horizontalen Grenzen eines Ökosystems zu finden.

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen, Büsgenweg 2, D-34 Göttingen

Bei der Grenze zwischen Ökosystem und Atmosphäre muß zwischen Strahlungsübergängen und Stoffübergängen unterschieden werden. Die Grenze hinsichtlich Strahlungsübergängen kann man an die äußeren Pflanzen- und Bodenoberflächen legen.

Die Grenze hinsichtlich Stoffübergängen ist am Übergang der turbulenten atmosphärischen Grenzschicht in die laminare Grenzschicht zu ziehen, sie ist damit von den meteorologischen Bedingungen abhängig. In einem steil eingeschnittenen, windruhigen Tal oder bei einem niedrigen, rings von höheren Beständen eingeschlossenen Ökosystem kann diese Grenze bei Windruhe erheblich über der oberen Begrenzungslinie des Pflanzenbestandes liegen. Zur Minimalisierung der Wasserabgabe durch Transpiration versuchen Pflanzenbestände und einzelstehende Bäume diese Grenze möglichst an der äußeren Bestandesoberfläche zu halten. Wälder bilden daher ein einheitliches Kronendach und am Waldrand einen Trauf aus, Einzelbäume nehmen Kugelform an. Bei aufgerissenen Kronendächern und offenen Waldrändern verlagert sich die Grenzlinie zur Atmosphäre in das Bestandesinnere hinein, die Grenzfläche wird damit erheblich vergrößert. Alle über die Wechselwirkungen zwischen Stoffinhalt der Luft und Bestandesoberflächen vermittelten stofflichen Einflüsse auf das Ökosystem wirken sich umso stärker aus, je größer die Grenzfläche zwischen Atmosphäre und Ökosystem ist. Im Hinblick auf die Wirkung ferntransportierter Luftverunreinigungen kann man entsprechend zwischen immissionsgeschützten und immissionsgefährdeten Ökosystemen unterscheiden.

Die Abgrenzung des Ökosystems nach unten ist ebenfalls dynamisch und zudem unscharf. Diese Unschärfe ist bereits ein Merkmal der Abgrenzung zwischen Pflanze und Boden. In der Rhizosphäre und Mycorrhiza gehen Primärproduzenten und Sekundärproduzenten so gleitend ineinander über, daß die Gewebeoberflächen wie die Wurzeloberfläche zwar morphologisch, aber nicht immer stofflich als Grenzfläche definiert werden können. Die Grenze zwischen Ökosphäre und Lithosphäre verlegt man zweckmäßigerweise an die Oberfläche der Minerale. Man betrachtet damit die oberflächlich z. B. austauschbar gebundenen Ionen als Systemelement, die durch Mineralverwitterung freigesetzten Ionen dagegen als Input in das Ökosystem.

Gedanken zur Selbstregulation von Ökosystemen

Betrachtet man einen Wald, eine Wiese oder ein Feld, so erkennt man, daß Ökosysteme in der Regel selbstgesteuert sich auf einen bestimmten

Zustand hin entwickeln. Thermodynamisch gesehen sind Ökosysteme offene Systeme, die mit ihrer Umgebung Energie und Materie austauschen. In ihnen laufen irreversible Prozesse ab, die sich in der Bildung und dem Umbau organischer Substanz und in der Mineralverwitterung bemerkbar machen. In Übereinstimmung mit der Erfahrung postulieren viele Autoren, daß sich Ökosysteme nach einer Verjüngung auf einen stationären Zustand hin entwickeln. Diese Annahme ist die oft unbewußt gemachte Voraussetzung für die Interpretation von Meßdaten, die man an Ökosystemen gewonnen hat. Die experimentelle Prüfung, ob diese Annahme erfüllt ist, ist bei ausgewählten Systemparametern möglich, erfordert aber langjährige Messungen, wie sie selten durchgeführt werden. Besonders bei experimentell manipulierten Ökosystemen kann diese Voraussetzung nicht erfüllt sein; es besteht dann die Gefahr von Fehlinterpretationen.

Man kann noch einen Schritt weiter gehen und die Annahme machen, daß Ökosysteme im stationären Zustand dem von PRIGOGINE entdeckten Prinzip der Minimierung der Entropieproduktion, d. h. der Minimierung der Dissipation freier Energie, folgen. Es kann derzeit nicht gesagt werden, ob die thermodynamischen Voraussetzungen für diese Annahme in terrestrischen Ökosystemen erfüllt sind. Solche Systeme sind stabil und streben nach Störung wieder einem stationären Zustand zu; in dieser Hinsicht beschreiben sie unser Erfahrungswissen über Ökosysteme. Dasselbe gilt, wenn man sich einige Folgerungen für die Selbstregulation der Primär- und Sekundärproduzenten überlegt.

Für die Primärproduzenten ergibt sich die Tendenz, die Ausnutzung der photosynthetisch aktiven Strahlung zu maximieren. Hieraus folgt das Konkurrenzprinzip: dasjenige Individuum einer Art, das einen höheren Strahlungsanteil in photosynthetisch aktive Biomasse umwandeln kann als seine Nachbarn derselben oder anderer Arten, kann über Beschattung deren Strahlungsausnutzung minimalisieren. Langfristig führt dieses Konkurrenzprinzip zu einem vielgestaltigen Ökosystem, dessen artenreiche Primärproduzenten sich in Baumschicht, Strauchschicht, Krautschicht usw. gliedern. Die Koexistenz der verschiedenen Arten beruht auf unterschiedlicher Rhythmik in der Photosynthese und der Reproduktion. Es gibt Beispiele dafür, daß die Primärproduzenten im Konkurrenzkampf auch chemische Waffen einsetzen (Phytoncide).

Die Sekundärproduzenten entsprechen dem Prinzip der Minimierung der Entropieproduktion dadurch, daß sie bei der Recyclierung der von den Primärproduzenten gebildeten Biomasse eine möglichst hohe Energieausnutzung anstreben. Diesem Anspruch genügt die vorwiegend von

Bakterien durchgeführte Stoffumsetzung, bei der Ausnutzungsgrade von 60 % der umgesetzten Biomasse möglich sind. Aus der Bakterienbiomasse bilden sich in stabilen Ökosystemen über die biologische Humifizierung die bodeneigenen Humusstoffe. Es scheint die Tendenz zu bestehen, daß im Ökosystem die Bakterienbiomasse wie auch die Humusmenge im Rahmen der von den Umweltbedingungen gesetzten Grenzen maximiert wird. Die massenmäßig gegenüber den Bakterien zurücktretenden Bodentiere wirken mit der Zerkleinerung von Organismenresten und der Durchmischung des Bodens der Entkopplung der mit Mineralisierung und Pflanzenaufnahme verbundenen Ionenumsetzungen entgegen. Das Gleichgewicht zwischen Arten und Individuen beruht selten auf Harmonie (Respektierung von Lebensräumen), sondern z. B. auf der Produktion von Hemmstoffen bei den Mikroorganismen und auf Nahrungs-(Räuber/Beute-)Beziehungen; es ist also ein Gleichgewicht des Schreckens.

Gelingt es in der Evolution einer sowohl räuberisch wie als Pflanzenfresser sich ernährenden Art durch gleichzeitige Entwicklung von Nachwuchspflege und Angriffswaffen sich aus dem Gleichgewicht des Schreckens zu lösen, so kann diese Art so in das Ökosystem eingreifen, daß das Prinzip der Minimierung der Entropieproduktion verletzt wird. Dem Mensch ist in der Evolution dieser Schritt vor ca. 5000 Jahren im Neolithikum gelungen. Mit der Anwendung von Feuer für Rodungszwecke hat er frühzeitig einen Weg entdeckt, die Entropieproduktion zu maximieren. Der Mensch ist damit von einem Element des Ökosystems zu einem von außen einwirkenden Umweltfaktor geworden, und er hat dies auch in Form der Niederlassung in neu entwickelten urbanen Systemen äußerlich vollzogen. Dabei ist er jedoch dem Ökosystem nicht nur als Nahrungs- und Rohstoffquelle, sondern auch als seelische Heimat existentiell verhaftet geblieben. Es scheint, als sei die Gefahr seelischer Verarmung beim Menschen umso größer, je weiter er sich in seinen Daseinsformen vom terrestrischen Ökosystem und den in diesem geltenden Prinzipien ablöst.

Chemischer Streß in Ökosystemen

In stabilen Ökosystemen ist der Ionenkreislauf geschlossen. Der Ionenkreislauf läßt sich in zwei Teilprozesse zerlegen: die der Bildung von Phytomasse parallel verlaufende Ionenaufnahme in die Primärproduzenten, und die mit der Recyclierung der Phytomasse verknüpfte Freisetzung von Ionen bei der Mineralisierung durch die Sekundärproduzenten.

Streng genommen sollte geschlossener Ionenkreislauf bedeuten, daß sich die beiden Teilprozesse Ionenaufnahme und Mineralisierung räumlich und zeitlich genau kompensieren. Dies ist jedoch grundsätzlich unmöglich. Ein stabiles Ökosystem zeichnet sich dadurch aus, daß es witterungsbedingte zeitliche Entkopplungen von Ionenaufnahme und Mineralisierung chemisch in ökophysiologisch unschädlicher Weise abpuffern, und daß es strukturbedingte räumliche Entkopplungen durch die Tätigkeit von bodenwühlenden Tieren wie besonders den Regenwürmern immer wieder rückgängig machen kann.

Bilanziert man die Ionenumsätze bei den beiden getrennten Teilprozessen, so ergibt sich, daß ihre Entkopplung mit der Produktion und Konsumtion von H-Ionen verknüpft ist, d. h. mit der Bildung von Säuren und Laugen. Im geschlossenen Kreislauf heben sich die H-Ionen-Umsätze gegenseitig auf. Wegen der quantitativen Bedeutung des Stickstoffs bei der Ionenaufnahme kann man vereinfacht sagen, daß als Regelfall bei der Mineralisierung und anschließender Nitrifizierung Salpetersäure entsteht, während bei der Ionenaufnahme Salpetersäure aufgenommen wird. Der Boden muß also H-Ionen ökophysiologisch unschädlich abpuffern. Dies ist durch Kationenaustausch-Gleichgewichte mit Ca-Ionen möglich.

Läuft im Ökosystem die Nitrifizierung der Nitratenaufnahme voraus, so bedeutet dies den Wechsel zwischen Versauerungsschüben, die mit der Nitrifizierung gekoppelt sind, und anschließenden Entsauerungsphasen. Man kann zwischen kurzfristiger, mittelfristiger und langfristiger Entkopplung unterscheiden. Kurzfristige Entkopplungsvorgänge sind witterungsbedingt und führen zu saisonalen Versauerungsschüben, z. B. im Frühjahr nach Bodenerwärmung oder im Herbst nach Wiederbefeuchtung eines ausgetrockneten Bodens. Die für unser Klima typische Fluktuation zwischen kurzen Perioden warm-trockener Jahre und längeren Perioden kühl-feuchter Jahre kann zu mittelfristigen Entkopplungen führen, die auf Böden mit unzureichender Tätigkeit der Bodenwühler im tieferen Wurzelraum wirksam werden können. Bei inhomogener Durchwurzelung z. B. entlang von Klufflächen kommt es in unmittelbarer Wurzelnähe in kühl-feuchten Jahren zur Akkumulation leicht zersetzbarer organischer Substanz aus der Wurzelzersetzung, die mit der in warm-trockenen Jahren möglichen Bodenerwärmung mineralisiert wird und bei der Nitrifizierung einen kräftigen klimatischen Versauerungsschub bewirken kann. Klimastürze, wie sie bei Herannahen einer Eiszeit eintreten, können zu langfristigen, über Jahrzehnte oder Jahrhunderte anhaltenden Entkopplungsvorgängen führen. Dabei wird der im Boden angesammelte Humusvorrat mehr oder weniger vollständig mineralisiert.

Die bei den Versauerungsschüben produzierten H-Ionen werden zunächst über Kationenaustausch abgepuffert. Setzt die Entsauerungsphase nicht bald (innerhalb von Wochen) ein, so können die ausgetauschten Calcium-, Magnesium- und Kalium-Ionen als Nitrate ausgewaschen werden. Die an der Tonoberfläche sorbierten H-Ionen setzen aus den Tonmineralen Aluminium-Ionen frei. Gelangen Aluminium-Ionen in den Zellstoffwechsel, so wirken sie toxisch. Damit wird die Toleranz gegenüber Aluminium-Toxizität zum entscheidenden Konkurrenzfaktor sowohl bei den Primärproduzenten wie bei den Mikroorganismen im Boden.

Die Variabilität oder die Änderung von Umweltfaktoren, hier des Klimas, verursacht also chemischen Streß im Boden, der im Fall eines klimatischen Versauerungsschubs und des Humus-Vorratsabbaus das Ökosystem in einen instationären Zustand versetzt. Die Instationarität wird besonders an der Änderung des organisch gebundenen Vorrats an Bodenstickstoff meßbar. Innerhalb des Ökosystems erzeugt die begrenzte Lebensdauer der Individuen, insbesondere derjenigen der Baumschicht mit ihrer großen ober- und unterirdischen Biomasse, eine die Bedingungen des stationären Zustands sprengende räumliche und zeitliche Variabilität. Durch das natürliche Absterben von Gliedern der herrschenden Baumschicht wird die Grenzfläche zwischen Ökosystem und Atmosphäre in der Sterbelücke zum Boden hin verschoben. Dies kann Änderungen im Bodenklima zur Folge haben. Durch die begrenzte Lebensdauer der Primärproduzenten wird also über die Sekundärproduzenten die gleiche Prozeßkette wie bei Klimaänderungen ausgelöst, die zu einer mehr oder weniger langfristig wirksamen Entkopplung von Pflanzenaufnahme und Mineralisierung führt und in einem Versauerungsschub ökosystemar wirksam wird. Der Ausfall der abgestorbenen Bäume aus dem Kreislauf wirkt in gleicher Richtung und verstärkt die klimatische Komponente, so daß größere Effekte möglich sind als sie von der Beeinflussung des Bodenklimas her zu erwarten wären.

Stabilität von Waldökosystemen

Aus den bisherigen Ausführungen ergibt sich, daß auch unberührte Waldökosysteme zwischen stationären und instationären Zuständen schwingen: In der Verjüngungsphase und bei stärkeren Klimaänderungen sind sie instationär, sie streben dann dem stationären Zustand wieder zu. Als stabil bezeichnet man ein Ökosystem, das aus dem instationären Zustand wieder in den stationären Zustand zurückfindet, ohne daß es zu negativen Auswirkungen auf die Primärproduzenten kommt. Bezieht man

die Verjüngungsphase mit ein, so muß man Ökosysteme als stabil bezeichnen, die den vorherigen Zustand über eine Entwicklung wieder erreichen, d. h. über einen instationären Zustand. Bei der Realisierung werden solche Aussagen de facto auf die der direkten Beobachtung zugänglichen Primärproduzenten beschränkt. Dies ist nicht systemgerecht und kann deshalb zu falschen Beurteilungen führen, weil es, bedingt durch die Lebensdauer der Individuen, Pflanzengesellschaften außerhalb ihres Stabilitätsbereichs gibt. Als Stabilitätsbereich soll der Zustandsbereich definiert werden, in dem das Ökosystem nach umwelt- oder absterbebedingten instationären Zuständen wieder zum vorherigen stationären Zustand zurückfindet. Berücksichtigt man das Alter unserer Waldbäume (mehrere Jahrhunderte) und die Tatsache, daß Verjüngung eine Voraussetzung dafür ist, ein Ökosystem als stabil zu bezeichnen, so ergibt sich als Zeitmaßstab zur Beurteilung der Stabilität eines Waldökosystems das Jahrtausend. Man muß also zusätzliche Stabilitätskriterien definieren, die zu prüfen erlauben, ob sich eine bestimmte Assoziation von Primärproduzenten (Pflanzengesellschaft) in ihrem Stabilitätsbereich aufhält.

Im Laufe der natürlichen Ökosystementwicklung streben die Böden dem chemischen Zustand des Silikat-Pufferbereichs zu. Bei pH-Werten um 5 oder knapp darüber ist die Löslichkeit der bei der Recyclierung der Biomasse im Boden gebildeten Kohlensäure minimal. Das bedeutet, daß es unabhängig von der Niederschlagsmenge auch nur minimale Auswaschungsverluste von Kationen gibt — das Ökosystem ist in diesem Zustand gewissermaßen chemisch abgedichtet. Aus den verwitternden Mineralen bilden sich Tonminerale, die die bei der Mineralverwitterung freigesetzten Kationen austauschbar binden. Bei diesem chemischen Bodenzustand besteht also die Tendenz zur fortlaufenden Erhöhung der Vorräte an (austauschbarem) Kalium, Calcium und Magnesium im Ökosystem.

Kennzeichen stabiler Ökosysteme sind insgesamt eine reich gegliederte Struktur, eine hohe Produktion an leicht zersetzlicher Phytomasse, ein dem Silikat-Pufferbereich entsprechender chemischer Bodenzustand (pH 5 oder höher) sowie ein hoher Humusvorrat und ein durch die Tätigkeit von Bodenwühlern bewirktes Krümelgefüge im tiefreichenden Wurzelraum.

Die Evolution hat unter den Pilzen und höheren Pflanzen Arten herausgebildet, die gegenüber Aluminium und damit auch gegenüber den dem Aluminium in den kritischen Reaktionen vergleichbaren Schwermetallen tolerant sind. Toleranz heißt, daß diese Arten bis zu einer gewissen Konzentrationsschwelle und zeitlichen Einwirkungsdauer toxischer Metallio-

nen überleben und sich verjüngen können, jedoch unter Einschränkung der Phytomasseproduktion. Damit werden auf sauren Böden mit zeitlich begrenztem Auftreten toxischer Aluminium-Konzentrationen, wie es dem Austausch-Pufferbereich entspricht, stabile Ökosysteme möglich. Merkmale von Waldökosystemen unter solchen Verhältnissen sind, daß die Stoffumsetzungsprozesse in einen auf der Oberfläche des Mineralbodens sich aufbauenden Auflagehumus gelegt werden: Dort erfolgt das Recycling und dorthin ziehen sich die Wurzeln zurück. Der Wurzelrückzug aus dem Mineralboden folgt dem Prinzip der Minimierung der Berührungsflächen von Wurzeln und Mineralboden, d. h. die Durchwurzelung wird bei einer solchen Ökosystementwicklung zunehmend inhomogener und zeigt auch sehr starke zeitliche Schwankungen. Die Wurzeln können sich am längsten im Oberboden halten, wo infiltrierende wasserlösliche Humusstoffe aus dem Auflagehumus die toxischen Metallionen komplex binden und damit weitgehend entgiften. Bei dem keine saisonalen und annuellen Schwankungen aufweisenden Klima des tropischen Regenwaldes können Waldökosysteme stabil sein, die nur noch im Auflagehumus wurzeln; die Nährionenauswaschung wird dadurch minimalisiert, daß die Mineralisierung nur durch Mycorrhizapilze durchgeführt wird, die mit den Pflanzenwurzeln vergesellschaftet sind. Die Nährstoffionen werden also aus der Streu über den Pilz unmittelbar in die Wurzel transferiert. Diese Ökosysteme sind extrem empfindlich gegen Umweltänderungen. In unserem Klimaraum sind sie nicht stabil, da die flachwurzelnende Vegetation Trockenphasen nicht überdauern kann. Die bei uns charakteristischen saisonalen Witterungsschwankungen und Klimafluktuationen wirken jedoch immer dann auf einen solchen Ökosystemzustand hin, wenn der Boden aus dem Silikat-Pufferbereich in den Austausch-Pufferbereich übergegangen ist. Solche Waldökosysteme haben die Tendenz, je nach Pufferfähigkeit des Bodens in wenig produktive Gräsergesellschaften oder Zwergstrauchheiden überzugehen.

Als Kriterien für die Instabilität müssen alle von den Stabilitätskriterien abweichenden Merkmale angesehen werden. Dies sind: Artenarmut, geringe Produktion schwer zersetzlicher Streu, flache Durchwurzelung, humusarmer Mineralboden, Fehlen oder geringe Aktivität von Bodenwühlern, Bodenversauerung. Wälder, die ohne menschliche Hilfe nicht zur Verjüngung fähig sind, befinden sich aus ökosystemarer Sicht außerhalb ihres Stabilitätsbereichs.

Legt man diese Kriterien zugrunde, so ergibt sich, daß der weitaus größte Teil unserer Wälder weit vom stabilen Zustand entfernt ist, also geringe Stabilität aufweist. Geringe Stabilität hat zur Folge, daß die bioti-

schen und abiotischen Streßfaktoren verstärkt Vitalitätsminderung, Schädigung oder das Absterben von Primärproduzenten auslösen können. Biotische Streßfaktoren sind pathogene Mikroorganismen, Schädlinge und das Wild. Abiotische Streßfaktoren sind Trockenheit, Nässe, Frost, Wind usw. Im forstlichen Betrieb macht sich dies in Waldschäden durch Windwurf, Schneebelastung, Trocknis, Nässe und Schädlingskalamitäten bemerkbar.

Destabilisierung durch Veränderung der Umwelt des Ökosystems

Die letzte, vor 10 000 Jahren zu Ende gegangene Eiszeit hat im Periglacialraum teils zur völligen Erneuerung des Ausgangsmaterials der Bodenbildung geführt, teils Böden der letzten Zwischeneiszeit in Fließerden vermischt oder mit frischen Sedimenten überdeckt. Großräumig konnte die als Teil der Ökosystementwicklung verlaufende Bodenbildung nach der Eiszeit auf frischen Lockersedimenten beginnen: Sie hat zu einem Bodenzustand geführt, wie er für das stabile Ökosystem charakteristisch ist. Nur für die ärmsten Bodensubstrate ist die Annahme berechtigt, daß durch Aufzehrung der verwitterbaren Minerale in der relativ kurzen Zeitspanne der Bodenentwicklung der aus der Mineralverwitterung stammende Ionen-Input in das Ökosystem relevant abgenommen hat. Relevant heißt, daß die Rate des Ionen-Inputs aus Silikatverwitterung die unvermeidbaren minimalen Kationenverluste durch Auswaschung nicht mehr zu kompensieren vermag. Als Folge können die klimatischen Versauerungsschübe nicht mehr ökophysiologisch unschädlich abgepuffert werden, das Ökosystem wird instationär und instabil. Da eine solche Entwicklung nur auf den allerärmsten Bodensubstraten eingetreten sein kann, müßten sich alle übrigen Ökosysteme noch im stabilen Zustand befinden. Für ihre Destabilisierung müssen andere Umweltfaktoren verantwortlich sein.

Die im Laufe der Nacheiszeit nachgewiesenen Klimaänderungen haben sich im Zusammenhang mit der Rückwanderung von Arten zweifellos auf die Zusammensetzung der Primärproduzenten, d. h. auf die Pflanzengesellschaft, ausgewirkt. Bis zum Neolithikum, d. h. dem Wirksamwerden des Menschen als Umweltfaktor, geben die pollenanalytischen Untersuchungen jedoch keine Hinweise auf eine stärkere standörtliche Differenzierung der Pflanzengesellschaften. Hieraus kann man schließen, daß bis dahin der natürliche chemische Streß selbst auf den ärmeren Bodensubstraten nicht aus dem Silikat-Pufferbereich herausgeführt hat. Läßt man

diese Entwicklung auf den ärmsten Bodensubstraten während der letzten 5000 Jahre zu, so muß man sie doch auf allen reicheren Substraten verneinen. Auszunehmen sind wahrscheinlich die obermontanen und hochmontanen Lagen der Mittelgebirge, da großräumige Klimaänderungen hier zu starken Ausschlägen im Regionalklima führen können.

In den Tieflagen Nordwestdeutschlands ist die durch Anstieg des Meeresspiegels bewirkte Änderung in der hydrologischen Umwelt zu einem ökosystem-verändernden Faktor geworden. Dies hat sich jedoch nur kleinräumig ausgewirkt.

Nach der gegebenen Ökosystem-Definition ist der Mensch seit seinem Austreten aus dem Ökosystem zu einem umweltbeeinflussenden Faktor geworden. Bis zur Industrialisierung Mitte vergangenen Jahrhunderts war diese Einflußnahme an das Erscheinen des Menschen oder seiner Begleiter, des Viehs, gebunden. Der Mensch berührte das Ökosystem direkt, indem er rodete oder das Vieh weiden ließ. Beweidung wirkt sich über Verbiß von Verjüngung auf die Artenzusammensetzung der Primärproduzenten aus und verdrängt insbesondere Baumarten. Diese Eingriffe müssen sich ähnlich ausgewirkt haben wie natürliche Sterbelöcher. Im unberührten Ökosystem ist der dadurch ausgelöste chemische Streß vielleicht zwei- bis dreimal pro Jahrtausend wirksam geworden, jetzt zwei- bis dreimal pro Jahrhundert. Die Möglichkeit, den zur Versauerung des Bodens führenden Humus-Vorratsabbau auszulösen, ist also 10mal größer geworden. Gelingt es bei einem solchen Ereignis dem Ökosystem nicht mehr, in den vorherigen Zustand zurückzuschwingen, so führt der mit dem Humus-Vorratsabbau verbundene Versauerungsschub zum weitgehenden Verlust der austauschbaren Calciumionen und zum Auftreten von Aluminium-Toxizität. Die meisten Kulturpflanzen gehören zu den wenig toleranten Arten und reagieren auf das Auftreten von Aluminiumionen in der Bodenlösung mit Ertragsrückgängen. Soweit sich der Humus-Vorratsabbau im tieferen Wurzelraum abspielt, ist er durch Düngung der Ackerkrume nicht beeinflussbar; die Entwicklung führt dazu, daß die Aluminium-intoleranten Arten den Unterboden als Wurzelraum aufgeben. Der wurzelentleerte Unterboden lagert sich wegen der fehlenden Auflockerung durch bodenwühlende Tiere unter der Auflast des Oberbodens dicht und kann damit schwer durchlässig für das Sickerwasser werden. Als weitere Folge kann es daher in nassen Jahren zum oberflächlichen Abfluß von Niederschlagswasser und damit zur Erosion kommen.

Die Hinweise verdichten sich, daß diese Prozeßkette seit dem Neolithikum bis in unsere Gegenwart die landwirtschaftlichen Erträge nach Rodung von Waldökosystemen langsam aber stetig abnehmen läßt. Sie

könnte den für das späte Neolithikum wahrscheinlichen Wanderroddungsbau, die heute in den Tropen noch übliche shifting agriculture, erzwungen haben. Es sei mir eine Verknüpfung bekannter Befunde gestattet, die zeigt, daß wir dem Humus-Vorratsabbau vielleicht schon einige ökologische Katastrophen in unserem Raum verdanken. Es ist bekannt, daß die in unseren Flußtäälern auftretenden Auenlehme relativ junge nacheiszeitliche Bildungen sind; sie sind mit Rodungsphasen verknüpft und stellen Erosionssedimente dar. Nach Untersuchungen im Leinetal (Wildhagen und Meyer) reicht eine Phase der Auenlehmbildung von 600 vor bis 350 nach Chr. und reicht somit in die Völkerwanderungszeit hinein. War der treibende Motor für die Völkerwanderung vielleicht die nachlassenden Getreideerträge? Eine neue Phase der Auenlehmbildung fällt mit der mittelalterlichen Wüstungsperiode zusammen, die vom Anfang des 14. bis in die zweite Hälfte des 15. Jahrhunderts dauerte. Im Raum Göttingen-Duderstadt ist in dieser Zeit die Hälfte aller Siedlungen aufgegeben worden und zwar vorwiegend die Siedlungen in den höheren Lagen der Mittelgebirge. Daß hierbei Unterbodenverdichtung mitgespielt hat, macht die Form der mittelalterlichen Äcker in diesen Lagen wahrscheinlich; die Bauern dürften der zunehmenden Vernässung durch Aufwölbung der Ackerbeete entgegengewirkt und dabei die heute noch erhaltenen Wölbäcker geschaffen haben. In der Form einer Reihe von nassen Jahren gab das Klima in der Regel den Anstoß, daß die destabilisierten Ackerökosysteme aufgegeben werden mußten. Bedingt durch die Anreicherung von polymeren und monomeren Aluminium-Ionen im Austauschbelag der Tonminerale haben sich die Böden von diesem sehr weitgehenden Humus-Vorratsabbau nicht mehr völlig erholen können. Als neue Pflanzengesellschaften haben sich daher meist artenarme Buchenwälder ausgebildet (Luzulo-Fageten).

Die bisher letzte ökologische Bedrohung durch nachlassende Erträge und Erschöpfung ertragsfähigen Landes erteilte uns Ende des 18., Anfang des 19. Jahrhunderts. Der Wald diente als Weide, in siedlungsnäheren Gebieten wurde seine Laubstreu über den Viehstall auf den Acker gebracht und hat dort zur Schließung des Stoffkreislaufs und Sicherung der Erträge beigetragen. Der über die Holznutzung weit hinausgehende Export von Phytomasse aus den Wäldern hat dort starke Versauerungsschübe ausgelöst: Die Rate der Phytomasseproduktion nahm ab, die Wälder verlichteten, geringwüchsige Heide- und Grasvegetation stellte sich ein. Da der Wald die Phytomasse zur Schließung des Stoffkreislaufs auf dem Acker lieferte, brach mit ihm das ganze Wirtschaftssystem zusammen. Die bevorstehende Verelendung in Mitteleuropa erwies sich als kräf-

tiger Motor der Entwicklung, denn sie gab den eigentlichen Anlaß zur Industrialisierung.

Ökosystemare Auswirkungen von Luftverunreinigungen

Mit seinem Austreten aus dem natürlichen Ökosystem hat der Mensch mit seinen Siedlungen eine neue Art von Ökosystemen geschaffen. In der Art der umgesetzten Stoffe blieben diese Siedlungssysteme den natürlichen Ökosystemen ähnlich. Während jedoch natürliche Ökosysteme einem stabilen Zustand zustreben, in dem ein Maximum an internem Stoffumsatz mit einem Minimum an Stoffaustausch mit der Umwelt verknüpft ist (mit Ausnahme von Kohlendioxid, Sauerstoff und Wasser), ist in den Siedlungssystemen das Problem des Recycling auf die Abfallbeseitigung reduziert worden, die sich aus seuchenhygienischen Gründen zum eigenen Schutz als notwendig erwies. Mit der Industrialisierung hat der Mensch jedoch Technik-Systeme geschaffen, in denen er Stoffe produziert, die in der Natur nicht vorkommen oder nur in sehr geringen Mengen umgesetzt werden. Das Prinzip, Nebenprodukte als lästigen Abfall zu betrachten, hat er beibehalten. Die technischen Systeme tendieren dazu, bei geringer Energieausnützung die internen Stoffumsätze zu minimieren und den Stoffaustausch mit der Umwelt zu maximieren. Seitdem der Mensch Luft- und Wasserverunreinigungen produziert, die dem Ferntransport unterliegen, beeinflußt er auch Gebiete, die er nicht betritt. Bis 1950 waren diese Fernwirkungen episodische Ereignisse. Seither hat sich in großen Teilen der nördlichen Hemisphäre eine Dauerbelastung durch Luft- und Wasserverunreinigungen eingestellt.

Man kann die vom Menschen produzierten und dem Ferntransport unterliegenden Stoffe in drei Gruppen gliedern: Neutralstoffe, wie Bodestaub oder Alkali- und Erdalkalitionen, Säurebildner, wie Schwefeldioxid und Stickoxide, potentielle Giftstoffe wie Schwermetalle und viele organische Luftverunreinigungen.

Die Säurebildner sind die Ursache dafür, daß das Niederschlagswasser in Mitteleuropa heute pH-Werte um 4,2 aufweist, während ohne Luftverunreinigungen pH-Werte oberhalb 5,6 zu erwarten sind. Unter dem Blätterdach von Vegetationsbeständen kann der pH-Wert als Folge der trockenen Deposition von Schwefeldioxid nochmals eine Einheit tiefer liegen. Auf den Eintrag starker Säuren reagieren Böden, die in der Feinerde carbonatfrei sind, mit der Auswaschung austauschbarer Alkali- und Erdalkalitionen und deren Ersatz durch monomere und polymere Aluminiumionen. In landwirtschaftlich genutzten Böden wird dieser Vorgang

durch Kalkung, d. h. durch die Einmischung pufferungsfähiger Carbonate in den Feinboden, verhindert. In Waldböden ist der Verlust an austauschbaren Calcium- und Magnesium-Ionen sehr weit fortgeschritten. Dies ist gleichbedeutend mit einer Destabilisierung des Ökosystems, da bei einem internen Versauerungsschub keine Möglichkeit mehr besteht, die dann in unmittelbarer Wurzelnähe produzierten H-Ionen ökophysiologisch neutral abzupuffern. Auf Böden, die das Stadium des Humus-Vorratsabbaus schon früher durchlaufen haben, kann bei diesem chemischen Bodenzustand jeder saisonale Versauerungsschub durch Produktion toxischer Aluminium-Ionen in einen klimatischen Versauerungsschub umschlagen. Auf Böden, die dem unberührten Zustand noch näher stehen, können saisonale Versauerungsschübe die Phase des Humus-Vorratsabbaus auslösen. In beiden Fällen entfernt sich das Ökosystem nach warm-trockenen Jahren weit von seinem stabilen Zustand und nähert sich diesem in kühlfeuchten Jahren wieder an. Im Solling sind diese Schwingungen an einem Buchen- und einem Fichten-Ökosystem an vielen Systemparametern wie Phytomasseproduktion, Streufall, Feinwurzelmasse, Ionenflüssen und bodenchemischen Zustandsgrößen messend verfolgt worden.

Schwermetalle wie Chrom, Kobalt, Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei werden in den industriefernen Lagen des Solling in Mengen zwischen 15 und 1500 g pro ha und Jahr aus Luftverunreinigungen deponiert. Je nach dem chemischen Verhalten der Metalle werden unterschiedliche Anteile auf Blättern und Rinde langlebiger Bäume akkumuliert. Überschreiten diese Metalle bestimmte Konzentrationsschwellen, so wirken sie toxisch. Auf mehrjährigen Blättern und in der Rinde häufen unsere langlebigen Bäume damit ein Schadpotential an, das bei niedrigen pH-Werten zur Wirkung kommen kann. Niedrige pH-Werte im Benetzungswasser von Blättern können unter dem Einfluß des sauren Niederschlags besonders dann auftreten, wenn bei einem Versauerungsschub die Wurzeln durch Aluminium-Toxizität geschädigt sind. Tote Wurzeln leiten weiterhin Wasser in die Gefäße, aber sie üben keine Kontrolle mehr über den chemischen Stoffinhalt des Transpirationsstroms aus. Der Baum verliert dann die Fähigkeit, den pH-Wert in den Zellwänden hoch zu halten, und es können pH-Werte von 2,7 und niedriger auftreten. Bei diesen pH-Werten wirken nicht nur schon sehr geringe Schwefeldioxidkonzentrationen toxisch, auch Schwermetalle gehen in Lösung und dürften an den Gewebegrenzen toxische Konzentrationen erreichen. Die Symptome des sog. Fichtensterbens sind wahrscheinlich auf solche Prozeßketten zurückzuführen. Schwermetalle werden ferner in der Auflagehumusdecke unserer

Wälder akkumuliert, sie gelangen deshalb über Pilze und die inneren Organe von Wildpret in unsere Nahrungskette. Ökosystemar kann sich dies in einer Hemmung des bakteriellen Stoffabbaus äußern; die dadurch bewirkte Entkopplung des Stoffkreislaufs hat wieder einen Versauerungsschub zur Folge.

Aus ökosystemarer Sicht ergeben sich keine Hinweise darauf, daß Ökosysteme gegenüber Änderungen im Stoffeintrag indifferent sind. Im Gegenteil muß angenommen werden, daß durch sauren Niederschlag und Schwermetalldeposition unsere Wälder destabilisiert werden und zur Vergrasung neigen. Daß bei Belastung der Waldökosysteme die Entwicklung in unserem Klimaraum in dieser Richtung läuft, ist durch die Waldverwüstungen der Vergangenheit bewiesen. Diese haben im norddeutschen Flachland zur Verheidung, im Mittelgebirge zur Waldverlichtung und Ausbildung von Grasheiden geführt. Wir kennen diesen Zustand nicht nur aus Gemälden und Beschreibungen, er ist auch archivarisch dokumentiert, da sich die moderne Forstwirtschaft im Versuch seiner Überwindung entwickelt und den Ausgangszustand ihrer Bemühungen in der Regel festgehalten hat. Hinweise, daß diese Entwicklung in Mitteleuropa bereits in vollem Gang ist, ergeben sich aus der Zunahme der Waldschäden durch Windwurf, Schneebelastung, Trocknis und Schädlingskalamitäten, die sich auch im vermehrten Anfall von Dürholz bei Sammelhieben bemerkbar machen. Ein Nachweisverfahren wäre also, diese Zunahme festzustellen und statistisch zu sichern. Dabei sollte regional vorgegangen werden, weil sowohl die Vorbelastung wie auch die Belastung durch Luftverunreinigungen regional unterschiedlich sind. So spielen im Harz Luftverunreinigungen eine Rolle, seit es Erzbergbau gibt; die Blütezeit des Bergbaus begann in Goslar um 1520, in Andreasberg und Clausthal in der zweiten Hälfte des 16. Jahrhunderts, sie währte bis zum Ende des 19. Jahrhunderts. Die Waldgeschichte des Harzes mag beispielhaft für diejenigen Mittelgebirge sein, die das Stadium des Humusvorratsabbaus nicht bereits durchlaufen haben. Im Harz führte die nach Holznutzung ausbleibende Verjüngung zu einer weitgehenden Entwaldung; Ende des 17. Jahrhunderts wurde mit der planmäßigen Aufforstung mit Fichte begonnen; um 1800 führten Orkan- und Borkenkäfer-Katastrophen zur erneuten Entwaldung; seither bestimmen Windwürfe und Schneebruch (Borchers), seit den letzten Jahren auch das Fichtensterben die Forstwirtschaft im Harz; die Umtriebsdauer dürfte sich laufend verringert haben.

Wir stehen also in der Anfangsphase einer sich über mehrere menschliche Generationen hinziehenden Waldvernichtung, von der am stärksten

Mitteleuropa, im weiteren Verlauf die ganze nördliche Hemisphäre getroffen wird. Soll man die Wälder abschreiben? Dies wäre abgesehen von der Rohstoff- und Wohlfahrtsfunktion des Waldes kein Ausweg, weil über das Sickerwasser die Belastung an die Hydrosphäre weitergegeben wird. Terrestrische Ökosysteme sind Glieder im Stoffhaushalt von Landschaften, die ihre Funktion umso besser erfüllen, je mehr Merkmale stabiler Ökosysteme sie aufweisen. Das Ausmaß der Gefährdung der Hydrosphäre sei an Analysendaten von Quellwasser aus Waldgebieten am Westrand des Kaufunger Waldes demonstriert: mit pH-Werten von 3,75 und Konzentrationen von 7 mg Aluminium/l liefert ein Großteil der Quellen Wasser, das nach dem heutigen Kenntnisstand für alle Wasserorganismen toxisch ist.

Man soll nicht von Katastrophen reden, ohne Vermeidensstrategien aufzuzeigen. Will man Ökosysteme schonen, so muß man ihre Strategie übernehmen: Maximierung der Energieausnutzung, Minimierung des Stoffaustauschs mit der Umwelt (ausgenommen Kohlendioxid, Sauerstoff und Wasser); beides zusammen bedeutet Maximierung des Recycling. Unsere derzeitigen technischen und Landbausysteme operieren genau umgekehrt: Sie sind auf Maximierung einer Produktion ausgerichtet, die aus dem System exportiert wird, während das Recycling eher minimiert wird. Wir müssen jetzt die Fehler korrigieren, die wir im Verlauf der Bewältigung der letzten ökologischen Herausforderung während der Industrialisierung begangen haben. Wir dürfen die ökologischen Ressourcen Luft, Wasser und Boden weder mit Giftstoffen belasten noch als Abfalldeponie mißbrauchen. Wir müssen die von uns geschaffenen und bewirtschafteten technischen und ökologischen Systeme, d. h. Wälder, Äcker, Städte, Fabriken, als Teilsysteme in den Naturhaushalt eingliedern. Unter ökonomischen, wirtschaftlichen Gesichtspunkten ist es genau so falsch wie unter ökologischen, diese Aufgabe hinauszuschieben, da die eingetretenen Schäden z. T. unter Kostenaufwendung reguliert werden müssen; der hierfür nötige Aufwand steigt laufend an.

Der Mensch hat die von ihm geschaffenen und bewirtschafteten Systeme nach ökonomischen Gesichtspunkten mit dem Ziel der Maximierung seines Nutzens strukturiert. Gegen die Anwendung dieses Prinzips wäre dann nichts einzuwenden, wenn die Bezugsperson, der Nutznießer, richtig definiert ist. Nutznießer sind heute Individuen und Gesellschaften im soziologischen Sinn. Wegen der ökologischen Langzeitwirkung menschlicher Handlungen ist diese Definition der Nutznießer unzureichend, sie berücksichtigt nicht die Belange künftiger Generationen. Nutznießer muß der Mensch als Art sein. Im Hinblick auf das hier behandelte Problem braucht eine solche Erweiterung unseres ökonomischen

Steuerungssystem ein sicheres naturwissenschaftliches Fundament, das es erlaubt, über nachteilige Auswirkungen möglicher Handlungen Einverständnis zu erzielen. Dieses Fundament kann nur gelegt werden, wenn die Naturwissenschaften noch stärker als bisher von der Untersuchung der Naturobjekte Tier, Pflanze, Gestein, Mineral, Boden und Wasser zur Untersuchung der Rolle übergehen, die diese Naturobjekte in den Systemen spielen, in denen sie als Elemente auftreten. Ökosystemare Untersuchungen sind nicht die Spielwiese der Ökologie, sondern erfordern die Einbringung naturwissenschaftlichen Fachwissens, einschließlich der Mathematik, Physik und Chemie.

Bodenstruktur und Stoffumsatz — Methodik der Erfassung bodenphysikalischer Parameter

Von P. Benecke und F. Beese¹⁾

1. Einleitung

Mit dem Begriffspaar Bodenstruktur und Stoffumsatz wird ein spezifischer Aspekt des umsatz erzeugenden Geschehens in Ökosystemen angesprochen. Dieser Aspekt wird hier vor allem in dem Einfluß der Bodenstruktur auf Speicher- und Transportprozesse im Boden gesehen. Damit läßt sich das Problem im wesentlichen auf physikalische Phänomene beschränken, ohne daß damit die Einbindung in eine ökosystemare Betrachtungsweise aufgegeben werden muß. Im Gegenteil: Die darzulegenden Zusammenhänge sind wesentliche Basiselemente des Funktionierens von Ökosystemen, auf die chemische und biologische Stoffumsätze aufbauen oder von denen sie abhängen.

Innerhalb der physikalischen Prozesse soll vor allem die Wechselwirkung zwischen Bodengefüge²⁾ einerseits und Wasserspeicherung sowie Wassertransport andererseits betrachtet werden; hierbei soll jedoch das Verhalten gelöster Substanzen eingeschlossen werden. Untersucht werden sollen mithin die in der Tat gefügeabhängigen Faktoren, von denen Transport und Verteilung des Bodenwassers und seines Lösungsinhaltes abhängen.

Die erste Abbildung soll den thematischen Rahmen veranschaulichen. Das Gefüge ist Merkmal eines in Horizonte gegliederten Bodenprofils, dem Ort der zu untersuchenden Prozesse.

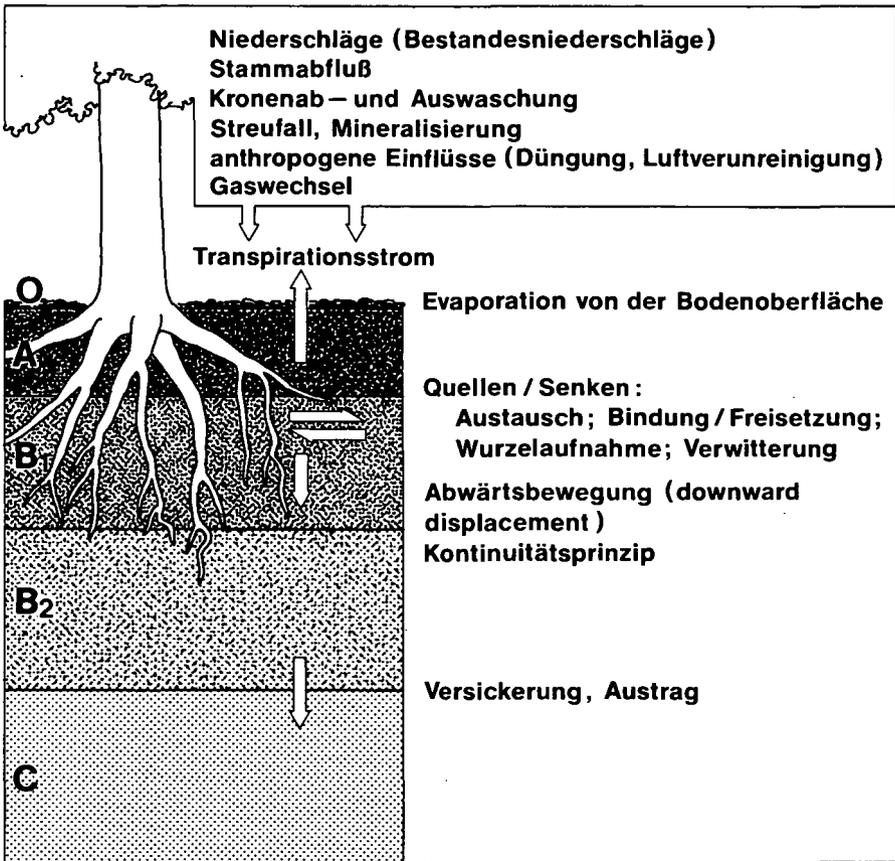
Diese normalerweise zeit- und ortsabhängigen Vorgänge werden in Gang gehalten durch „treibende Kräfte“, die von außen in Form von Zu- oder Abfuhr auf den Boden einwirken.

Beschränkt man die Betrachtung auf eindimensionale Fälle, so erfolgt die Stoffzufuhr durch die oben in Abb. 1 angegebenen Vorgänge. Die Abfuhr erfolgt durch Evaporation und Transpiration sowie durch Versickerung. Die Transpiration ist gekoppelt mit dem Entzug von Bodenlösung durch die Wurzeln, der als „Senke“ behandelt wird. Weitere Quellen/Senken-Prozesse sind in Abb. 1 aufgeführt. Für die Stoffbewegung im

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsingenweg 2, 3400 Göttingen-Weende

²⁾ Bodengefüge und Bodenstruktur werden hier als synonyme Begriffe verwendet.

Abb. 1: Faktoren des Wasser- und Stoffumsatzes im Boden



Boden gilt das Kontinuitätsprinzip, das auch den Gleichungen 8–10 (Übersicht 1) zugrunde liegt.

2. Umsatz

Umsatz wird — analog der Bedeutung in der Ökonomie — als die von einem sinnvoll abgegrenzten Bereich abgegebene Stoffmenge definiert:

$$(1) \quad I + B_a - B_e = U = \text{Umsatz}$$

I, U = Zugänge, Abgänge (input/output), Mengen

B_a, B_e = Anfangs-, Endbestand (-vorrat)

Der Wasserumsatz pro Zeiteinheit (Umsatzrate) im Boden eines ebenen Ökosystems (eindimensionale Wasserbewegung) setzt sich danach z. B. aus Versickerung und Verdunstung zusammen:

$$(2) \quad \frac{1}{\Delta t} (N_B + \Delta z (R_a - R_e)) = \frac{1}{\Delta t} (E + T + A_s), \quad \frac{\text{mm}}{\text{Zeiteinheit}}$$

$N_B = N - I =$ Bestandesniederschläge, mm

$N, I =$ Freilächenniederschläge, Interzeption, mm

$R_a, R_e =$ gespeicherte Wassermenge (Vorrat) zu Beginn (R_a) und am Ende (R_e) des Zeitintervalls Δt , mm

$E, T =$ Evaporation, Transpiration, mm

$A_s =$ Tiefensickerung, mm

Da die Einheiten „mm“ und „ dm^3m^{-2} “ äquivalent sind, handelt es sich um flächenbezogene Mengenangaben. Die Mengen beziehen sich außerdem auf das Zeitintervall Δt . Der Vorrat R ist kontinuierlich über das Tiefenintervall Δz verteilt und daher auf ein Volumen zu beziehen, das sich aus $1 \text{ m}^2 \times \Delta z \text{ m}$ ergibt. Bei Hanglage erweitern sich die rechtsstehenden Umsatzterme um die beiden Abflußgrößen „Oberflächenabfluß“ (A_o) und „oberflächennaher Abfluß“ (A_{on} , Interflow).

Der Umsatz eines Bodenkompartmentes, d. h. einer Bodenschicht wählbarer Dicke, ergibt sich in prinzipiell gleicher Weise wie in Gl. (2):

$$(3) \quad J_i + (\Delta z / \Delta t) (\theta_a - \theta_e) = J_u, \quad \frac{\text{mm}}{\text{d}} = 0,1 \frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^2\text{d}}$$

$J_i, J_u =$ pro Tag (d) und cm^2 dem Kompartiment zu-/abfließende Wassermenge mmd^{-1}

$\theta_a, \theta_e =$ volumetrischer Wassergehalt pro Volumeneinheit Boden zu Beginn und am Ende des Zeitintervalls Δt $\text{cm}^3\text{cm}^{-3}$

$\Delta z =$ Dicke des Kompartiments cm

Eine den Profilerkmalen folgende Einteilung eines Bodens in Kompartimente ist zweckmäßig, weil sich Größe und Art des Umsatzes mit der Tiefe i. a. stark ändern.

Gl. (3) zeigt, daß man verschiedene umsatz erzeugende Fälle unterscheiden kann:

- (I) $J_i > 0$ und $\theta_a > \theta_e$, Umsatz aus Zufluß und Vorratsabbau
 (II) $J_i = 0$ und $\theta_a > \theta_e$, Umsatz nur aus Vorratsabbau

- (III) $J_i > 0$ und $\theta_a = \theta_e$, Umsatz nur aus Zufluß (Gleichgewichtsfluß)
- (IV) $J_i = -\frac{\Delta z}{\Delta t} (\theta_a - \theta_e)$, trotz Zufuhr kein Umsatz, nur Vorratsaufbau
- (V) $J_i = -\frac{\Delta z}{\Delta t} (\theta_a - \theta_e) + J_u$, Zufuhr verteilt sich auf Vorratsaufbau und Umsatz

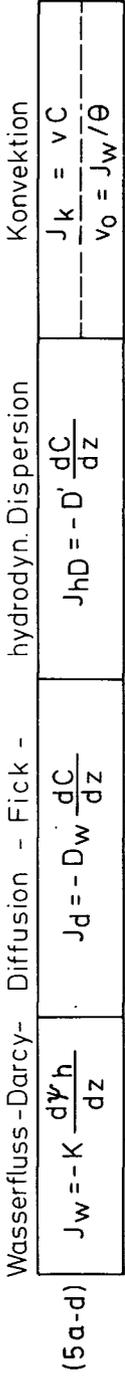
Gl. 3 berücksichtigt noch nicht die Transpiration bzw. den Wasserentzug der Wurzeln. Dies könnte im Prinzip durch Hinzufügen eines weiteren Umsatzterms auf der rechten Gleichungsseite geschehen:

$$(3a) \quad J_i + \frac{\Delta z}{\Delta t} (\theta_a - \theta_e) = J_u + T^* \quad \text{mmd}^{-1}$$

Übersicht 1: Zusammenstellung der Gleichungen, die die hier behandelten Prozesse beschreiben. Die Pfeile zeigen die Verknüpfungen zur Erfassung komplexerer (naturnäherer) Vorgänge.

J	- Wasser- bzw. Stofffluß	$\text{cmd}^{-1}, \text{gcm}^{-2}\text{d}^{-1}$
	Indizes: W - Wasser	
	d - Diffusion in freiem Wasser	
	dB - Diffusion in Bodenwasser	
	hD - hydrodynamische Dispersion	
	k - Konvektion	
	D - scheinbare Diffusion	
K	- Leitfähigkeit des Bodens für Wasser	cmd^{-1}
ψ_h	- hydraulisches Potential des Bodenwassers	cm
D_w	- Diffusionskoeffizient für Wasser	cm^2d^{-1}
D'	- hydrodynamischer Dispersionskoeffizient	cm^2d^{-1}
D^*	- Diffusionskoeffizient für Wasser im Boden	cm^2d^{-1}
\bar{D}	- scheinbarer Diffusionskoeffizient	cm^2d^{-1}
C	- Konzentration	gcm^{-3}
V	- Geschwindigkeit	$\text{cms}^{-1}, \text{cmd}^{-1}, \text{md}^{-1}$
V_o	- mittlere Porenwassergeschwindigkeit	cmd^{-1}
θ	- volumetrischer Wassergehalt	$\frac{\text{cm}^3 \text{ Wasser}}{\text{cm}^3 \text{ Boden}}$
f_l	- Tortuositäts- oder Labyrinthfaktor	—
Z	- vertikale Ordinate	cm
t	- Zeit	s, d
T	- Wasseraufnahme der Wurzeln	d^{-1}
S	- Stoffzufuhr aufgrund von Austauschvorgängen zwischen Bodenwasser und Festphase	$\text{gd}^{-1}\text{cm}^{-3}$
Q	- Bioelementaufnahme der Wurzeln	$\text{gd}^{-1}\text{cm}^{-3}$

Stationärer Wasser- und Stofftransport



$$J_d B = -D_w f_l(\theta) \frac{\partial C}{\partial z}$$

$$D^* = D_w f_l(\theta)$$

(6)

$$\bar{D} = D^* + D'$$

$$J_D = -\bar{D} \frac{\partial C}{\partial z}$$

(7)

Nicht-interaktiver Stofftransport bei stationärem Wasserfluss und instationärer Konzentration (Betrachtet wird die Konzentrationsänderung eines Kompartimentes)

$$\frac{C_2 - C_1}{\Delta t} = -\frac{J_D \cdot 2 - J_D \cdot 1}{\Delta z} - v \frac{C_2 - C_1}{\Delta z}$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \bar{D} \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} - v \frac{\partial C}{\partial z}$$

(8)

Nicht-interaktiver Stofftransport bei instationärem Wasserfluss

$$\frac{\theta_2 - \theta_1}{\Delta t} = -\frac{J_w \cdot 2 - J_w \cdot 1}{\Delta z}$$

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial \psi_h}{\partial z} \right)$$

(9a,b)

Interaktiver Stofftransport bei instationärem Wasserfluss

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial \psi_h}{\partial z} \right) - T(z, t)$$

$$\frac{\partial(\theta C + S)}{\partial t} = \bar{D} \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta \frac{\partial C}{\partial z} \right) - \frac{\partial(vC)}{\partial z} - Q(t, z)$$

(10a,b)

S - aufgrund von Austauschgleichgewichten T - Wasseraufnahme der Wurzeln Q - Bioelementaufnahme der Wurzeln

Wie aus Gl. 9a in der Übersicht 1 ersichtlich ist, wird der Entzugsterm (mit der Einheit $\text{cm}^3\text{cm}^{-3}\text{d}^{-1}$) jedoch gewöhnlich als zusätzliches Glied der sogenannten Kontinuitätsgleichung einbezogen. Der Zusammenhang zwischen Gl. 3 und 3a mit den Gleichungen 8a und 9a läßt sich durch eine einfache Umstellung zeigen:

$$(4) \quad \frac{\theta_e - \theta_a}{\Delta t} = - \frac{J_u - J_i}{\Delta z} - T(z, t) \quad \frac{\text{cm}^3}{\text{cm}^3\text{d}}$$

Der abflußbedingte Wasserumsatz erscheint in dieser Form nicht mehr explizit, sondern nur noch in seiner Wirkung auf die Flußänderung entlang der Strecke Δz , die zusammen mit dem entzugsbedingten Umsatz der Vorratsänderung mengengleich ist. Der Wasserentzug der Wurzeln ist hier als tiefen- und zeitabhängige Abnahme des Wassergehaltes (in der Umgebung der Wurzeln, Schlichter, 1980, Van der Ploeg et al., 1981) definiert.

3. Gefügenderkmale und -parameter

Die Bedeutung des Bodengefüges für den Stoffhaushalt beruht wesentlich auf dem Verhalten des Wassers — als dem Lösungsmittel und dem Stoff mit dem größten Umsatz im Boden — in den Bodenhohlräumen. Eine einfache Definition beschreibt das Bodengefüge als „räumliche Anordnung der festen Bodenteilchen“ (Arbeitskreis Standortskartierung, 1978, Benecke, 1966). Die Hohlraumstruktur eines Bodens kann damit als räumliches „Negativ“ seines Gefüges aufgefaßt werden. Anteil, Form und Größenverteilung der Hohlräume hängen demzufolge in unmittelbarer, komplementärer Weise vom Bodengefüge ab und können mit seiner Hilfe angesprochen und abgeschätzt werden.

Makroskopisch sind nur die sogenannten Grobporen erkennbar, und entsprechend erfaßt die gängige systematische Einteilung der verschiedenen Arten des Bodengefüges nach Form, Größe, Ausprägung, Entwicklungsgrad, Lagerungsart, Aufteilbarkeit und Beschaffenheit der Oberfläche der Aggregate oder der Abwesenheit solcher Aggregate insbesondere den für den Gasaustausch bedeutsamen Hohlraumanteil der Grobporen. Seine unzureichende Präsenz ist daher oft das Merkmal wechselfeuchter, zur Vernässung neigender Böden. Neben der Zuordnung im Sinne der Art des Aggregatgefüges sind vor allem die Merkmale Lagerungsart (geschlossen bis offen und sperrig) sowie Lagerungsdichte für die Beurteilung des Grobporenanteils aussagefähige Merkmale. Hinzu

kommen nicht unmittelbar gefügebezogene hydromorphe Merkmale wie insbesondere Marmorierung und Konkretionen.

Der größere Teil des insgesamt etwa zwischen 30 und 60 % des Bodenvolumens schwankenden Gesamthohlraumvolumens wird von den mittleren und feinen Poren eingenommen, deren Anteile — häufig noch weiter fraktioniert — routinemäßig durch indirekte Verfahren ermittelt werden, am häufigsten durch die Wasserspannungs/Wassersättigungs-Beziehung (pF-Kurve). Prinzipiell beruht dieses Verfahren auf einem Ausgleich des von der Porenweite abhängigen negativen Matrixpotentials des Bodenwassers (häufig als Wasserspannung bezeichnet) durch ein äquivalentes, jedoch positives Gravitations- (hängende Wassersäule) oder pneumatisches Potential (Druckkammer). Dadurch wird die Bindung des Wassers an den Boden aufgehoben und es kann ausfließen. Durch stufenweises Erhöhen der Kompensationspotentiale erreicht man eine Fraktionierung des in den feineren Grob-, sowie des in den Mittel- und Feinporen gegen die Schwerkraft gehaltenen Wassers, der eine Porenweitenfraktionierung entspricht.

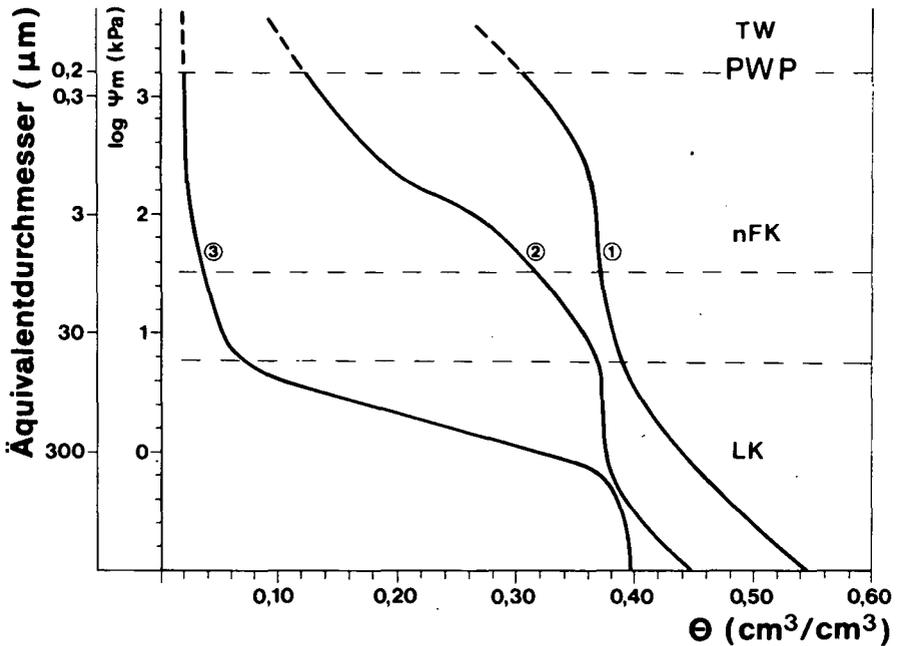
Interpretiert werden diese Befunde als „Äquivalentdurchmesser“, d. h. man benutzt die Fiktion, als ob das Porensystem eines Bodens aus parallel zueinander verlaufenden, unverbundenen, zylinderförmigen Röhren verschiedenen Durchmessers bestünde. Trotz dieses „als ob“-Charakters der pF-Kurve ist ihre ökologische Aussagefähigkeit unbestritten und sie wird als Kennlinie des Bodengefüges allgemein benutzt. Ihre Einbeziehung in mathematisch-physikalische Simulationsmodelle zeigt eindrucksvoll, daß der Auf- und Abbau des Bodenwasservorrates sich nach ihrem Verlauf richtet.

Abb. 2 zeigt, daß der generelle Verlauf der pF-Kurven maßgeblich von der Bodenart abhängt. Darüber hinaus spielen vor allen Dingen die Lagerungsdichte (Trockenraumgewicht) sowie der Humusgehalt eine mehr oder minder stark modifizierende Rolle. Diese Zusammenhänge hat z. B. Renger (1971) für die Ausarbeitung von Tabellen benutzt, die eine Herleitung der Porengrößenfraktionen aus den genannten indirekten Merkmalen erlaubt. Das Verfahren hat Eingang in die Standortaufnahme zur Abschätzung des Wasser- und Lufthaushaltes gefunden (Arbeitsgemeinschaft Standortskartierung, 1978).

Die Eignung der pF-Kurve als Kennlinie des Bodengefüges findet ihre Grenzen im Bereich der gröberen und groben (überkapillaren) Hohlräume, die zumindest teilweise schon zu Beginn der Messungen entwässert sind und schon aus diesem Grunde vom Meßprinzip nicht direkt erfaßt werden. Für die Charakterisierung dieses für die Beseitigung über-

Abb. 2: pF -Kurven von Bodenhorizonten aus schluffigem Ton (1), schluffigem Lehm (2) und mittlerem Sand (3).

ψ_m = Matrixpotential, θ = Wassergehalt
 LK = Luftkapazität (oder Grobporen)
 nFK = nutzbare Feldkapazität (oder Mittelporen)
 TW = Totwasser (oder Feinporen)
 PWP = permanenter Welkepunkt



schüssigen — und ökologisch häufig schädlichen — Wassers und für den Gasaustausch wesentlichen Porenanteils ist die Bestimmung des gesättigten und der ungesättigten Wasserleitfähigkeit die geeignetere Methode.

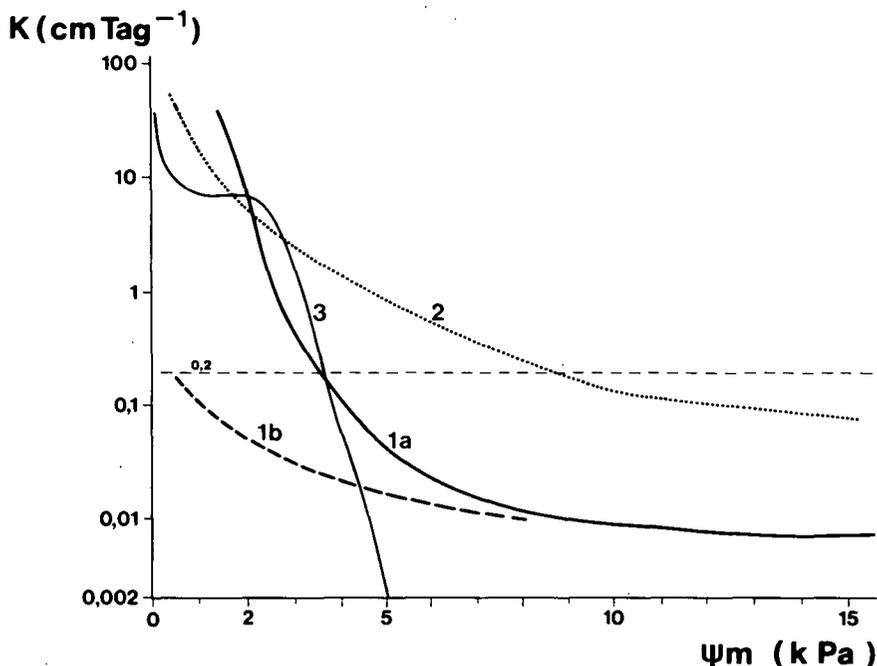
Definiert ist die Leitfähigkeit als die pro Zeiteinheit durch eine senkrecht zur Strömungsrichtung gedachte Flächeneinheit des durchströmten Mediums hindurchtretenden Wassermenge bei einem Gefälle des hydraulischen Potentials von 1. Man spricht auch von der Darcy- oder der Filtergeschwindigkeit. Es wird noch zu zeigen sein, daß sie die grundlegende Kenngröße des Bodens nicht nur für die Bewegung des Wassers, sondern auch für die Bewegung und Dispersion des Lösungsinhaltes ist.

Die Messung erfolgt — wie bei der Bestimmung der pF -Kurve — an gefügebelaassenen Bodenproben. Im Prinzip wird die Probe entweder bei

voller Wassersättigung oder nach vorheriger Teilentwässerung einem hydraulischen Gefälle ausgesetzt und der dabei erfolgende Wasserdurchsatz als Funktion der Zeit gemessen. Man kann jedoch auch den Entwässerungsverlauf aus einer Probe analysieren. Sehr zu empfehlen sind Messungen im Gelände, bei denen man einen Gleichgewichtsickerstrom herstellt und die zugehörige Potentialverteilung mittels Tensiometern mißt (Bouma, 1977). Die Zahl der methodischen Variationen und Möglichkeiten ist beträchtlich, ohne daß man sagen könnte, daß eine sich eindeutig durchgesetzt hätte. Die Methoden unterscheiden sich in bezug auf Effektivität und Reproduzierbarkeit, Streuung und mögliche systematische Fehler der Meßwerte, so daß die Gewinnung zuverlässiger Leitfähigkeitswerte nach wie vor ein Problem ist. Dies ist nicht zuletzt für die Benutzung von Simulationsmodellen von Bedeutung.

Anders als aus der pF-Kurve lassen sich aus den Ergebnissen der Leitfähigkeitsmessungen keine direkten Gefügeabmessungen herleiten, obwohl die Hagen-Poiseuille'sche Gleichung einen Ansatz bietet. Während jedoch der Boden als Wasserspeicher sich so verhält, als bestünde er aus zylindrischen Kapillarröhrchen, läßt sich diese Idealisierung nicht auf die Leitfähigkeit übertragen. Tut man es dennoch, so findet man, daß der Boden etwa eine um das hundert- bis zehntausendfache höhere Leitfähigkeit haben müßte als dies tatsächlich der Fall ist. Hier wird deutlich, daß die Porenkontinuität ein die Leitfähigkeit offenbar stärker beeinflussendes Merkmal ist als die bloße Porengrößenverteilung. Dies sei am Beispiel zweier Tonböden mit vergleichbarer Porengrößenverteilung erläutert. Abb. 3 zeigt die Leitfähigkeit als Funktion des Matrixpotentials von zwei tonigen und klar aggregierten Bodenhorizonten. Der sehr gut in polyedrische Aggregate gegliederte B_v-Horizont einer Terra fusca (1a in Abb. 3) hat eine wesentlich höhere Leitfähigkeit im geringen Saugspannungsbereich als der entsprechende Horizont eines nahegelegenen Pelosols aus Rötton (1b in Abb. 3). Der Vergleich der beiden Böden zeigt, inwieweit das Makrogefüge durch höheren Aggregierungsgrad und weniger geschlossener Lagerung die Leitfähigkeit (und damit den Lufthaushalt) positiv beeinflussen kann. Der Pelosol liegt an der Grenze zum Pseudogley. Er verfügt jedoch auch noch über ein sehr gut entwickeltes Aggregatgefüge, das indes gröber und weniger offen ist. Hier wird zugleich die Wechselwirkung mit dem chemischen Milieu deutlich: Ein hohes Ca-Angebot in der Bodenlösung bzw. hohe Anteile an austauschbarem Ca am Sorptionskomplex begünstigen ganz wesentlich eine standörtlich besser zu beurteilende Gefügeentwicklung bei sonst gleichen Bedingungen. Nach Entwässerung des Grobporenanteils (Äquivalent-

Abb. 3: Leitfähigkeit K als Funktion des Matrixpotentials ψ_m der gleichen Bodenhorizonte wie in Abb. 2. Bezüglich 1a und 1b s. Text.



durchmesser $> 30 \mu$) folgt die Leitfähigkeit/Saugspannungsbeziehung beider Böden dem gleichen Verlauf. Sie hängt — mit anderen Worten — jetzt hauptsächlich von Bodenart und Lagerungsdichte ab.

4. Modelle

Die pF-Kurve und die Leitfähigkeitsfunktion wurden als die für den Stoffumsatz aussagefähigsten gefügeabhängigen Parameter des Bodens herausgestellt. Sie lassen — im Gegensatz etwa zu den morphologischen Methoden der Gefügekennzeichnung — eine Quantifizierung der Gefügefunktionen im Stoffhaushalt zu und sind deswegen essentielle Bestandteile vieler kausalanalytischer, mathematisch-physikalischer Modelle zur Simulation des Wasser- und Stoffhaushaltes für gegebene Standortbedingungen. Modelle stellen vereinfachte Repräsentationen der Wirklichkeit dar und lassen sich auf ganz unterschiedlichem Kenntnisstand entwickeln.

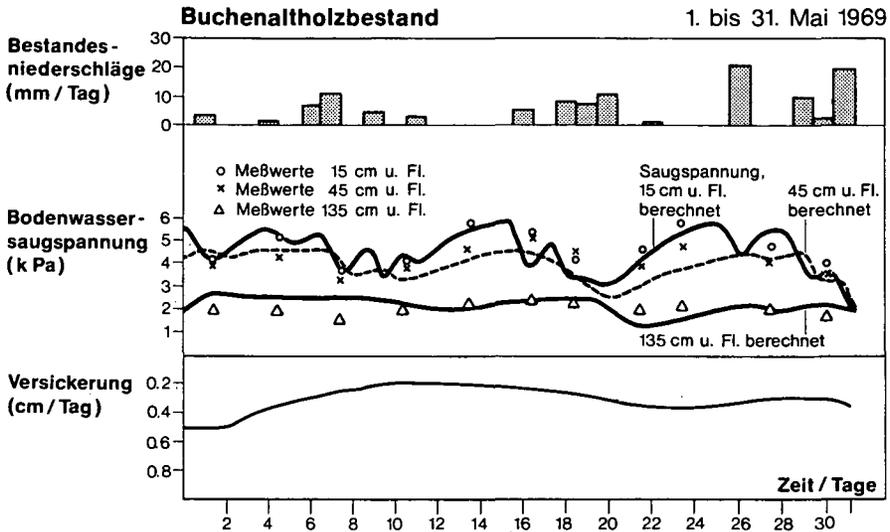
In der Hydrologie untersucht man schon seit etwa 100 Jahren Einzugsgebiete, um die Auswirkung verschiedener Vegetations- oder Nutzungsformen auf den Abfluß kennenzulernen. Solche Modelle können als „black box“-Modelle bezeichnet werden, bei denen die internen Umsätze und Prozesse durch empirisch gewonnene Beziehungen repräsentiert werden. Kausale Beziehungen fehlen, mit der Folge, daß die Gültigkeit der Modelle sich auf das Untersuchungsobjekt beschränkt und die Übertragbarkeit auch auf scheinbar ähnliche Einzugsgebiete problematisch ist. In ganz ähnlicher Weise kann man von den zahllosen Lysimetermessungen sprechen, d. h. man kann auch ein Lysimeter als ein Mini-Einzugsgebiet betrachten. Dies wird besonders an der schematischen Abbildung 1 deutlich, die auch als Skizze eines Lysimeters dienen könnte.

Auf der Grundlage von zwei einfachen Gesetzen, die beide bereits seit über 100 Jahren bekannt sind, läßt sich nun — bildlich gesprochen — Licht in die black box bringen. Gemeint sind das Darcy-Gesetz über den Transport von Wasser durch poröse Medien und das Fick'sche Diffusionsgesetz. Auf sie bauen (vgl. Übersicht 1) die den Wasser- bzw. Stofffluß im Boden regelnden Gesetzmäßigkeiten auf, die den Kern der jeweiligen mathematisch-physikalischen Modelle darstellen. Es erscheint mithin ganz natürlich, diese Gleichungen zu benutzen, um die Auswirkungen der Gefügefunktionen auf den Stoffumsatz in seinen wesentlichen Aspekten aufzuzeigen. Von „wesentlich“ kann man in diesem Zusammenhang in dem Maße sprechen, in dem Meßergebnisse die mit Hilfe solcher Modelle gewonnenen Ergebnisse bestätigen.

5.1 Bodenwassermodelle

Wie bereits in der Abb. 3 gezeigt wurde, spiegelt sich der Gefügeeinfluß in der Darcy-Gleichung bzw. in der Leitfähigkeitsfunktion wider. Von ihr hängt bei einem gegebenen Gefälle des hydraulischen Potentials der Wasserfluß ab. Die Darcy-Gleichung gilt für den Fall eines stationären Wasserflusses, bei dem keine Speicheränderungen auftreten. Dieser Fall tritt in der Natur zwar gelegentlich auf; weitaus häufiger sind indessen gleichzeitig ablaufende Strömungs- und Speicheränderungsvorgänge. Um die Darcy-Gleichung auf diesen Fall anwenden zu können, kann man den Boden in eine beliebige Anzahl von Kompartimenten (Abb. 1) einteilen. Die Wassergehaltsänderung innerhalb eines solchen Kompartimentes während eines Zeitintervalles ist dann gleich der Differenz zwischen dem ein- und ausströmenden Wasser. In mathematischer Schreibweise läßt sich dies wie in Übersicht 1 gezeigt, darstellen. Durch den Übergang

Abb. 4: Vergleich rechnerisch simulierter (Linien) und gemessener (Punkte) ψ_m -Werte (Bodenwassersaugspannung) in verschiedenen Bodentiefen einer schluffig-lehmigen, schwach podsoligen Braunerde unter einem Buchenaltholzbestand des Solling (Benecke, 1978)



von Differenzen auf Differentiale ergibt sich die bekannte Kontinuitätsgleichung (Gl. 9a). Sie ist der Kern der Bodenwassermodelle. Abb. 4 zeigt als Beispiel die Ergebnisse einer Simulation unter den standörtlichen Bedingungen einer Versuchsfläche des Sollingprojektes. Es handelt sich um eine geschichtete, saure Braunerde unter einem Buchenbestand. Um das Modell zu testen, wurden die simulierten und die tatsächlich gemessenen Matrixpotentiale in verschiedenen Tiefen und zu verschiedenen Zeitpunkten miteinander verglichen. Die Abbildung läßt ein befriedigendes Maß an Übereinstimmung erkennen und bestätigt damit, daß der Wasserumsatz dieses Bodens mit Hilfe dieses mathematischen Ausdrucks unter Benutzung der für die einzelnen Horizonte getrennt ermittelten pF- und Leitfähigkeitsfunktionen adäquat beschrieben werden kann.

5.2 Stofftransport

Der unmittelbare Zusammenhang zwischen Wasserbewegung in flüssiger Form und Stoffverfrachtung als Lösungstransport besteht in der passiven Verlagerung des Lösungsinhaltes mit dem im wassererfüllten

Teil des Bodenhohlraumsystems fließenden Wasser. Dieser als Konvektion bezeichnete Transport erfolgt unter humiden Klimabedingungen überwiegend abwärts, und zwar unter Verdrängung der im Boden bereits vorhandenen Lösung. Das für den Ersatz des bis zu einer bestimmten Bodentiefe — z. B. 1 Meter — gespeicherten Wassers benötigte Zeitintervall hängt von der Relation Niederschlagsüberschuß/Feldkapazität ab und beträgt bei uns häufig etwa 1 Jahr. Die Bewegung erfolgt — mit anderen Worten — ziemlich langsam (Größenordnung: $< \text{cm/d}$), kann aber z. B. bei Berechnungen beträchtlich gesteigert werden. Die Verlagerung von gelösten Stoffen läßt sich indessen nicht allein auf einfache Konvektion zurückführen. Durch den wassererfüllten Teil des Porensystems von Böden fließendes Wasser zeigt Abweichungen vom konvektiven Fließen, die als hydrodynamische Dispersion bezeichnet werden. Sie resultiert aus der unterschiedlichen Fließgeschwindigkeit innerhalb einer Pore sowie in verschieden weiten Poren und schließlich aus der Tortuosität der Fließbahnen. Als Folge davon vermischen sich die verdrängende und die verdrängte Bodenlösung beiderseits der ursprünglichen Berührungsfläche und rufen — solange Wasserbewegung herrscht — eine ähnliche Verteilung des Lösungsinhaltes hervor wie sie durch Diffusion im ruhenden Wasser entsteht.

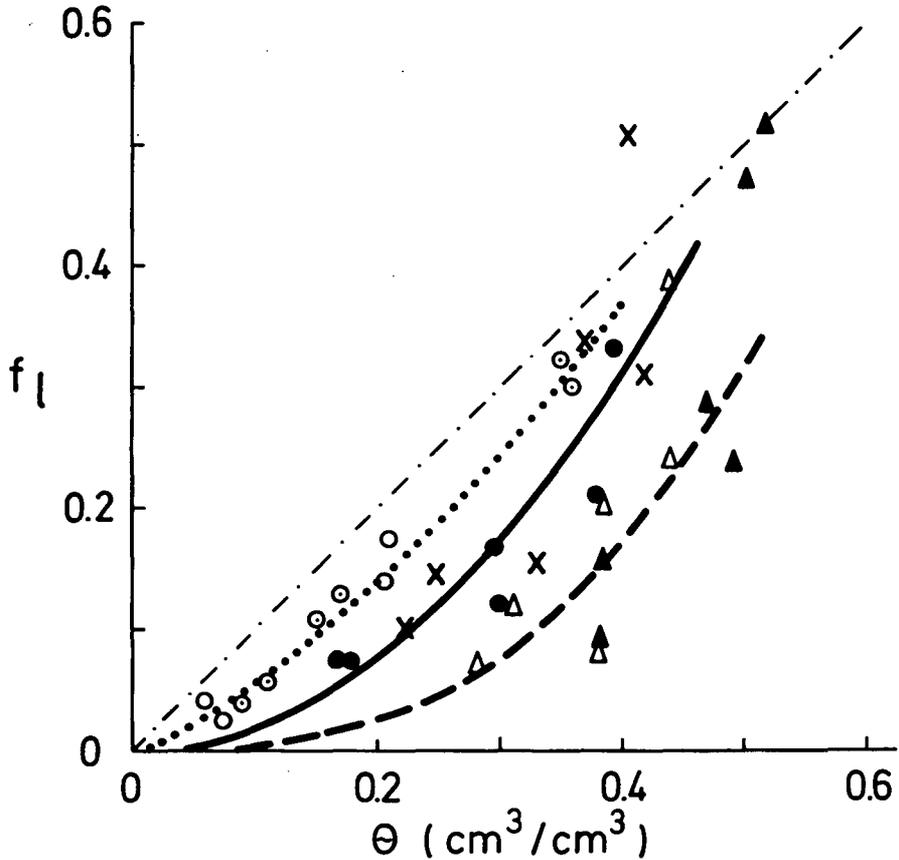
Neben der hydrodynamischen Dispersion sorgt die molekulare Diffusion für eine Verteilung des Lösungsinhaltes in Richtung des Konzentrationsgefälles. Sie tritt unabhängig auf der Wasserbewegung auf, so daß sich beide Effekte in dem sogen. scheinbaren Diffusionskoeffizienten kombinieren.

Die Verknüpfung von Wasserfluß und Stofftransport läßt sich aus der bereits genannten Übersicht 1 ablesen. Die oben aufgeführten Basisgleichungen gelten für stationäre Bedingungen. Wie man sieht, sind drei verschiedene Mechanismen an der Stoffverlagerung beteiligt. Unter ihnen ist die Diffusion unabhängig davon, ob sich das Wasser bewegt oder nicht. Sie soll zunächst betrachtet werden.

Der Diffusionskoeffizient im Boden läßt sich als Produkt des Diffusionskoeffizienten für Wasser und einem von Wassergehalt abhängigen Tortuositäts- oder Labyrinthfaktor f_1 darstellen. Untersuchungen über den Einfluß des Bodengefüges und der Fließgeschwindigkeit auf den scheinbaren Diffusionskoeffizienten ergaben die in Abb. 5 dargestellten Abhängigkeiten. Der am stärksten gemischkörnige, hohlraumreiche und gefügestabile „Solling-Boden“ (saure Braunerde) zeigt den stärksten Gefügeeinfluß im Sinne einer Reduzierung der Diffusion, insbesondere bei niedrigen Wassergehalten. Demgegenüber ist der Effekt des gefüge-

Abb. 5: Der Tortuositätsfaktor f_l einiger Böden als Funktion des Wassergehaltes θ

x	PARABRAUNERDE	10-15 cm	Δ	SAURE BRAUNERDE	35-40 cm
•	"	40-45 cm	o	PODSOL	0 - 5 cm
\blacktriangle	SAURE BRAUNERDE	0 - 5 cm	o	"	30-35 cm



schwachen, gleichkörnigen Podsoles am geringsten. Die Lößparabraunerde ordnet sich dazwischen ein (Werte > 1 sind vermutlich auf zusätzlichen Massenfluß zurückzuführen).

Der Einfluß des Gefüges wird besonders deutlich, wenn man die Ergebnisse von Untersuchungen an gestörten Böden mit solchen an ungestörten Böden vergleicht. Es zeigt sich, daß die ungestörten Böden eine höhere Tortuosität aufweisen, die auf das noch vorhandene Aggregategefüge zurückgeführt werden dürfte.

Konvektion und hydrodynamische Dispersion

Bewegt sich das Wasser im Boden unter dem Einfluß eines hydraulischen Gradienten, so würde man unter Konvektion verstehen, daß sich ein gegebenes Volumen des strömenden Wassers mit seiner Lösung inhaltlich unverändert fortbewegte (Übersicht 1). Der dabei erfolgende Durchgang an gelöster Substanz durch eine senkrecht zur Fließrichtung gedachte Fläche ergäbe sich aus der Porenwassergeschwindigkeit v_0 multipliziert mit der Konzentration. Die Porenwassergeschwindigkeit ihrerseits ergibt sich aus der Darcy-Geschwindigkeit dividiert durch den jeweiligen Wassergehalt. Diese Division ist erforderlich, um auf den tatsächlich durchflossenen Querschnitt umzurechnen.

Da die hydrodynamische Dispersion nur bei Wasserbewegung auftritt, bei der auch immer Diffusionsvorgänge ablaufen, ist sie experimentell nicht getrennt zu erfassen. Dies ist nur für den kombinierten Vorgang

Abb. 6: Der Quotient D/D^* (hydrodynamischer Dispersionskoeffizient/molekularer Diffusionskoeffizient) als Funktion der Porenwassergeschwindigkeit v_0 (Todd et al., 1972)

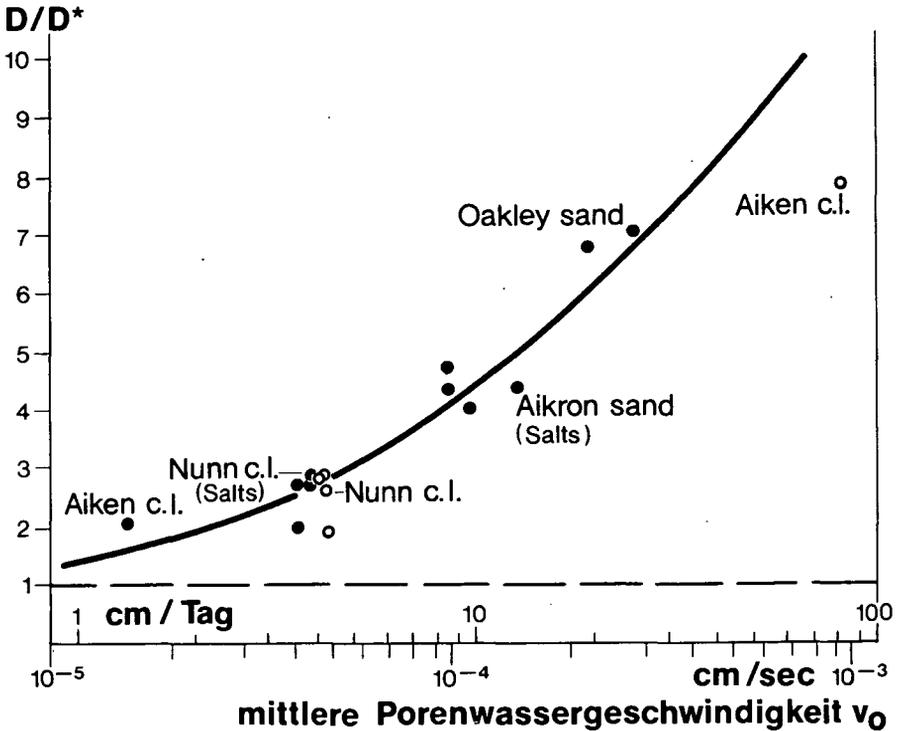
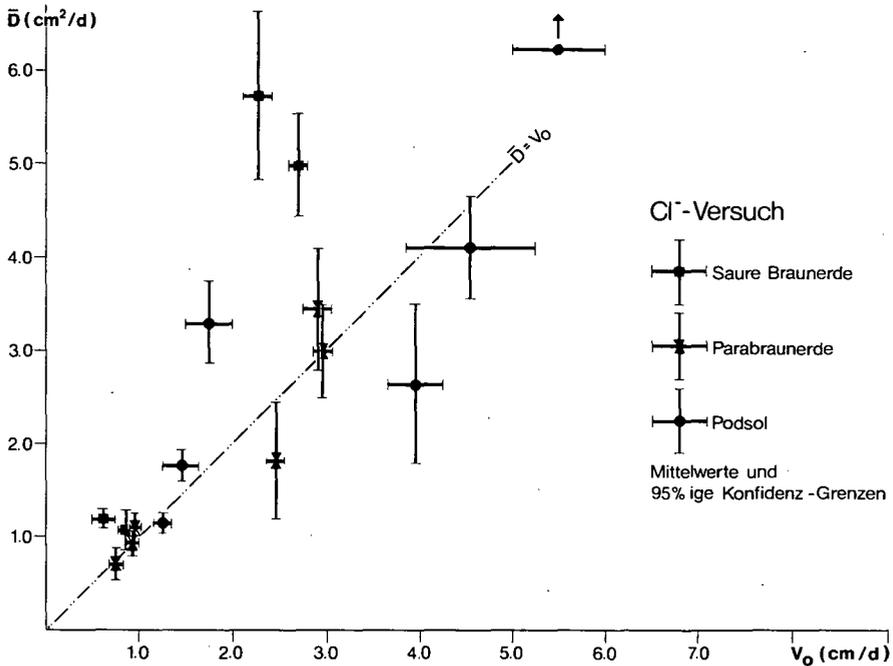


Abb. 7: Abhängigkeit des scheinbaren Diffusionskoeffizienten \bar{D} von der Porenwassergeschwindigkeit v_0



möglich, bei dem als neue, substratspezifische Kenngröße der scheinbare Diffusionskoeffizient auftritt. Er hängt bei geringen Fließgeschwindigkeiten hauptsächlich vom molekularen Diffusionskoeffizienten im Boden ab und wird bei hoher Fließgeschwindigkeit maßgeblich vom hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten bestimmt. Abb. 6 zeigt, daß der Anteil der molekularen Diffusion mit wachsender Porenwassergeschwindigkeit rasch abnimmt.

5.2.1 Der scheinbare Diffusionskoeffizient

Die Abb. 7 läßt erkennen, daß der scheinbare Diffusionskoeffizient \bar{D} außer vom Substrat stark von der Porenwassergeschwindigkeit abhängig ist. Bemerkenswert ist, daß die gefügestabile, hohlraumreiche Braunerde die hydrodynamische Dispersion so sehr begünstigt, daß trotz der Reduktion des molekularen Diffusionskoeffizienten (vgl. Abb. 6) hier die höch-

sten Werte des scheinbaren Diffusionskoeffizienten zu verzeichnen sind, wobei dieser Effekt mit zunehmender Fließgeschwindigkeit sich noch weiter verstärkt. Umgekehrt liegen die Werte des Podsol hier durchweg besonders niedrig, obwohl der molekulare Diffusionskoeffizient am wenigsten beeinträchtigt wurde. Die Werte der Parabraunerde liegen dazwischen und folgen am besten der einfachen Beziehung $\bar{D} = v_0$, die eine brauchbare Abschätzung für den molekularen Diffusionskoeffizienten erlaubt (Beese et al., 1981).

5.2.2 Stofftransport bei stationärem Wasserfluß

Wie sich die Größe des scheinbaren Diffusionskoeffizienten auf die Verteilung auswirkt, zeigen die beiden folgenden Abbildungen 8 und 9 in Form sogen. Durchbruchkurven. Bei einer Darcy-Geschwindigkeit von 1 cm pro Tag erscheinen beim Podsol (Abb. 9) in 90 cm Tiefe nach etwa 12 Tagen die ersten Spuren des hier zur Markierung benutzten Tritiums, am 20. Tag erfolgt der Durchbruch, d. h. die Verdrängung des ursprünglichen Wasservorrates oberhalb dieser Ebene, und nach etwa 30 Tagen sind keine Tracer mehr nachzuweisen.

Abb. 8: Relative Konzentration von T-O-H in 90 cm Tiefe einer Bodensäule als Funktion des Zeitintervalls nach Applikation des T-O-H an der Oberfläche der Bodensäule (zweimaliger Versuch mit unterschiedlicher Darcy-Geschwindigkeit)

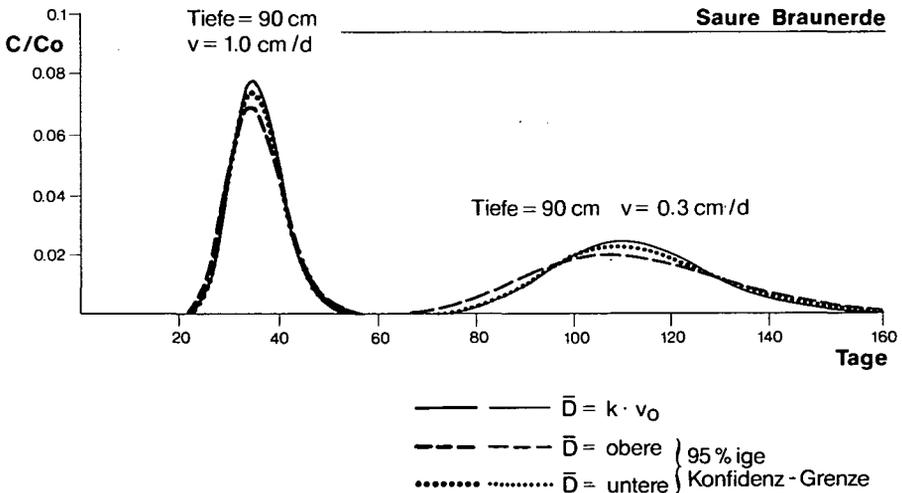
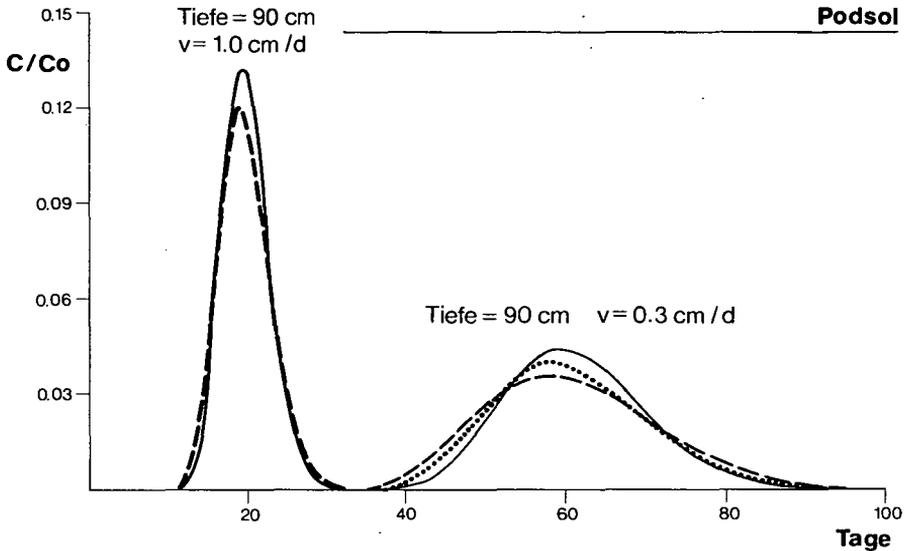


Abb. 9: wie 8



Bei verringerter Darcy-Geschwindigkeit (0,3 cm/d) erfolgt der Durchbruch erst nach 60 Tagen und die Verteilungskurve erstreckt sich über einen Zeitraum von etwa 50 Tagen vom 40. bis 90. Tag. Beträchtlich anders sehen die Kurven bei der „sauren Braunerde“ aus (Abb. 8). Dank des höheren Wassergehaltes erfolgt der Durchbruch erst nach 35 bzw. 90 Tagen. Der größere scheinbare Diffusionskoeffizient kommt in der beträchtlich größeren Verteilung über 34 bzw. 91 Tagen zum Ausdruck. Die Parabraunerde unterschied sich nur wenig von der sauren Braunerde (nicht abgebildet).

Die gezeigten Ergebnisse wurden unter der Bedingung eines stationären Wasserflusses erhalten, in den kurzfristig eine T-O-H-haltige Lösung eingeschleust wurde (Puls). Auch hier kann man — analog der für die Erläuterung der Kontinuitätsgleichung gemachten Betrachtungsweise — von einer Kompartimentierung der Fließregion ausgehen und kommt zunächst zu einer Differenzgleichung (Gl. 8 oben, Übersicht), aus der sich wiederum durch Substitution und Übergang zu Differentialen die Gleichung für den Stoffumsatz mit dem strömenden Wasser in einem porösen Medium ergibt (Gl. 8 unten, Übersicht). Sie umfaßt einen die molekulare Diffusion und hydrodynamische Dispersion als scheinbare Diffusion kombinierenden Teil sowie einen konvektiven Teil.

5.2.3 Stofftransport bei instationärem Wasserfluß

Den natürlichen Verhältnissen kommt wiederum ein Fallenlassen der Einschränkung einer stationären Wasserbewegung näher. Für diesen Fall wurde die obige Gleichung von Warrick et al. (1971) entsprechend der Gl. 9b der Übersicht abgewandelt. Die Autoren geben eine analytische Lösung für vereinfachte Randbedingungen und beschreiben damit die Konzentrationsverteilung eines Feldversuches als Funktion von Raum und Zeit. Van der Ploeg et al. (1975) benutzten dieselben Daten und lösten die Gleichung mit Hilfe eines numerischen Verfahrens, bei dem keine Vereinfachung der Randbedingungen erforderlich ist. Ein Vergleich der experimentellen Befunde, der analytischen Lösung und der numerischen Lösung ist in Abb. 10 zu sehen. Sie läßt erkennen, daß die numerische Lösung eine etwas bessere Übereinstimmung mit den Meßwerten aufweist als die analytische. Die Übereinstimmung ließe sich sicher noch weiter verbessern, wenn der scheinbare Diffusionskoeffizient ebenfalls als Variable behandelt worden wäre. Es läßt sich jedoch feststellen, daß der Gefügeeinfluß auf die Stoffbewegung bei instationärer Wasserbewegung sehr viel komplizierter wird und daß das Modell trotzdem die Bewegung und Verteilung der Lösungstoffe in adäquater Weise beschreibt.

5.2.4 Interaktiver Stofftransport bei instationärem Wasserfluß

Den allgemeinsten Fall des Stoffumsatzes in einem Ökosystem stellt der interaktive Stofftransport bei instationärer Wasserbewegung dar. Erst die heutige Computertechnik mit ihren Möglichkeiten für numerisches Rechnen erlaubt die Lösung des entsprechenden Modells (Gl. 10a und 10b der Übersicht) für realitätsnahe Randbedingungen. Die Simulation erfordert die simultane Lösung beider Gleichungen. Die Bodenwassergleichung weist zusätzlich einen Term für den Wasserentzug durch die Wurzeln auf. Der entsprechende Term findet sich in der den Umsatz gelöster Stoffe beschreibenden Gleichung für die Nährstoffaufnahme der Wurzeln. Berücksichtigt werden außerdem Veränderungen der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung durch Austauschvorgänge, wobei die jeweiligen Austauschisothermen zugrunde gelegt wurden und angenommen wurde, daß es innerhalb jedes Zeitschrittes zu einer Gleichgewichtseinstellung kommt. Abgesehen von den durch die Interaktion mit der Biosphäre und mit der Bodenmatrix hervorgerufenen Prozessen soll hervorgehoben werden, daß die Steuerung des gesamten übrigen Geschehens unter gegebenen Anfangs- und Randbedingungen ausschließlich auf die beiden gefügerepräsentierenden Funktionen pF-Kurve und

Abb. 10: Infiltration einer CaCl_2 -Lösung in einen Boden (Feldversuch). Dargestellt sind die auf 3 verschiedenen Wegen gefundene vertikale Verteilung des CaCl_2 und des Wassergehaltes zum gleichen Zeitpunkt nach der Zugabe: (I) mittels analytischer Lösung (Warrick et al., 1971), (II) durch rechnerische Simulation (van der Ploeg et al., 1975) und (III) durch Messungen (offene Kreise: CaCl_2 -Konzentration in der Bodenlösung, volle Kreise: Wasser: Wassergehalt (Warrick et al., 1971))

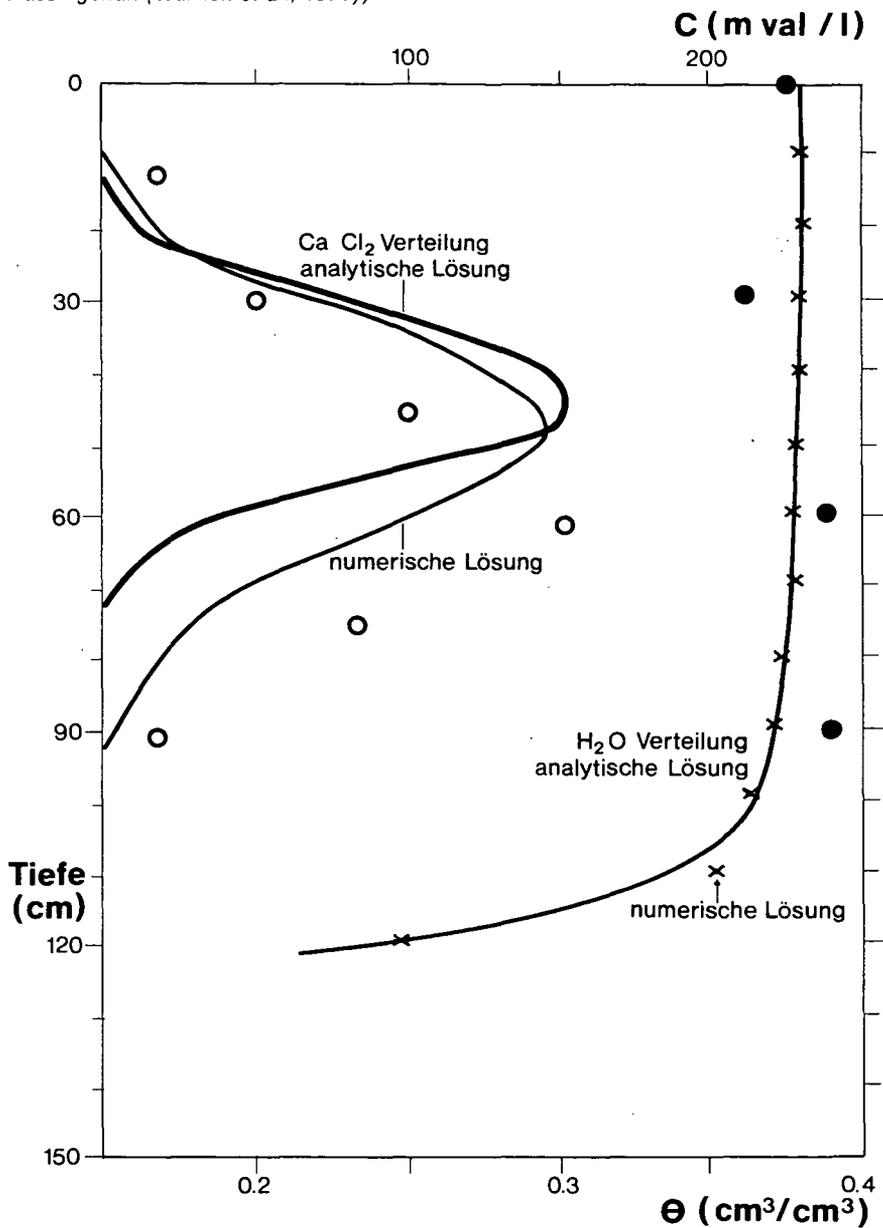


Abb. 11: Niederschläge, Transpiration und Versickerung der Solling-Versuchsflächen (Saure Braunerde unter Buchen-Altholzbestand) (v. d. Ploeg et al., 1975)

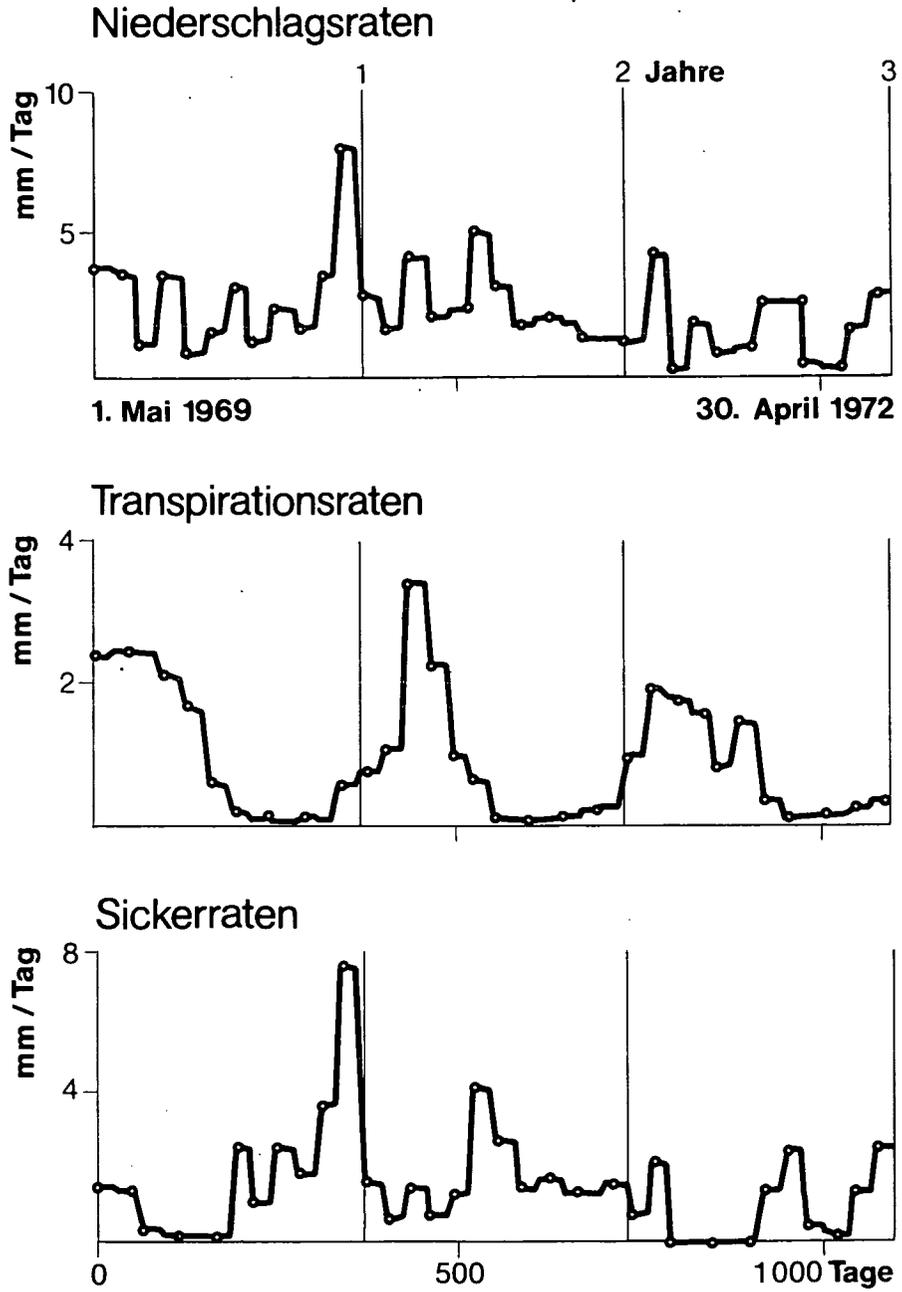
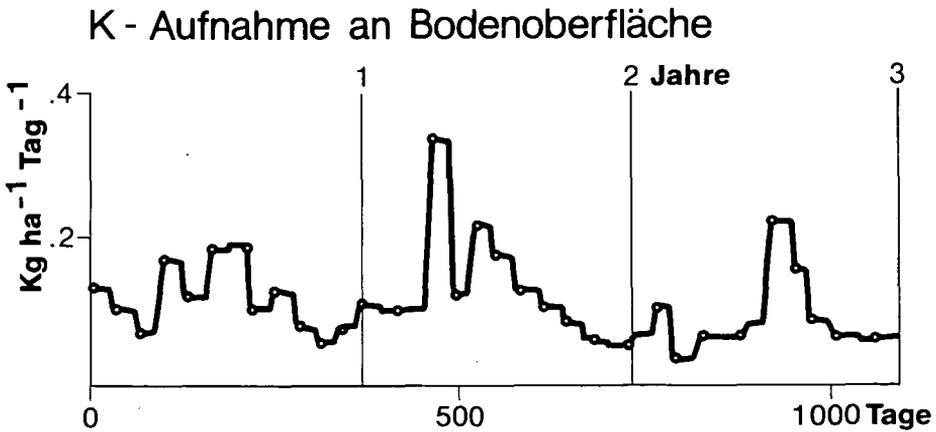


Abb. 12: Raten der K-Aufnahme (gemessen) aus der Mineralisierung und mit den Niederschlägen an der Bodenoberfläche (v. d. Ploeg et al., 1975)



Leitfähigkeitsbeziehung zurückgeführt werden kann. In den beiden Gleichungen 10a und 10b kommt mithin die Quintessenz des im Thema angesprochenen Zusammenhanges zum Ausdruck, nämlich Ausmaß und Anteil der von der Bodenstruktur abhängigen Funktionen für den Stoffumsatz.

5.2.5 Beispiel: K-Umsatz einer sauren Braunerde unter Buchen

Mit einigen abschließenden Darstellungen sollen die Ergebnisse illustriert werden, die mit Hilfe dieses mathematischen Modells erhalten wurden. Simuliert wurde die Periode vom 1. Mai 1969 bis 30. April 1972 für die standörtlichen Bedingungen der Versuchsflächen im Solling. Abb. 11 zeigt die gemessenen Niederschlagsraten sowie die simulierten Transpirations- und Versickerungsraten.

Abb. 12 zeigt die gemessene Kaliumzufuhr mit den Niederschlägen und aus der Mineralisierung. Sie betrug rd. 50 kg pro ha und Jahr. Abb. 13 veranschaulicht die Kaliumaufnahme durch die Wurzeln. Sie wurde errechnet aus der Transpirationsrate, multipliziert mit der Kaliumkonzentration der Bodenlösung (Abb. 14). Diese so gefundene Menge reichte jedoch nicht aus, verglichen mit Biomassenanalysen. Deshalb wurde ein konstanter Korrekturfaktor von 27,5 errechnet, der in der Literatur bestätigt wird durch Befunde etwa von Russel et al., 1958, Bowling et al., 1964, Bow-

ling, 1968. Der Korrekturfaktor wird als TSCF (Transpiration Stream Concentration Factor) auch für andere Bioelemente angegeben.

Hier wird ein im einzelnen noch nicht bekannter Mechanismus zunächst als „black box“ in Gestalt dieses empirischen Anpassungsfaktors in die Modellrechnungen aufgenommen.

Abb. 13: (a) K-Aufnahmeraten der Wurzeln berechnet als Massenfluß \times Konzentration (b) korrigierte Werte (vgl. Text) (v. d. Ploeg et al., 1975)

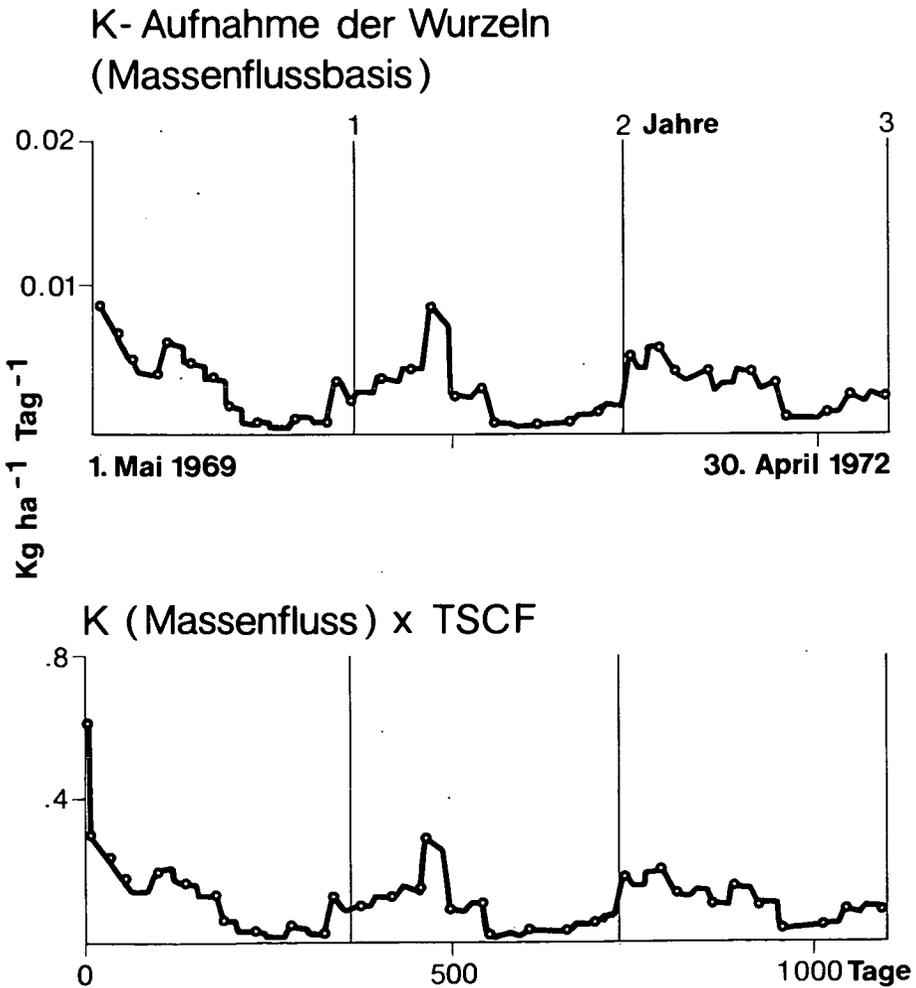
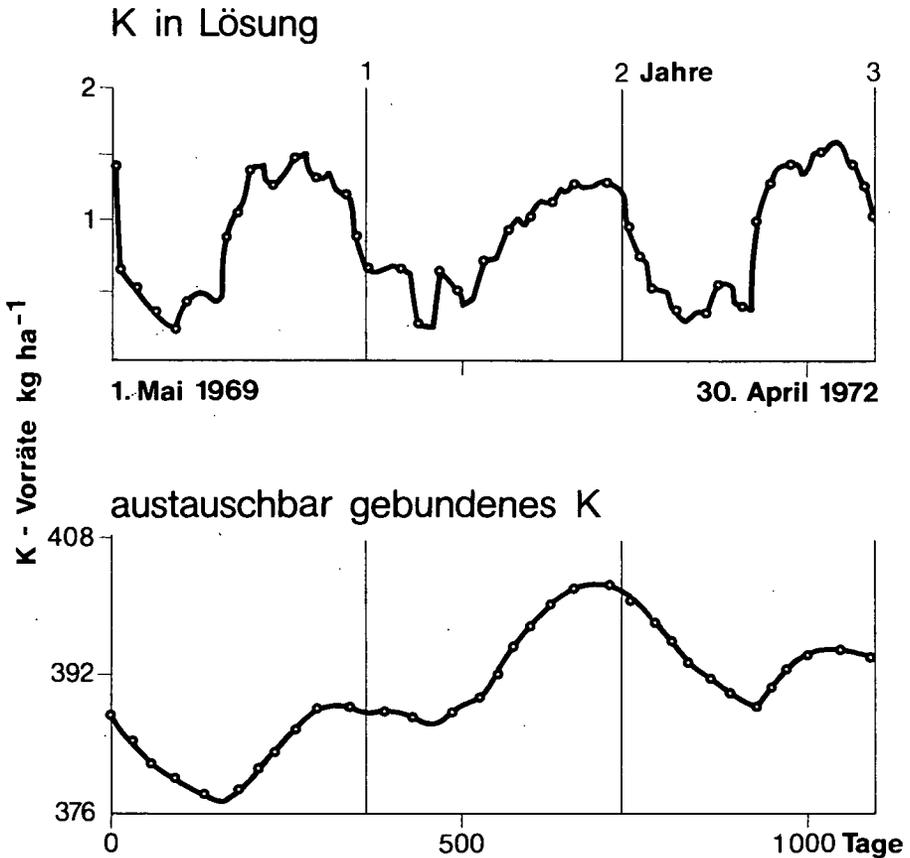


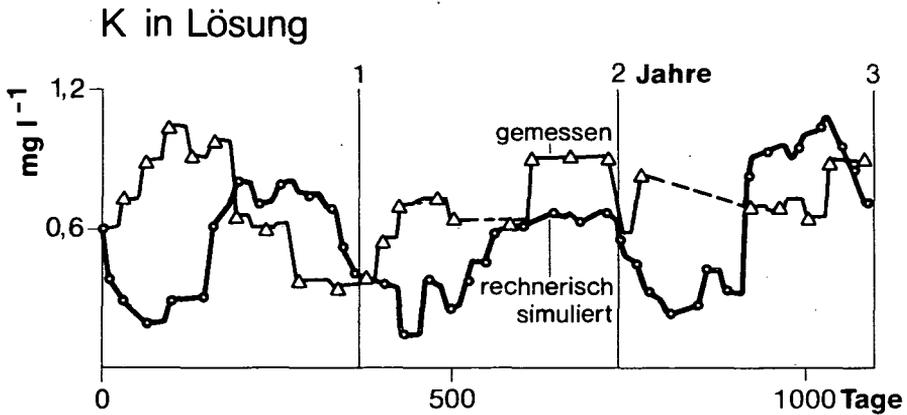
Abb. 14: K-Vorräte je ha in der Bodenlösung (a) und am Austauscher (b) (v. d. Ploeg et al., 1975)



Die in der Bodenlösung und am Austauscher befindlichen Kaliumvorräte gehen aus Abb. 14 hervor. Die Modellwerte, besonders der Bodenlösung, zeigen einen ausgeprägten saisonalen Gang mit sehr viel höheren Werten im Winter. Sie können nicht aus dem Modell heraus erklärt werden, werden jedoch gestützt durch Messungen, nach denen die saisonalen Schwankungen noch weitaus stärker sind.

Abb. 15 bringt einen Vergleich zwischen Modell- und Meßwerten. Als Testgröße wurde die Kaliumkonzentration in 25 cm Tiefe benutzt. Wie man sieht, könnte die Übereinstimmung besser sein; andererseits kann

Abb. 15: Vergleich der gemessenen und der berechneten K-Konzentrationen in 25 cm Tiefe u. Fl. (v. d. Ploeg et al., 1975)



man wohl angesichts der Komplexität der Vorgänge von einem akzeptablen Ergebnis sprechen, mit dem man sich indessen noch nicht zufrieden geben sollte.

6. Schlußbemerkung

Die vorstehenden Ausführungen sollten zeigen, welcher Art der Einfluß der Bodenstruktur bzw. des Bodengefüges auf den Wasserhaushalt und — in enger Verbindung damit — auf den Umsatz der im Wasser gelösten Stoffe ist.

Charakteristisch ist, daß es bisher nicht gelungen ist, quantifizierbare Gefügemerkmale zu definieren, die die rechnerische Herleitung der gefügeabhängigen Speicher- und Transportparameter erlaubten, obwohl in der Literatur zahlreiche Vorschläge und Methoden zu finden sind.

Das räumliche Gebilde Hohlräumssystem — als Negativ des Gefüges — ist an sich wohl schon zu komplex in seinen Raumformen um modellmäßig, im Sinne der ihm stattfindenden Transport- und Speichervorgänge, adäquat erfaßbar zu sein. Noch komplizierter wird das Problem, wenn es für wechselnde Wassergehalte gelöst werden soll, die den räumlichen Formenreichtum der der Stoffbewegung zur Verfügung stehenden Bahnen ins Ungemessene vergrößern.

Man wird hier sicherlich auf voraussehbare Zeit auf Messungen nicht verzichten können. Möglich erscheint indessen, wenn sich eine genügend

große Datenmenge angesammelt hat, eine Klassifizierung nach Gefügetypen vorzunehmen, die eine erste Parameterübertragung ermöglichte. Einige der hier behandelten Untersuchungen (Abb. 5—8) können als erster Ansatz in dieser Richtung angesehen werden. Dies wäre zwar immer noch eine „black box“, was die unmittelbare Wirkungsweise des Gefüges bei den Stoffumsetzungen im Boden anbetrifft, würde jedoch die Breitenwirkung der Arbeiten vergrößern und vielleicht auch Hinweise geben, in welcher Richtung erfolgsversprechende Ansätze für eine weitere Aufklärung der Zusammenhänge liegen könnten.

7. Literatur

- Arbeitskreis Standortskartierung, 1978: Forstliche Standortsaufnahme. Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster Hilstrup.
- Beese, F., and P. Wierenga, 1981: The variability of the apparent diffusion coefficient in unsaturated soils. ASSSJ, submitted for publication.
- Benecke, P., 1966: Geländeansprache des Bodengefüges in Verbindung mit der Entnahme von Stechzylinderproben für Durchlässigkeitsmessungen. Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung, 7: 91—104.
- Benecke, P., 1978: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling (Methoden und Ergebnisse). Habilitationsschrift, Forstliche Fakultät der Univ. Göttingen.
- Bouma, J., 1977: Soil survey and the study of water in unsaturated soil. Soil Survey Papers, No. 13, Netherlands Soil Survey Institute, Wageningen.
- Bowling, D. J. F., 1968: Active and passive ion transport in relation to transpiration in *Helianthus annuus*. *Planta* 83: 53—59.
- Bowling, D. J. F., and P. E. Weatherley, 1964: The relationship between transpiration and potassium uptake in *Ricinus communis* J. Exp. Bot. 16: 732—741.
- Renger, M., 1971: Die Ermittlung der Porengrößenverteilung aus der Körnung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Lagerungsdichte. Z. Pflanzenernähr., Bodenkde., 130: 53—67.
- Russell, R. S., and V. M. Shorrocks, 1958: The effects of transpiration on the absorption of inorganic ions by intact plants. Radio-isotopes in Scientific Research 4: 286. Proceedings UNESCO International Conference, Paris 1957, 1st Conference. Pergamon Press, London—New York—Paris.

- Schlichter, T. M., R. R. van der Ploeg, and P. Benecke, 1981: A lumped-parameter water budget model for a forest stand. Proc. of the Second International Conference on the State-of-the-Art in Ecological Modelling: 865—881. M. D. Dubois, de., CEBEDOL, Lüttich.
- Todd, R. M., and W. D. Kemper, 1972: Salt dispersion coefficients near an evaporating surface. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 36, 539—543.
- Van der Ploeg, R. R., B. Ulrich, J. Prenzel and P. Benecke, 1975: Modeling the mass balance of forest ecosystems. Proceedings of the 1975 Summer Computer Simulation Conference Simulation Councils, Inc., P.O.Box 2228, LaJolla, California.
- Warrick, A. W., J. W. Biggar, and D. R. Nielsen, 1971: Simultaneous solute and water transfer for an unsaturated soil. Water Resources Res. 7: 1216—1225.

Bodenbeurteilung und Bodenmelioration vor dem Hintergrund moderner physikochemischer und bodenkundlicher Erkenntnisse

Von W. Müller¹⁾

1. Vorbemerkungen

Die Beurteilung eines Bodens ist ein vielschichtiges Thema. So wurden seit der Zeit der alten Römer bis in die Neuzeit vor allem fiskalische Gesichtspunkte mit der Beurteilung der Böden durch Kennzeichnung ihrer Ertragsfähigkeit verfolgt. Der Staat wollte wissen, wie er seine damals wichtigste Einnahmequelle optimal ausnutzen konnte. Diese Frage ist heute weitgehend in den Hintergrund getreten. Mit der zunehmenden Verwissenschaftlichung unserer Welt trat dann unter den Fachbodenkundlern immer mehr die Beurteilung von Bodenmerkmalen und Eigenschaften zur Deutung der Bodengenese in den Vordergrund. Inzwischen erfordern vielfältige Probleme der Bodennutzung, -verbesserung und -erhaltung sowie Fragen nach der Funktion des Bodens im gesamten Wirkungsgefüge einer Kulturlandschaft jedoch immer drängender konkrete Antworten mit harten, auch technisch hantierbaren Fakten. Die Bodenkunde ist heute gefordert, aus dem Elfenbeinturm der Selbstbetrachtung herauszukommen und sich auch praktischen Anforderungen zu stellen. Die Frage nach den Zielen und den Wegen zu diesen Zielen stellt sich m. E. daher heute neu.

2. Ziele der Bodenbeurteilung

Welche Ziele bieten sich nun für eine moderne Bodenbeurteilung an? Sicherlich ist es ein wichtiges Ziel, die Böden einer Landschaft zu verstehen — wie Schlichting & Blume¹⁾ das formulieren. Allerdings ist dies ein weites Feld, es beinhaltet u. a. die Frage, wie die einzelnen Böden einer Landschaft entstanden sind. Das heißt also, wir müßten im Sinne Kubienas²⁾, Mückenhausens³⁾ und vieler anderer das räumliche und zeitliche Übereinandergreifen der verschiedenen Bodenbildungsfaktoren zu begreifen versuchen, wir müßten versuchen, die Dokumente des bewegten Geschehens, die verschiedenen Profilvermerkmale, ausein-

¹⁾ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, D-3000 Hannover 51

ander zu dividieren, zu sortieren, fehlende Teile zu ergänzen und mit Hilfe dieses Pusselspieles die Entwicklungsgeschichte des Bodens zu rekonstruieren.

Zweifellos ist es also ein wichtiges Ziel der Bodenbeurteilung, die Genese des Bodens zu erkennen und ihn — mit Mückenhausen³⁾ — unter Berücksichtigung aller dem Objekt selbst innewohnenden Merkmale und Eigenschaften in eine systematische Ordnung einzureihen. Wenn wir das erfolgreich getan haben, sind wir sicher dem eben geforderten Verständnis einer Landschaft näher gekommen. Bevor wir uns aber der Frage zuwenden, ob dies das wichtigste bzw. das Endziel ist, sollten wir sorgfältig vorgehen. Es gibt da einige Fußangeln und Selbstschüsse. Die Erfassung des Bodens erfordert die Berücksichtigung von Bodenmerkmalen, die aufgrund gleichzeitig nebeneinander aber auch zeitlich nacheinander ablaufender Prozesse entstanden sind. Dabei kann es durchaus sein, daß die gegenwärtig wirksamen Prozesse sich noch wenig im Profilbild ausgeprägt haben. Schlichting & Blume¹⁾ empfehlen daher die Veränderung der Bodenmerkmale über einen längeren Zeitraum hin zu beobachten. Damit kommen wir aber zu einem Dilemma.

Dieses Dilemma ist mehrschichtig. Abgesehen von den zur Verfügung stehenden Beobachtungszeiträumen — auch in der Bodenkunde ist Zeit Geld — könnte man es umschreiben mit den Begriffspaaren

Phänotyp und Genotyp

und zum anderen mit den Begriffen

morphologischer Typ und funktioneller Typ.

Die sich in diesen Begriffspaaren widerspiegelnden Schwierigkeiten liegen bekanntlich darin, daß die profilmorphologische Erscheinungsform eines Bodens gelegentlich weder mit den Definitionen eines genetischen Bodentyps noch mit der gegenwärtigen Bodendynamik bzw. den rezenten Bodeneigenschaften übereinstimmen.

Hierher gehört z. B. das Deckschichtenproblem. Ob das Profilbild einer Parabraunerde mit tonverarmtem Oberboden und tonangereichertem Unterboden durch Lessivierung oder durch Überdeckung mit Fremdmaterial entstanden ist, kann häufig vor Ort nicht entschieden werden und Bilanzierungen mittels entsprechender Laboranalysen sind oft auch nicht unproblematisch. Sie kennen das Problem sicher alle und die heftigen Diskussionen, die darüber geführt wurden und werden.

Es liegt auf der Hand, daß genetisch gesehen, beide Vorgänge auf völlig anderen Ebenen liegen. Ebenso wenig ist jedoch dem Kartierer zu verdenken, wenn er sagt: „Ich kann den Boden nur nach Merkmalen ansprechen und einordnen, die ich sehen und fühlen kann; dabei muß ich mich

bei jeder Bohrung, an jeder Profilgrube entscheiden und zwar sofort, sonst ist meine Arbeit nicht realisierbar, alles andere ist Pedosophie.“

Dieser Gordische Knoten wurde zunächst einmal dadurch durchhauen, daß man sich entschloß, zwischen Phänotyp und Genotyp zu unterscheiden. Allerdings erfolgt das oft auf einer relativ niedrigen Bewußtseins-ebene, denn voll befriedigend ist diese Lösung sicherlich nicht, sodaß gelegentliches Augenschließen nicht nur beruhigend wirkt, sondern auch angezeigt ist.

Bei dieser Problemlösung bleibt überdies einer etwas betroffen im Abseits, das Weltkind in der Mitte, der „Anwendungsorientierte Bodenkundler“, der mit Bodenkunde etwas Praktisches anfangen will. Er fragt sich, ist es wirklich das alleinige Ziel, die Genese des Bodens in der Landschaft zu klären oder dem Kind einen Namen zu geben, koste es, was es wolle, ohne damit Genese oder Eigenschaften dieses Kindes zu kennzeichnen.

In den letzten Jahren hat sich immer mehr die Ansicht verbreitet, daß es auch darauf ankommt, bodenkundliche Erkenntnisse für Probleme von Nachbardisziplinen aufzubereiten oder für eine sehr vielfältige breite Praxis nutzbar zu machen. Man könnte dies so formulieren: Die Kunst ist gelegentlich gezwungen, nach Brot zu gehen, die Erfassung des Horizontaufbaues oder der Pedogenese ist nicht nur Selbstzweck, sondern auch Mittel zum Zweck, konkrete Aussagen für praktisch wichtige Fragen zu machen bzw. diese Klärung zu vereinfachen und zu verbilligen. Das positive Echo auf derartige Bemühungen zeigt, daß hier tatsächlich eine Lücke zu schließen ist.

Wenn aufgrund derartiger Bedürfnisse die Bodenkunde gelegentlich einmal als eine Art Hilfswissenschaft auf Sparflamme betrieben wird, so möchte ich doch bei aller Befriedigung über die darin steckende Anerkennung bodenkundlicher Grundlagen darauf hinweisen, daß auch „Angewandte Bodenkunde“ und vielleicht ganz besonders sie, das ganze Spektrum der Bodenkunde umfassen muß, wenn sie auf Dauer erfolgreich sein will.

Wer z. B. Aussagen zur Bodenfruchtbarkeit machen will, kann sich nicht mit Nährstoffanalysen begnügen, er muß — vielleicht sollte ich sagen, er müßte — die Gesamtheit des Bodenaufbaues, seines Wasserhaushaltes und andere Faktoren mit berücksichtigen.

Wer den Wasserhaushalt kennzeichnen oder gar verbessern will, müßte genauso vorgehen, er kann nicht mit einigen bodenphysikalischen Messungen begnügen, und mögen sie noch so exakt aussehen.

Wer Bodenkartierung betreibt, gleichgültig ob für ein Projekt mit begrenzter Zielsetzung oder für eine systematische Landesaufnahme, der

muß selbstverständlich von kartierbaren Merkmalen ausgehen, darf aber das Ziel nicht aus dem Auge verlieren, die Böden seines Kartiergebietes im Zusammenhang der Landschaft und damit ihre Genese zu verstehen. Wenn er das nicht tut, perforiert er nur die Böden mit vielen Bohrungen ohne zu einer vernünftigen Grenzziehung mit rationellem Aufwand zu kommen.

Er muß aber auch über die Klärung der Genese der kartierbaren Merkmale hinaus zu einer Aussage über die derzeitig wirksamen und praktisch wichtigen Eigenschaften kommen, und zwar umgehend und mit einem realisierbaren Aufwand. Um keine Mißverständnisse aufkommen zu lassen, die grundsätzliche Klärung der Bodengenese ist für eine rationelle Festlegung der Bodeneinheiten, gleich welcher Art, m. E. unerlässlich, bleibt also wichtiges Ziel jeder bodenkundlichen Untersuchung. Unerlässlich ist aber auch die Ermittlung der rezent am Standort wirkenden Eigenschaften und zwar der Eigenschaften im engeren — praktischen — Sinn. Auch wenn derartige Arbeiten einigen Kollegen vielleicht recht lästig, schwierig und weniger glanzvoll vorkommen — m. E. ganz zu Unrecht — so kann man die Ermittlung unmittelbar verwertbarer Bodeneigenschaften doch nicht weniger fachkundigen Vertretern der jeweils interessierten Nachbardisziplinen überlassen. Dies wäre m. E. ein Armutszeugnis der Bodenkunde und würde mit Sicherheit zu Fehlern führen. *Per aspera ad astra* muß hier die Devise heißen.

3. Wege der Bodenbeurteilung

3.1 Wegstationen

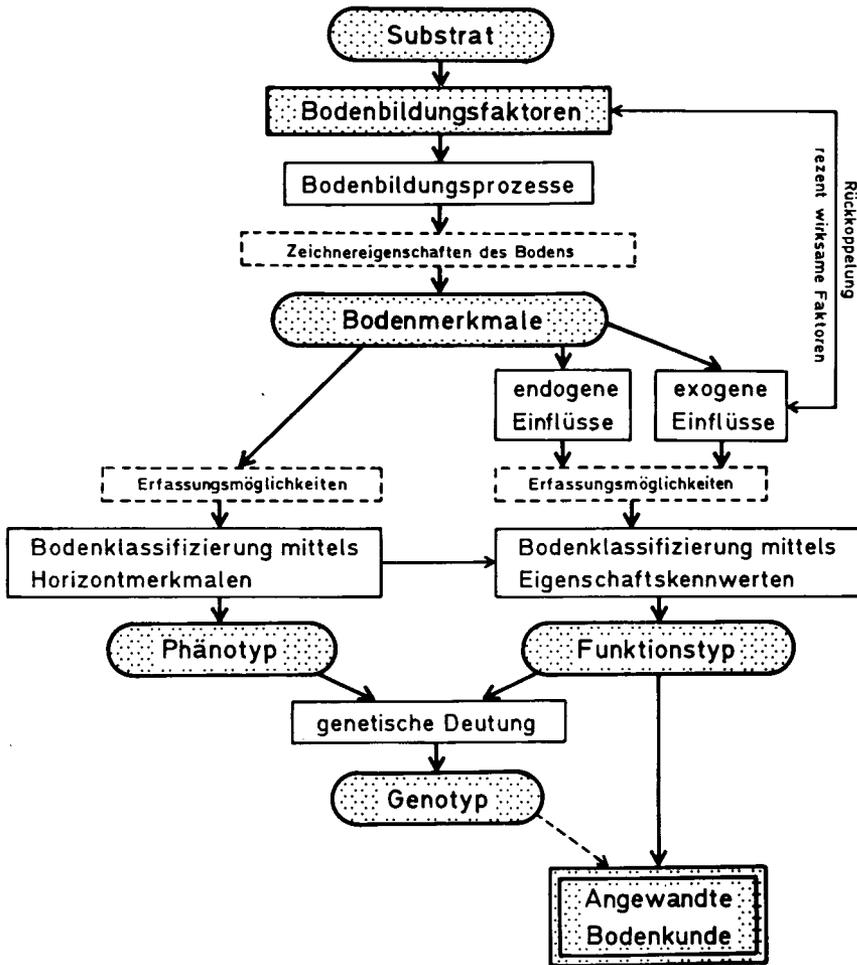
Sehen wir uns einmal die Wegstation einer solchen anwendungsorientierten Bodenbeurteilung an (Abb. 1). Die Darstellung erhebt dabei nicht den Anspruch besonderer Originalität. Da die gebrauchten Begriffe nicht immer gleichsinnig verwendet werden, möchte ich mir erlauben, sie hier in dem von mir benutzten Zusammenhang klar zu stellen.

Ausgangspunkt aller bodenkundlichen Arbeiten ist die Erfassung des Substrates, also des Ausgangsgesteins, der Kornfraktion bzw. der Bodenart, sowie das Vorkommen von Carbonaten, Eisen- und Manganverbindungen, sorbierten Ionen, Salzen u. a.

Auf dieses Substrat wirken die bekannten Bodenbildungsfaktoren ein, wie Klima, Relief, Bodenwasser, Vegetation, Bodentiere, Mensch u. a.

Diese Faktoren wirken nacheinander und nebeneinander. Die sich gegenseitig beeinflussenden Prozeßabläufe sind gekennzeichnet durch

Abb. 1: Wegstationen der Bodenbeurteilung



Stoffbildungs-, -lösungs-, -verlagerungs-, -ausfällungsprozesse, wie z. B. durch Verwitterung, Tonmineralneubildung, -umbildung, -zersetzung, Humusbildung und -zersetzung.

Durch diese Bodenbildungsprozesse entstehen bekanntlich charakteristische Bodenmerkmale, wobei jedoch eine Art Filter vorgeschaltet ist, die Zeichereigenschaften des Bodens. Nur wenn genügend reaktions- und verlagerungsfähige Substanzen vorhanden sind, kommt es zur Ausbildung von Bodenmerkmalen, die die stattfindenden Prozesse deutlich

machen, wobei den gut erfaßbaren Merkmalen — nicht immer zu Recht — eine besondere Bedeutung beigemessen wird.

Auf die Bodenmerkmale selbst brauche ich hier im einzelnen nicht einzugehen. Sie manifestieren sich in Horizontdifferenzierungen verschiedener Art z. B. durch verschiedene Humus- und Tongehalte, Eisenverlagerungen oder sonstige oft an Bodenfarben erkennbaren Differenzierungen, durch Bildung von Bodengefügen, Durchwurzelung, Pflanzenreste, Versalzung oder diversen Beimengungen. Auch Grund- und Stauwasserstände sowie die aktuelle Bodenfeuchte und -konsistenz möchte ich hier zu den beachtenswerten Merkmalen stellen.

Aufgrund der Bodenmerkmale erfolgt dann auf dem Wege der „Merkmalskartierung“ die Zuordnung des Bodens zu einem „Phänotyp“ oder „morphologischen Typ“, der durch genetische Deutung dann in eine bestimmte systematische Ordnung als „Genotyp“ gestellt wird. Das Filter „Erfassungsmöglichkeit“ in der zur Verfügung stehenden Zeit und mittels der einsetzbaren Untersuchungsmethoden entscheidet, ob jeweils der Genotyp oder nur der Phänotyp bzw. der morphologische Typ erfaßt wird.

Ein anderer Weg ist der, den ich hier einmal „Eigenschaftskartierung“ nennen möchte. Er erfordert die Differenzierung von fossilen, reliktschen und rezenten Merkmalen, wie dies im Prinzip auch bei der konventionellen Methode erforderlich ist. Der zweite Schritt bei der Eigenschaftskartierung ist dann die Rückkoppelung der sozusagen aussorbierten rezenten Merkmale mit den rezenten exogenen Einflüssen. Hier muß Übereinstimmung zwischen diesen Merkmalen und den sie verursachenden Faktoren erzielt werden. Wenn keine Übereinstimmung besteht, haben bei der Bodenbeurteilung die rezenten Eigenschaften Vorrang; die müssen aber dann durch ausreichende Untersuchungen sicher genug belegt sein. Das Ergebnis dieser Arbeitsrichtung möchte ich hier einmal „Funktionstyp“ oder funktioneller Typ nennen. Auch vom Funktionstyp kann man durch genetische Deutung zum Genotyp kommen. Für Fragen der Angewandten Bodenkunde ist jedoch die Erfassung des Funktionstyps meist eine entscheidende Voraussetzung.

Funktionstyp und Genotyp werden sich meist, müssen sich aber nicht unbedingt entsprechen. Ein Beispiel aus der Meliorationstechnik möge das illustrieren. In einer Tallage sind trotz erfolgter Grundwasserabsenkung die Böden noch durch Stauwasser oder Tagwasser vernäßt. Ihre Einstufung als reine Grundwasserböden wäre also falsch, wenn ich die derzeitigen Vernässungsursachen betrachte, obwohl diese Böden eindeutig aus Grundwasserböden hervorgegangen sind. Genotypische

„Gleye“ könnten also als Funktionstyp „Pseudogleye“ oder doch wenigstens „Gley-Pseudogleye“ sein.

Zwischen den rezenten Bodeneigenschaften bzw. dem Funktionstyp und dem Genotyp bestehen natürlich enge Beziehungen. Man sollte aber nicht die Augen vor den prinzipiellen Unterschieden verschließen. Eine wichtige Aufgabe der Zukunft wird zweifellos sein, die zunehmenden Möglichkeiten der Erfassung von konkreten Bodeneigenschaften und damit von Funktionstypen entsprechend dem zunehmenden Bedürfnis nach einer anwendungsorientierten Bodenkunde auch bei einer natürlichen systematischen Ordnung der Böden zu berücksichtigen.

Wenn der Funktionstyp ermittelt werden soll, sind erweiterte Erfassungsmöglichkeiten von Bodeneigenschaften zur Durchführung einer Eigenschaftskartierung erforderlich. Auf die hier bestehenden modernen Möglichkeiten werde ich später nochmals zurückkommen.

3.2 Hinweise auf Arbeiten zur Quantifizierung von Horizontmerkmalen und Bodeneigenschaften

Wenn wir uns noch einmal das eben gezeigte Schema (Abb. 1) vor Augen halten, sehen wir, daß bei den Bodenmerkmalen eine Wegscheide liegt. Mit Hilfe der Merkmale kommen wir direkt zum Phänotyp bzw. zum morphologischen Typ, mittels der genetischen Deutung und Wichtung der Merkmale zum Genotyp.

Unter Abkehr von einer solchen genetischen Deutung und Wichtung der Merkmale und durch Entwicklung einer strengen Merkmalsquantifizierung wurde 1976 in den USA eine neue „Soil Taxonomy“⁴⁾ (Soil Survey Staff, 1975) aufgrund einer langen Reihe früherer Entwürfe verabschiedet. Sie sollte erstmals ein weltweit anwendbares System zur Abgrenzung taxonomischer Einheiten bilden und zwar von der obersten Kategorie bis zu den „Soil Series“. Wesentliche Abgrenzungskriterien auf fast allen Niveaus sind die „diagnostischen Horizonte“, die durch genaue Angaben der Lage im Profil und durch möglichst genau definierte quantitative Angaben gekennzeichnet sind. Bei den diagnostischen Horizonten werden zwei Gruppen unterschieden, die Ober- und die Unterbodenhorizonte.

Bei den Oberbodenhorizonten werden u. a. der Humusgehalt, die Humusform, die Basensättigung sowie die Mächtigkeit der entsprechenden Horizonte berücksichtigt. Es handelt sich somit im wesentlichen um eine genauere Substratdefinition, allerdings wird auch das Gefüge und die Genese der organischen Substanz berücksichtigt.

Zur Definition der Unterbodenhorizonte werden vor allem Prozesse der

Verwitterung sowie der Ton- und Sesquioxidverlagerung herangezogen, aber auch das Bodengefüge wird berücksichtigt.

Auf ziemlich hohem Niveau gehen Elemente des Bodenwasserhaushaltes durch Berücksichtigung von Klimadaten ein, die das Angebot an pflanzenverfügbarem Wasser beeinflussen. Unterschieden werden insbesondere ein humider, ein semiarider und ein arider Bodenwasserhaushalt. Wir sehen, daß in diesem System nicht nur eine Quantifizierung bodeneigener Merkmale erfolgt, sondern daß auch exogen bedingte Bodeneigenschaften mit berücksichtigt werden.

Es ist völlig ausgeschlossen, dieses neue Klassifikationssystem an dieser Stelle auch nur einigermaßen ausreichend zu behandeln, zumal es gegenüber den bisherigen europäischen und auch amerikanischen Systemen großenteils ganz neue Wege beschreitet. Ich sehe auch nicht, daß es in Europa in absehbarer Zeit Chancen hat, eingeführt zu werden. Wohl aber gibt es Bestrebungen, diese Idee der Quantifizierung von Merkmalen auch in das bei uns übliche genetische System³⁾ einzubauen. Ich darf hier auf die Beiträge von Schlichting & Blume⁵⁾ (1979) zur Objektivierung der Bodensystematik sowie auf die im Vorjahr begonnene Forschungsarbeit des Arbeitskreises für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft unter der Federführung von Mückenhausen hinweisen.

Es liegt auf der Hand, daß diese Arbeiten noch zu keinem abgeschlossenen Ergebnis geführt haben. Begonnen wurde zunächst mit der Quantifizierung von Horizontmerkmalen und Eigenschaften. Ob die Ergebnisse dieser Beratungen in absehbarer Zeit, also in etwa 1 bis 2 Jahren vorliegen werden, ist noch nicht zu übersehen. Zur Zeit ist alles noch im Fluß, sodaß ich mich hier mit dem Hinweis auf diese Bestrebungen begnügen möchte.

In die dabei angestellten Überlegungen fließen möglicherweise auch Arbeitsverfahren des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung^{6,7,8)} ein, die seit gut 15 Jahren entwickelt wurden und über die also auch jetzt schon Konkretes berichtet werden kann, zumal diese Ergebnisse z. T. auch in „Regeln zur Wasserwirtschaft“ des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK),⁹⁾ in die Fachnormen „Wasserwesen“¹⁰⁾ oder in die neue Kartieranleitung der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland¹¹⁾ eingeflossen sind oder einfließen sollen. Allerdings werde ich mich hier bei meinen Erläuterungen auf einige Grundzüge beschränken müssen.

4. Möglichkeiten der Erfassung von Funktionstypen

4.1 Voraussetzungen

Zunächst einige Worte über die Voraussetzungen dieser Arbeitsweise, die der Erfassung von Funktionstypen dienen soll. Unter Funktion möchte ich hier die Auswirkung konkreter Eigenschaften bestimmter Horizonte oder Schichten auf das Gesamtverhalten des Bodens verstehen und zwar in bezug auf die Funktionen, die ihn befähigen, Standort von Pflanzen zu sein. Grundsatz ist dabei, daß die Eigenschaften, die hierbei berücksichtigt werden sollen, sowohl objektiv meßbar, als auch im Gelände mit einiger Erfahrung in sinnvollen Größenordnungen schätzbar sind, d. h. es müssen gesicherte Beziehungen zwischen meßbaren Eigenschaften und ohne technische Hilfsmittel erfaßbaren Merkmalen bestehen. Diese Forderung halte ich deshalb für unabdingbar, weil es in der Praxis nicht möglich ist, die Eigenschaften von Böden in ihrer flächenhaften Verbreitung auch nur annähernd durch eine realisierbare Zahl von Analysen zu erfassen. Andererseits ist eine ständige Rückkoppelung der Schätzergebnisse zu Meßwerten erforderlich, wobei nicht nur an eine Korrektur der geschätzten Werte zu denken ist. Es muß immer im Auge behalten werden, daß auch die Analysendaten selbst immer kritisch betrachtet werden müssen. Der Geländebodenkundler sollte dabei keine falsche Bescheidenheit an den Tag legen und Analysendaten als gottgegeben ansehen. Können doch keine noch so exakt aussehenden Analyseverfahren die Gesamtheit der Einflüsse an einem Standort vollständig erfassen.

4.2 Erfassung wichtiger Ausgangsinformationen

Ich möchte diese theoretischen Erörterungen nun nicht weiter vertiefen, sondern konkret von unseren Erfahrungen über die Erfassung von Bodeneigenschaften im Gelände berichten. Dabei werde ich mich — bei der Koppelung meines Themas an Fragen der Bodenmelioration — vor allem mit solchen Eigenschaften beschäftigen, die bei hydromorphen Böden von Bedeutung sind. Die von uns verwendeten Ausgangsinformationen für die Erfassung der in diesem Zusammenhang wichtigen Bodeneigenschaften sind:

- Bodenart, Bodenartenschichtung und Humusgehalt
- Bodengefüge bzw. effektive Lagerungsdichte
- effektive Durchwurzelungstiefe
- kennzeichnende Grund- und Stauwasserstände

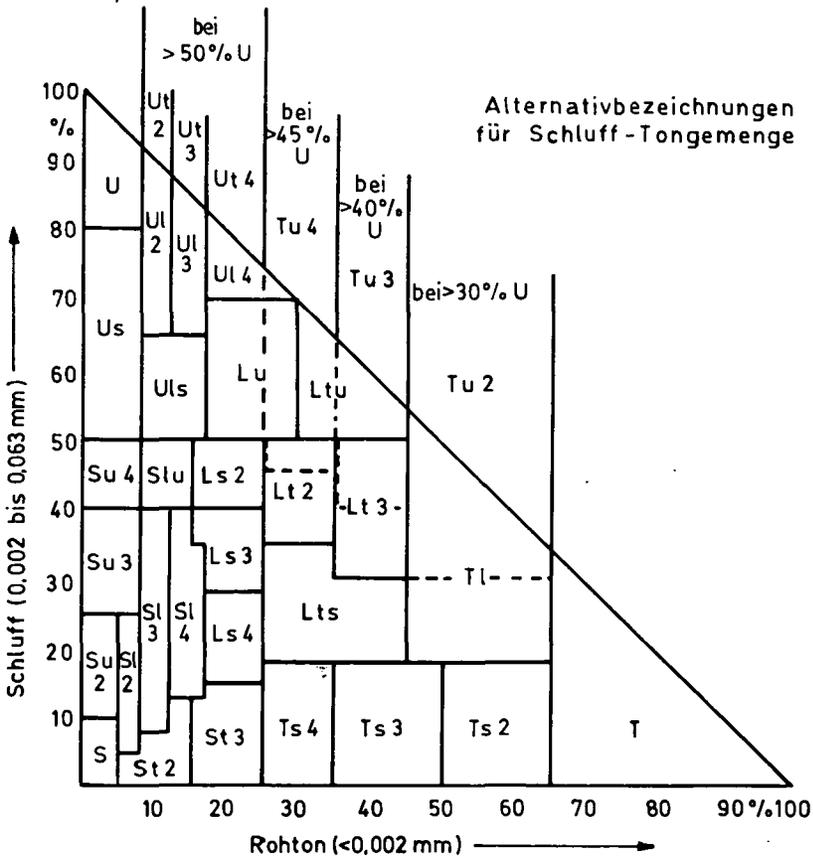
4.2.1 Bodenart und Humusgehalt

Die Bodenart ist der wichtigste Grundwert für alle weiteren Erfassungen. Grundlage für die hier verwendete Bodenartenansprache ist das Bodenartendiagramm aus der Kartieranleitung der Geologischen Landesämter der Bundesrepublik Deutschland¹²⁾, hier in alpha-numerischer Schreibweise für die automatische Datenverarbeitung dargestellt (Abb. 2).

Ein weiterer wichtiger Wert ist der Humusgehalt, der ebenfalls entsprechend den Richtlinien der Kartieranleitung der Geologischen Landesämter¹²⁾ angesprochen wird (Tab. 1).

Die Ansprache dieser Grundwerte ist im Gelände mittels Fingerprobe und nach dem Augenschein bei einiger Übung mit ausreichender Sicherheit möglich.

Abb. 2: Bodenartendiagramm



Tab. 1: Kennzeichnung des Humusgehaltes

Stufen	Kurzzeichen	Humusgehalt (C × 1,72) in Gew.-%	C-Gehalt in Gew.-%
sehr schwach humos	h 1	< 1	< 0,6
schwach humos	h 2	1— 2	0,6— 1,2
mittel humos	h 3	2— 4	1,2— 2,3
stark humos	h 4	4— 8	2,3— 4,7
sehr stark humos	h 5	8—15	4,7— 8,7
äußerst humos bzw. anmoorig bei Feuchtböden	h 6	15—30	8,7—17,4
Torf	H	> 30	> 17,4

4.2.2 Bodengefüge und effektive Lagerungsdichte

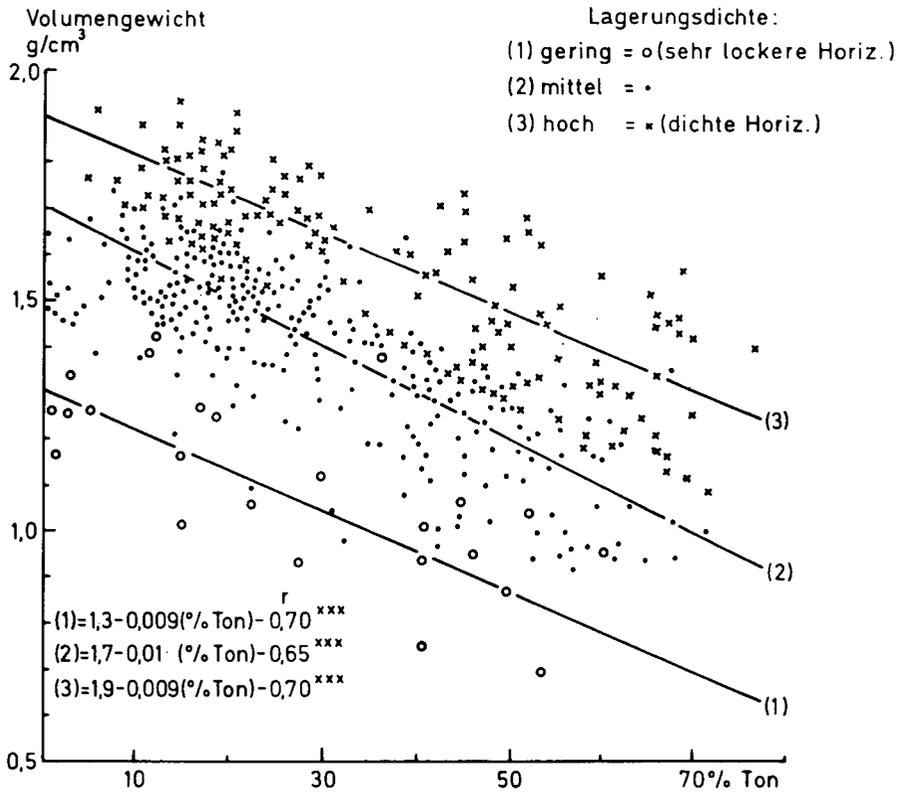
Ein weiterer außerordentlich wichtiger Grundwert ist die Anordnung der Bodenteilchen im Raum, das Bodengefüge oder die Bodenstruktur. Hier ist der Weg von der subjektiven Ansprache zur reproduzierbaren Kennzeichnung allerdings schwieriger. Ich bedauere, unseren Lösungsweg hier nur skizzenhaft darstellen zu können.

Wie Sie wissen, gibt es zahlreiche, oft schwer zu erfassende Gefügeformen (s. Anhang 1), nicht nur über- und nebeneinander, sondern auch ineinander. Die Durchführung einer Gefügesprache darf jedoch nicht von einer Art künstlerischer Intuition der Ausführenden abhängen. Sie muß von ausreichend genau erfaßbaren Erscheinungen ausgehen, die in nachweisbarer Beziehung zu den Bodeneigenschaften stehen, die es zu kennzeichnen gilt und zu definierten Kenngrößen führen.

Ich möchte hier zunächst einmal kurz den Weg skizzieren, den wir zur Objektivierung und Quantifizierung der Gefügesprache beschritten haben.

Hierzu wurde zunächst das Volumengewicht bzw. das Trockenraumgewicht — korrekt bezeichnet als Rohdichte des bei 105° C getrockneten Bodens — herangezogen.¹³⁾ Wie aus der Darstellung (Abb. 3) ersichtlich, besteht nun eine deutliche Beziehung zwischen dem Volumengewicht bzw. der Rohdichte trocken und dem Tongehalt. Bei der Schätzung des Gefügekennwertes „Rohdichte“ muß also der Tongehalt mitberücksichtigt werden, da ein Teil des bei 105° C ausgetriebenen Hydratwassers sich im Grunde wie Festsubstanz verhält.

Abb. 3: Volumengewicht (Dichte des Bodens) und Tongehalt von Böden unterschiedlicher Lagerungsdichte



Mein Mitarbeiter Renge¹³⁾ hat aus diesen Ergebnissen eine empirische Formel zur Kennzeichnung der im Gelände aufgrund von Gefügemerkmalen ansprechbaren effektiven Lagerungsdichte von Mineralböden ermittelt:

$$L_d = \rho_t + 0,0009 \cdot T$$

L_d = effektive Lagerungsdichte

ρ_t = Rohdichte trocken (105° C)

T = Gew.-% Ton

Schon gegen Ende der 50er Jahre hatten wir eine Gefügesprache zur Kennzeichnung einer relativen Lagerungsdichte entwickelt, die wir nun

mit Hilfe dieser Objektivierungsmethode verfeinern und gleichzeitig vereinfachen konnten.

Um es kurz zu machen, wir unterscheiden bei der Ansprache des Makrogefüges des Bodens zunächst zwischen „Grundgefüge“ bzw. „Nicht-Aggregatgefüge“ und „Aggregatgefüge“ (s. Anhang 1).

Beim Grundgefüge — z. B. beim Einzelkorngefüge — ist für viele abgeleitete Eigenschaften vor allem die Korngrößenzusammensetzung und der Verfestigungsgrad der Bodenkörner entscheidend. (s. Anhang 2)

Beim schwieriger zu erfassenden Aggregatgefüge unterscheiden wir zwischen einem übergeordneten „Grobgefüge“ und einem das Grobgefüge mehr oder weniger auflösenden „Feingefüge“.

Das Grobgefüge — früher habe ich das einmal Primärgefüge genannt, weil es als erstes bei der Bodenbildung entsteht — wird durch die groben Schrumpfrisse gebildet, die sich in zunächst ziemlich großen Abständen vertikal durch den Boden ziehen.

Wenn der Boden schlechte Gefügebildungseigenschaften hat, schrumpfen diese groben Gefügeelemente in vertikaler wie in horizontaler Richtung. Sie verdichten also und werden kleiner, ohne in sich in feinere Gefügeelemente zu zerfallen. Ein klassisches Beispiel für diese Gefügeentwicklung ist das säulenförmige Gefüge der Solonezboden oder der dichten Knickböden der Marsch mit hoher Mg- und Na-Sorption. Beim Grobgefüge gilt also die Regel, je kleiner die Gefügeelemente sind, desto dichter ist meist der Boden (s. Anhang 1).

Bei besseren Gefügebildungseigenschaften bilden sich auch innerhalb des Grobgefüges feinere Gefügeelemente verschiedener Konfiguration, meist prismen- und polyederförmig. Je günstiger die Gefügeeigenschaften sind, desto feiner werden diese „sekundären“ Feingefügeelemente (s. Anhang 1).

Tab. 2: Grobansprache des Gefüges von Mineralböden zur Kennzeichnung der effektiven Lagerungsdichte bei entwickelten schrumpffähigen Böden

Makro-grobgefüge	Makro-feingefüge	Lagerungsdichte-Stufe	vorherrschende Lagerungsdichte
vorhanden	nicht ausgebildet	5(—4)	sehr dicht
vorhanden	vorhanden nur große Elemente	5—4, selten 3	dicht bis sehr dicht
vorhanden	mittlere bis feine Elemente	3—2, selten 4	mittel
aufgelöst	vorherrschend feinere Elemente	2, selten 3	gering
aufgelöst	vorherrschend Krümel	2—1	meist sehr gering

Bei sehr guten Gefügeeigenschaften löst sich das Grobgefüge völlig auf, es sind dann meist nur noch Krümel-, Polyeder- oder feine Prismengefügeelemente vorhanden.

Eine erste, grobe Gefügeansprache führt dann zu folgender Kennzeichnung der effektiven Lagerungsdichte bei entwickelten Böden (nicht bei jungen Böden aus frischen Sedimenten).

Natürlich ist noch eine genauere Gefügeansprache möglich, die im Anhang 3 dargestellt ist. Die wiedergegebene Tabelle stellt eine Art ADV-gerechten Bestimmungsschlüssel der effektiven Lagerungsdichte dar, auf den ich hier aber nicht näher eingehen kann.

Aufgrund zahlreicher Vergleichsmessungen und Gefügeuntersuchungen ergibt sich für Böden mit vorwiegend illitischen Tonmineralen in unserem humiden Klima folgende Beurteilung des so ermittelten Gefügekennwertes „Effektive Lagerungsdichte Ld“ (Tab. 3).

Tab. 3: Beurteilung der effektiven Lagerungsdichte Ld

Bodenphys. Kennzeichnung $Ld = \rho t + 0,009 \cdot T$	Beurteilung	Kurzzeichen
(< 1,20)	sehr gering	Ld 1
< 1,40	gering	Ld 2
1,40—1,75	mittel	Ld 3
> 1,75	hoch	Ld 4
(> 1,95)	sehr hoch	Ld 5

4.3 Erfassung funktioneller Bodenkennwerte

Welche funktionellen Bodenkennwerte können nun aus den Grundwerten „Bodenart“ und „effektive Lagerungsdichte“ abgeleitet werden?

Langjährige Erfahrungen liegen bei folgenden Kennwerten vor:

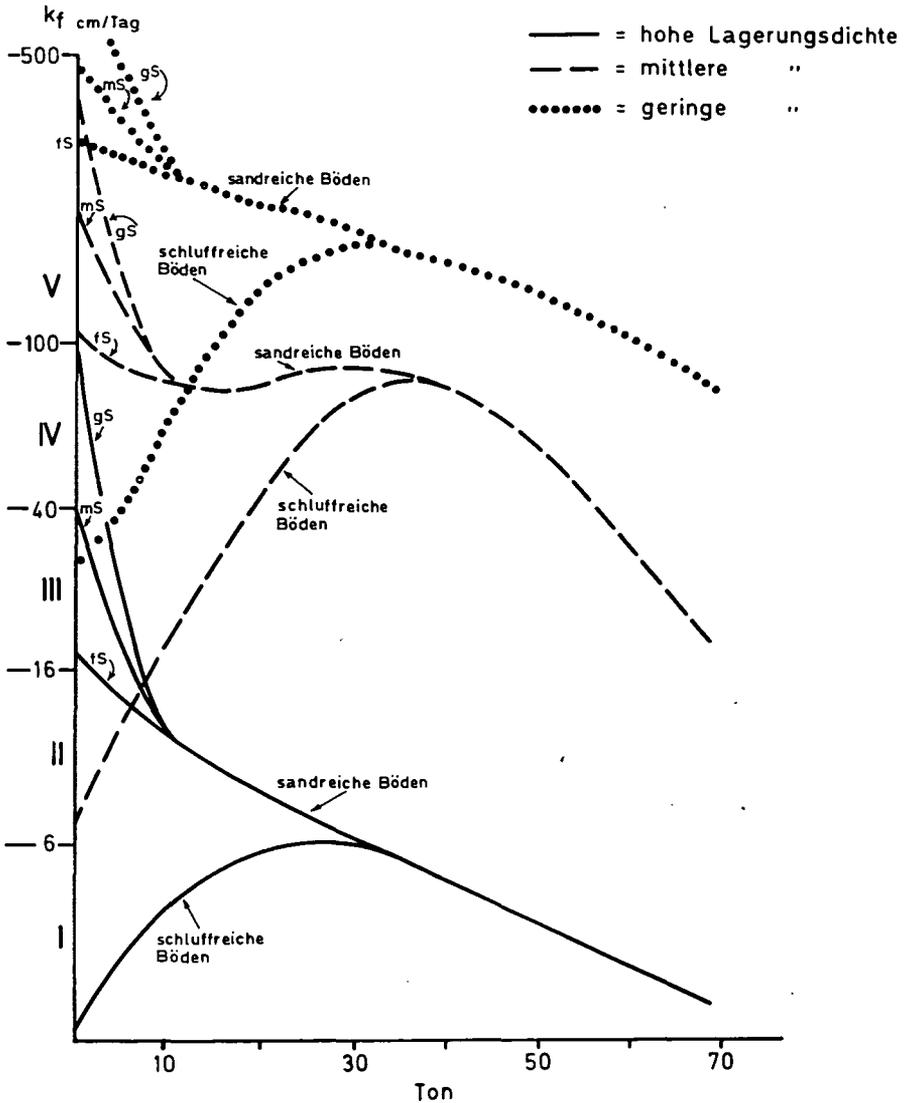
- Wasserdurchlässigkeit k_f
- Feldkapazität FK
- nutzbare Feldkapazität nFK
- Luftkapazität LK (Groporenanteil $> 50 \mu m$)
- Gesamtporenvolumen GPV
- effektive Durchwurzelungstiefe We
- kapillare Aufstiegshöhe und -rate

Wie wir dabei vorgegangen sind, möchte an den Beispielen k_f , nFK und We darzustellen versuchen.

4.3.1 Wasserdurchlässigkeit k_f

Der erste Kennwert, den wir mit Hilfe der Grunddaten Bodenart und Lagerungsdichte abgeleitet haben, war die Wasserdurchlässigkeit k_f . Aus dieser alten Darstellung (Abb. 4) wird einiges von den vorhandenen Abhängigkeiten deutlich.

Abb. 4: Durchlässigkeit k_f und Tongehalt mit verschiedenen Schluff- und Sandgehalten bei unterschiedlicher Lagerungsdichte



Tab. 4: Mittlere Wasserdurchlässigkeit k_f in cm/d bei wassergesättigten Böden in Abhängigkeit von Bodenart und Lagerungsdichte bzw. Torfart, Zersetzungsstufe und Substanzvolumen

Bodenart, Torfart und Zersetzungsstufe		k _f -Wert in cm/d		
		Lagerungsdichte (Ld-Stufe)		
		Substanzanteil bei Torfen (SV in Vol.-%)		
		gering	mittel	hoch
Kurzzeichen		Ld 1—2	Ld 3	Ld 4—5
konventionell	ADV-gerecht	SV < 5	SV 5—7,5	SV > 7,5
Sande				
gS	gS	> 300	> 300	300—100
mS	mS	> 100	> 100	100— 40
fS	fS	300— 100	100— 40	40— 10
uS, u1S	Su, Slu	100— 40	40— 10	10— 1
1'S	Sl2	300— 100	100— 40	40— 10
1S, 1S	Sl3, Sl4	300— 100	100— 40	40— 1
t'S	St2	300— 100	100— 40	40— 10
tS	St3	100— 40	40— 10	10— 1
Schluffe				
sU, U	U, Us	100— 40	40— 10	10— 1
slU	Uls	100— 40	40— 10	10— < 1
l'U, lU, t'U, tU	Ul2, 3, Ut2, 3	100— 40	40— 10	10— < 1
lU, tU	Ul4, Ut4	300— 40	40— 10	10— < 1
Lehme				
s'L, sL, sL	Ls 2, 3, 4	300— 100	100— 10	10— < 1
uL	Lu	300— 40	40— 10	10— < 1
utL	Ltu	300— 100	100— 10	10— < 1
stL, t'L, tL	Lts, Lt 2—3	300— 40	40— 10	10— < 1
Tone				
ūT	Tu 4	300— 40	40— 10	10— < 1
uT	Tu 3	300— 40	40— 10	10— < 1
lT, u'T, T	T, Tu2, Tl	300— 40	40— 10	10— < 1
Hochmoortorf				
wenig zersetzt	Hh22	300— 40	40— 10	10— 1
mittel zersetzt	Hh23	40— 10	10— 1	< 1
stark zersetzt	Hh 24	10— 1	< 1	< 1
Niedermoortorf				
wenig zersetzt	Hh22	> 300— 100	100— 40	40— 10
mittel zersetzt	Hh23	100— 40	40— 10	10— 1
stark zersetzt	Hh24	40— 10	10— 1	< 1
Bruchtorf				
mittel bis stark zersetzt		> 300— 100	300— 40	100— 10

Aufgetragen sind Böden mit unterschiedlicher Lagerungsdichte und unterschiedlichem Tongehalt gegen die Wasserdurchlässigkeit k_f in cm/d . Wir sehen zwar den deutlichen Einfluß der Lagerungsdichte, sehen aber auch, daß mit abnehmendem Tongehalt etwa ab 25 bis 30 % Ton die k_f -Werte sich aufzuspalten beginnen, ja nachdem, ob die den Ton ersetzende Kornfraktion aus Schluff oder aus unterschiedlich grobem Sand besteht.

Heute benutzen wir Tabelle 4 um die k_f -Werte aus Bodenart und Lagerungsdichte zu ermitteln.¹¹⁾ Die k_f -Werte sind dabei zu 6 Gruppen zusammengefaßt, die wie folgt beurteilt werden (Tab. 5).

Tab. 5: Einteilung der Wasserdurchlässigkeit k_f im wassergesättigten Boden

kf-Stufe	kf-Wert in cm/Tag	Bewertung	Beispiele für Horizonte und Schichten*)
kf 1	<1	sehr gering	ausgeprägte Sd-Horizonte, Knickschichten, Dwoghorizonte
kf 2	1— 10	gering	Sd-Horizonte, Sg-Horizonte, weniger ausgeprägte Knickschichten und Dwoghorizonte, stark zersetzte Torfe
kf 3	10— 40	mittel	Swd- und Swg-Horizonte, schluffreiche, tonarme Schichten, Acker-Unterböden mit mäßiger Gefügeentwicklung, mittel zersetzte Torfe
kf 4	40—100	hoch	Böden mit guter Gefügeentwicklung, sowie fein- bis mittelkörnige Sande, mittel bis schwach zersetzte Torfe
kf 5	100—300	sehr hoch	Böden mit sehr guter Gefügeentwicklung, mittelkörnige Sande, schwach zersetzte Torfe
kf 6	> 300	äußerst hoch	kaum zersetzte Torfe, schilfdurchwurzelte Tone, Grobsande und Kiese

*) Beispiele für Böden aus einer mittelfeuchten humiden Klimazone und in ebener Lage

Ich möchte — zugegeben etwas überspitzt formuliert — sagen, daß diese statistisch hoch gesicherten Beziehungen oft zuverlässiger zur Kennzeichnung der Durchlässigkeit von Bodenflächen sind, als Messungen an ausgesuchten Profilen. Die großen Streuungen von k_f -Messungen vor allem an Stechzylinderproben sind ja bekannt.

Bodenart		nFK nutzbare Feldkapazität P. 0,2—50 µm pF 4,2—1,8			LK Luftkapazität P. 50 µm pF < 1,8			FK Feldkapazität P. < 50 µm pF > 1,8			GPV Gesamt- poren- volumen —			
Haupt- fraktion	Kurzzeichen		Ld/SV			Ld/SV			Ld/SV			Ld/SV		
	konven- tionell	ADV- gerecht	1-2	3	4-5	1-2	3	4-5	1-2	3	4-5	1-2	3	4-5
Sand S	gS	gS	6	6	6	35	29	21	9	9	9	44	38	30
	fsmS	mSfs	10	9	9	27	24	19	14	12	12	41	36	31
	fS	fS	16	12	12	27	20	13	25	18	16	52	38	29
	uS	Su	21	18	17	19	17	9	31	24	24	50	41	33
	r'S	Si2	20	16	14	23	19	11	27	22	21	50	41	32
	ulS	Slu	24	19	17	15	12	8	34	30	27	49	42	35
	IS	Si3	23	17	15	19	15	9	32	27	26	51	42	35
	IS	Si4	23	16	14	18	14	8	34	28	27	52	42	35
	t'S	St2	18	14	13	19	18	13	29	22	20	48	40	33
tS	St3	20	15	13	16	13	8	32	27	22	48	40	30	
Schluff U	U	U	28	25	23	14	10	6	37	34	31	51	44	37
	sU	Us	25	22	19	15	11	7	35	33	29	50	44	36
	r'U, t'U	Ui2, Ut2	27	25	21	15	8	5	38	36	32	43	44	37
	slU	Uls	26	22	20	13	9	5	37	33	30	50	42	35
	lU, tU	Ui3, Ut3	27	24	20	13	7	5	40	37	34	53	44	39
lU, tU	Ui4, Ut4	26	21	19	13	8	5	40	37	35	53	45	40	
Lehm L	s'L	Ls2	23	17	14	14	10	5	38	33	31	52	43	36
	sL	Ls3	22	17	14	14	10	6	38	33	31	52	43	37
	sL	Ls4	22	17	14	15	11	7	37	32	30	52	43	37
	uL	Lu	24	19	16	12	9	5	40	36	33	52	45	38
	r'L	Li2	19	15	12	10	7	4	46	41	36	56	48	40
	tL	Li3	19	15	12	10	7	4	46	41	36	56	48	40
	utL	Ltu	21	17	12	10	7	4	47	42	38	57	49	42
stL	Lts	22	16	12	11	7	4	47	41	37	58	48	41	
Ton T	ūT	Tu4	21	17	12	10	7	4	47	42	38	57	49	42
	uT	Tu3	19	15	12	10	7	4	46	41	36	56	48	40
	lT, u'T	Tl, Tu2	20	14	11	8	4	2	55	49	45	63	53	47
	T	T	20	15	11	7	4	1	59	54	49	66	58	50
extrem humose (aumorige) Schichten (15—30% organ. Substanz)	S—IS	S—SI	37			11			56			67		
	L, U, T	L, U, T	37			6			67			73		
Hochmoor- torf Hh	Hh Z 1—2		55	60	40	30	25	25	65	70	60	95	95	85
	Z 3		55	60	45	30	20	15	65	75	70	95	95	85
	Z 4—5		75	75	45	10	10	10	85	85	70	95	95	80
Nieder- moortorf Hn	Hn Z 1—2		60	60	50	25	15	10	70	75	75	95	90	85
	Z 3		65	60	40	20	10	10	75	80	70	95	90	80
	Z 4—5		—	55	35	—	15	15	—	75	65	—	90	80
Kalkmudde Lober- mudde	Fmk		65			10			80			90		
	Fhl													

4.3.2 Nutzbare Feldkapazität nFK

Ein anderer wichtiger Bodenkennwert ist der für unsere Kulturpflanzen nutzbare Anteil der Feldkapazität. Aus praktischen Gründen bezeichnen wir als nutzbare Feldkapazität den Wassergehalt des Bodens zwischen pF 1,8 und 4,2 in mm/dm oder Vol.-%.

Tab. 7: Einfluß der organischen Substanz auf die Porengrößenverteilung in Abhängigkeit vom Tongehalt

Tongehalt %	organ. Subst. %	Zu- und Abschläge an Poren in Vol.-%			
		nFK	LK	FK	GPV
<5	2	2	0	1	1
	4	4	-1	3	2
	6	7	-2	7	5
	8	10	-3	12	9
	10	12	-4	15	11
	12	14	-5	19	14
	14	16	-6	23	17
5—12	2	1	0	1	1
	4	3	-1	3	2
	6	5	-2	6	4
	8	8	-2	10	8
	10	10	-3	13	10
	12	13	-4	17	13
	14	15	-5	21	16
12—17	4	2	-1	2	1
	6	5	-2	6	4
	8	8	-2	9	7
	10	10	-3	12	9
	12	12	-4	15	11
	14	15	-5	20	15
17—35	4	1	-1	1	0
	6	4	-1	4	3
	8	6	-1	7	6
	10	8	-1	9	8
	12	10	-1	12	11
	14	12	-1	15	14
35—65	6	2	0	2	2
	8	3	1	4	5
	10	4	3	5	8
	12	6	4	7	11
	14	8	4	9	13
> 65	6	2	0	2	2
	8	3	2	3	5
	10	4	4	4	8
	12	5	6	5	11
	14	6	7	6	13

Tab. 6: Wasserverbindung (mm/dm Schichtmächtigkeit) oder Porengrößenverteilung (Vol.-%) in Abhängigkeit von Bodenart und Lagerungsdichte (Ld) bzw. Torfart mit unterschiedlicher Zersetzungsstufe (Z) und Substanzvolumen (SV)

Die Abhängigkeit dieses Bodenkennwertes (und weiterer Kennwerte) von Bodenart und Lagerungsdichte ergibt sich aus Tabelle 6.¹¹⁾

Liegt z. B. bei einem groben Sand die nFK unabhängig von der Lagerungsdichte bei etwa 6 mm pro der Schichtmächtigkeit oder 6 Vol.-%. Bei einem stark lehmigen Schluff würde sie bei geringer Lagerungsdichte 26 mm, bei mittlerer Lagerungsdichte 21 mm und bei hoher Lagerungsdichte 14 mm/dm betragen.

Diese Werte sind seit Jahren in verschiedenen Teilen der Bundesrepublik Deutschland an vorwiegend illitischen Böden ermittelt worden und statistisch gut gesichert. Allerdings spielen dabei auch noch andere Faktoren eine Rolle, so z. B. der Humusgehalt, der in Abhängigkeit vom jeweiligen Tongehalt durch Zuschläge zum jeweiligen nFK-Grundwert nach Tabelle 7 berücksichtigt wird.¹¹⁾

Gehen wir also einmal von einem stark lehmigen Sand mit geringer Lagerungsdichte aus, der hätte einen nFK-Wert von

23 mm/dm.

Der stark lehmige Sand hat einen Tongehalt um 15%. In unserem Beispiel soll es sich um einen stark humosen Ah-Horizont handeln, der Humusgehalt läge also um 6%. Somit wäre zu dem nFK-Grundwert ein Zuschlag von

5 mm/dm

erforderlich, sodaß sich pro dm ein Wert um

28 mm/dm

ergäbe. Nehmen wir an, der Ah-Horizont sei 2 dm mächtig, so würde er maximal

56 mm Wasser pflanzenverfügbar

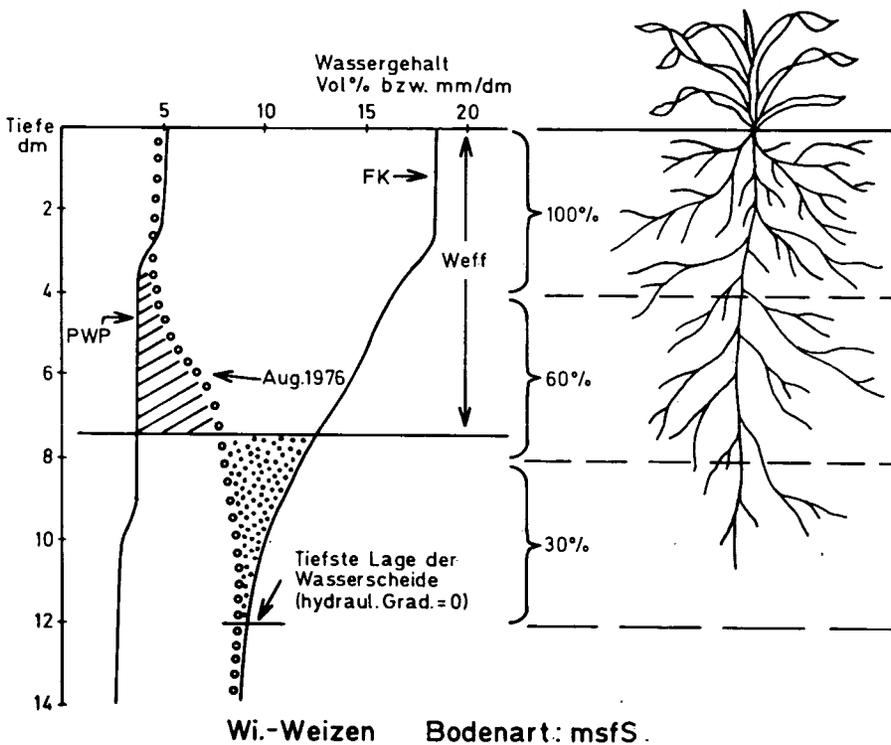
speichern können.

Mit den folgenden Horizonten wäre ebenso zu verfahren. Hier erhebt sich nun die Frage, bis zu welcher Profiltiefe dieser Wert ermittelt werden soll.

4.3.3 Effektive Durchwurzelungstiefe W_e

Für die nutzbare Feldkapazität ist zweifellos entscheidend, bis zu welcher Tiefe die Pflanzenwurzeln dem Boden das Wasser entziehen können. Dies über die Erfassung des tatsächlichen Wurzeltiefganges zu tun, ist recht schwierig und problematisch. Wir sind daher einen anderen Weg gegangen, in dem wir den tatsächlichen Wassergang gemessen haben. Das folgende Schaubild (Abb. 5) soll diesen Weg anhand eines einfach

Abb. 5: Schaubild zur Ermittlung der effektiven Durchwurzelung



aufgebauten Bodens, einer Braunerde aus mittlerem Feinsand, demonstrieren.

Aufgetragen in mm bzw. Vol.-% ist einmal als Ausgangswert der Bodenfeuchte im humiden Klima, die Feldkapazität FK sowie, sozusagen als Endwert, der permanente Welkepunkt PWP. Zwischen diesen beiden Grenzwerten befindet sich das pflanzenaufnehmbare Wasser.

Sodann ist der tatsächliche Wassergehalt im August des ziemlich extremen Trockenjahres 1976 aufgetragen, wie er mittels laufender Tensiometermessungen ermittelt wurde. Es zeigt sich, daß der tatsächliche Wassergehalt im Oberboden beim permanenten Welkepunkt lag und in etwa 12 dm Tiefe wieder den Wert der Feldkapazität erreicht hat. Hier in dieser Tiefe liegt also die innere Wasserscheide während dieses Trockenjahres.

Im oberen Drittel des Profilabschnittes bis zur inneren Wasserscheide wurde 100% der nutzbaren Feldkapazität ausgeschöpft, im 2. Drittel noch 60% und im letzten Drittel nur noch 30%. Wenn man jetzt ermittelt, bis zu

welcher Tiefe rein rechnerisch 100% der nutzbaren Feldkapazität verbraucht sein würden, in der Darstellung, bis zu welcher Tiefe sich die gestrichelte Fläche mit der noch nicht verbrauchten nFK oberhalb dieser gedachten Linie mit der gepunkteten Fläche des verbrauchten Wasservorrates der Feldkapazität unterhalb dieser gedachten Linie deckt, dann hat man die Profiltiefe, bis zu der effektiv 100% der nFK verbraucht sind. Diese Profiltiefe nennen wir „Effektive Durchwurzelungstiefe“ oder „Effektive Wurzelraumtiefe“, weil durch sie der Anteil der Feldkapazität gekennzeichnet ist, der im humiden Klima den Pflanzen effektiv zur Verfügung steht.

Tab. 8: Effektiver Wurzelraum in Abhängigkeit von der Bodenart und Lagerungsdichte

Bodenbedarf	effektiver Wurzelraum (dm)					
	Lagerungsdichte					
	gering bis mittel			hoch		
	Hackfrüchte	Getreide	Grünland	Hackfrüchte	Getreide	Grünland
Grobsand	5	5	4	4—5	4—5	4
Mittelsand	6	5—6	5	5	5	4—5
Feinsand	7	6—7	6	6	5—6	5
lehmiger Sand	7—8	7	6	6—7	6	5
schluffig-lehmiger Sand	9	8—9	7	7	6	5
schluffiger Sand	8	7—8	6—7	6	5—6	5
Schluff	10	9	8	8	7	6
sandig-lehmiger Schluff	11	10—11	10	9—10	9	8
lehmiger Schluff	11	10—11	10	9—10	9	8—9
stark lehmiger Schluff	11	10—11	10	9—10	9	8—9
sandiger Lehm	10	9—10	9	9	8—9	8
schluffiger Lehm	11	10	9	9	8—9	8
toniger Lehm	11	10	9	9—10	8	8
schluffig-toniger Lehm	11	10	9	9—10	9	8
lehmiger bzw. schluffiger Ton	10	9—10	8—9	9	8—9	8

Diese Ermittlungen haben wir an verschiedenen Bodenarten mit unterschiedlicher Lagerungsdichte bei unterschiedlicher Vegetation durchgeführt und entsprechend effektive Wurzelraumtiefen festgelegt (Tab. 8). Natürlich gibt es noch ein System von Zu- und Abschlägen zur Berücksichtigung von Besonderheiten des Profilaufbaues, auf die ich hier jedoch nicht eingehen kann.¹⁴⁾

4.3.4 Bodenkennwert nFK We

Um z. B. die Fähigkeit eines Bodens bezüglich der sicheren Wasserversorgung der Vegetation im humiden Klima auch ohne Grundwasseranschluß beurteilen zu können, haben wir aufgrund umfangreicher Feldbeobachtungen in unserem Klimaraum, u. a. auch mittels Erhebungen in Beregnungsbetrieben, folgende Kennzeichnung der nutzbaren Feldkapazität, bezogen auf die effektive Durchwurzelungstiefe, vorgenommen (Tab. 9).

Tab. 9: Einteilung der nutzbaren Feldkapazität nFK (nutzbare Speicherfeuchte) bei einer Saugspannung zwischen pF 1,8 und 4,2 bezogen auf die effektive Durchwurzelungstiefe We

nFK We-Stufe	Bezeichnung	nFK We in mm	Beispiele
1	sehr gering	< 50	Regosol aus Kies und Grobsand, Mullrendzina aus Dolomitsand (xlfS)
2	gering	50— 90	Podsol aus feinsandigem Mittelsand, Braunerde aus Terrassensand (g'mS)
3	mittel	90—140	Braunerde aus lehmigem Sand, Hochmoore (SV 1—3)
4	hoch	140—200	Braunerde, Parabraunerde und Auenboden aus sandigem Lehm, Kolluvien aus Lößlehm
5	sehr hoch	> 200	Brauner Auenboden (ufS), Schwarzerde und Parabraunerde aus lehmigem bzw. tonigem Schluff (Löß), Niedermoor (SV 1—3)

In ähnlicher Weise haben wir auch andere bodenphysikalische Kenngrößen definiert, so z. B. die Feldkapazität (FK), die Luftkapazität (LK) oder die kapillare Aufstiegshöhe (KA) und -rate (KR) aus dem Grundwasser. Auf diese Werte einzugehen würde jedoch hier zu weit führen.¹¹⁾

4.3.5 Grundwasserstand und Grundnässestufe

Ganz kurz möchte ich noch auf den Grundwasserstand und die Grundnässe eingehen, da sie z. B. für die Erfassung des Funktionstyps „Gley“ aufgrund von Geländeigenschaften entscheidend sind.

Die Einteilung der Grundwasserstände im Boden erfolgt aufgrund der mittleren Grundwasserhoch-, -mittel- und -tiefstände. Dabei hat sich im humiden Klima die Einteilung nach Tabelle 10 bewährt.^{9,12)}

Tab. 10: Einteilung der Grundwasserstände im Boden

GW-Stufe	vorherrschende mittlere Wasserstände im Boden in dm u. GOF			vorherrschende Böden
	mittlerer Hochstand MHGW	mittlerer Stand MGW	mittlerer Tiefstand MNGW	
G 1	< 2	< 3	< 4	Naßgley, Anmoorgley, sehr flacher Gley
G 2	< 2	2— 4	4— 8	normaler Gley, flacher Gley
G 3	< 4	4— 8	8—13	normaler Gley, mittlerer Gley, X*-Gley
G 4	4— 8	8—13	13—20	X*-Gley, Gley-X* tiefer Gley (mit abgesenktem GW)
G 5	8—13	13—20	> 20	Gley-X*, X*-Boden mit Vergleyung im Untergrund, sehr tiefer Gley (mit abgesenktem Grundwasser)
G 6	13—20	> 20	> 20	Boden* mit Vergleyung im tieferen Untergrund

*) = Terrestrischer Bodentyp (z. B. Podsol)

Der wichtigste Kennwert der Grundwasserstände ist der Grundwassertiefstand, da er in enger Beziehung zu der Obergrenze des Gr-Horizontes steht und dieser gut ansprechbar und wenig veränderlich ist. Die Schwankungsamplitude bis zum mittleren Grundwasserhochstand steht — weniger zuverlässig — mit dem Go-Horizont in Beziehung, da häufig die derzeitigen Hochstände gekappt wurden, viele Merkmale des Go-Horizontes jedoch erhalten geblieben sind. Die Mächtigkeit des Go-Horizontes zeigt jedoch im allgemeinen recht gut die mittlere natürliche Schwankungsamplitude des Grundwassers in ihrer Abhängigkeit von Klima, Boden (vor allem Lagerungsdichte) und ursprünglicher Vegetation.

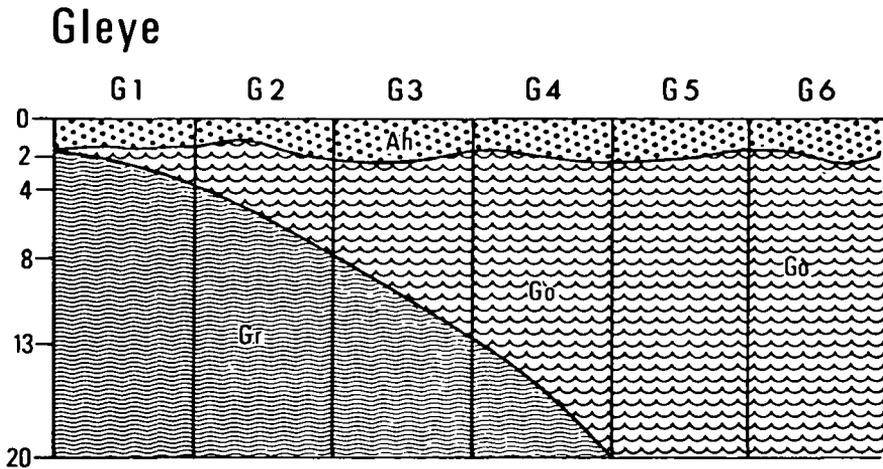
Wenn man die Beziehung zwischen den Bodenmerkmalen der Gr- und Go-Horizonte und den in Bohrlöchern gemessenen Grundwasserständen herstellen will, so muß man die Höhe des geschlossenen Kapillarraumes berücksichtigen. Dieser Kapillarhub ist im wesentlichen von der Bodenart abhängig.⁹⁾ In der folgenden Tabelle der Grundnässestufen (Tab. 11) ist er entsprechend berücksichtigt. Unter Grundnässe wird dabei die Einengung des Wurzelraumes durch Luftmangel im Frühjahr, ausgehend vom mittleren Grundwasserhochstand, verstanden.⁹⁾

Tab. 11: Ermittlung der Grundnässestufe aus Grundwasserstufe und Höhe des geschlossenen Kapillarraumes

Bodenart Kurzzeichen		Höhe des geschlossenen Kapillarraumes über Grundwasser*)	Grundnässestufe G					
			bei Grundwasserstufe GW					
konventionell	ADV-gerecht	in dm	GW 1	GW 2	GW 3	GW 4	GW 5	GW 6
			G, gS mS		1 1-2	<2 1-3	<2 2-4	<4 4-8
fS, l'S, u'T, T, Hn \bar{z} lS, uS, \bar{s} l, uT, Hnz-z'		2-3 3-4	4 5	3 4	2-1 3-2	0 1	0 0	0 0
\bar{l} S, \bar{u} T, sl \bar{t} U, \bar{l} U	S14, Tu4, Ls3 Ul4, Ul4	3-6	5	4	3	2	1	0
tU, lU U, Hhz'	Ul3, Ul3 U, Hnz2	4-7	5	5	4-3 5	3-2 4-3	3-1 3-1	1-0 1-0

*) Im Krümmenbereich sind für die Höhe des geschlossenen Kapillarraumes jeweils die niedrigeren Werte zu berücksichtigen.

Abb. 6: Beispiel für die Kennzeichnung des Funktionstyps Gleye und Übergänge



5. Beispiele für die Kennzeichnung von Funktionstypen

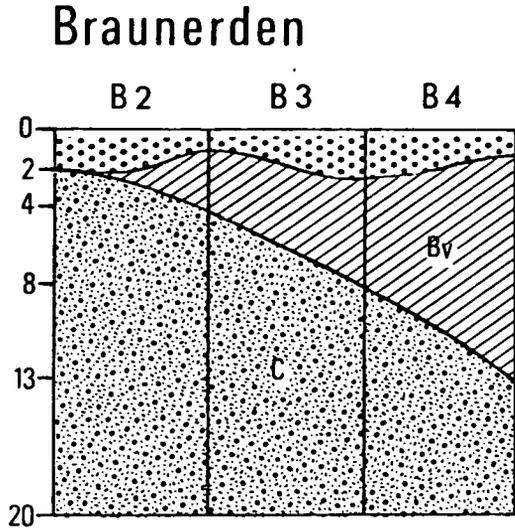
Abschließend möchte ich einige Beispiele anführen, wie so erfaßte Bodeneigenschaften zur Kennzeichnung von Funktionstypen herangezogen werden können. In Niedersachsen führen wir diese Kennzeichnung in der bodenkundlichen Landesaufnahme seit rund 15 Jahren durch. Ich möchte jedoch darauf hinweisen, daß dieses Thema ein sehr weites Feld ist. Man kann sicherlich der Ansicht sein, man solle es beim Phänotyp oder Genotyp belassen und ebenso sicher gibt es auch andere Wege der Kennzeichnung von Funktionstypen.

Grundlage unserer Funktionstypen ist die Bodensystematik von Mückenhausen bis zur Ebene des Subtyps. Dabei unterscheiden wir entsprechend der Kartieranleitung der Geologischen Landesämter „Normaltypen“, „Abweichungen vom Normaltyp“ und „Übergangstypen“. Allerdings werden diese Subtypen nicht nur durch die Horizontfolge, sondern auch durch quantifizierte Eigenschaften der Leithorizonte definiert, z. B. durch die Wasserdurchlässigkeit.

Ein zweiter Grundsatz ist die Einführung fester Tiefenstufen für festgelegte Leithorizonte eines jeden Bodentyps.

Leithorizonte sind dabei solche, deren Eigenschaften und Tiefenlage die funktionellen Eigenschaften des Bodens maßgeblich bedingen, so z. B. bei A-C-Böden die Untergrenze des A-Horizontes, bei A-B-C-Böden die Untergrenze des B-Horizontes (Abb. 6), bei Gleyen die Untergrenze

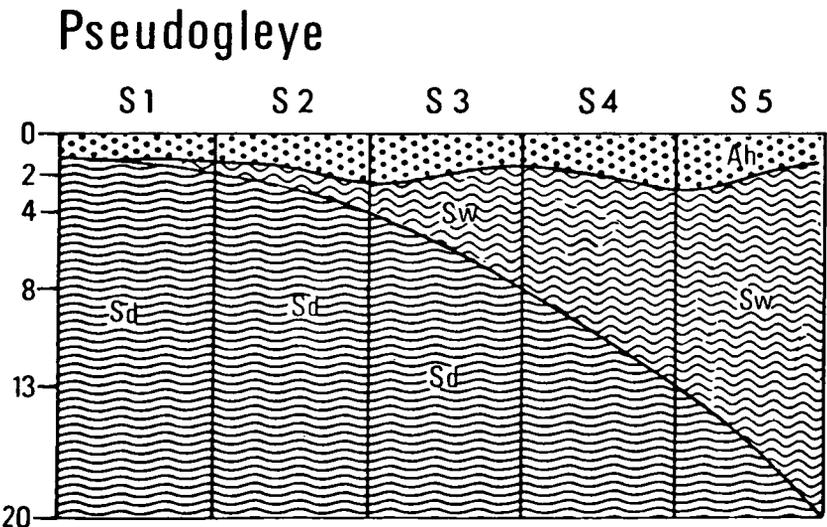
Abb. 7: Beispiel für die Kennzeichnung des Funktionstyps Braunerden und Übergänge



des Go-Horizontes, also die maximale Durchlüftungstiefe (Abb. 7) und bei Pseudogleyen die Obergrenze des Sd-Horizontes, des Staukörpers mit k_f -Werten unter 10 cm/d (Abb. 8).

Nun sind feste Tiefenstufen für rein genetische Betrachtungsweisen sicherlich weniger geeignet. Für praktische Zwecke haben sie sich jedoch durchaus bewährt.

Abb. 8: Beispiel für die Kennzeichnung des Funktionstyps Pseudogleye und Übergänge



Am Beispiel „Gley“ möchte ich das System etwas näher erläutern. Zunächst einmal ist ein Gley (G) bei uns grundsätzlich ein Boden, in dem sich Grundwasser frei bewegen kann, er muß somit mindestens mittel durchlässig sein, also kf-Werte oberhalb 10 cm/d aufweisen. Liegen die kf-Werte unter 10 cm/d, liegt ein Übergangsboden zum Pseudogley vor.

Der Leithorizont des „Gley“ ist der Go-Horizont. Aufgrund der Tiefenstufe der Grenze Go/Gr-Horizont mit den Tiefen 2 — 4 — 8 — 13 — 20 dm wird er zunächst ein sehr flacher (G1), flacher (G2), mittlerer (G3) oder tiefer Gley (G4) (s. Abb. 6) eingestuft. Ein G3 wäre somit ein Boden mit mittlerem Grundwassertiefstand zwischen 4 und 8 dm und freischwankendem Grundwasserspiegel bis oberhalb 4 dm.

Eine zweite Kennziffer gibt dann den Grad der Vernässung durch Grundwasser, den Grundnässegrad an (s. Tab. 12). Ein G 33 wäre somit ein mittlerer Gley mit starker Vernässung vor allem im Frühjahr infolge hoher Obergrenze des geschlossenen Kapillarraumes, die nur Grünland oder Forstnutzung zuläßt, ein Boden also, der bei vorgesehener Acker- nutzung sowohl dränbedürftig wie auch uneingeschränkt dränfähig ist.

Anders sähe das bei den Braunerden aus. Bei den Braunerden ergibt sich aus der Verwitterungstiefe die Kennzeichnung der Tiefenstufe (Abb. 7). Wie bei vielen terrestrischen Böden ist auch bei den Braunerden eine praktisch besonders wichtige Eigenschaft die Höhe des pflanzenverfügbaren Wasservorrates, die wir daher als zweite Kennziffer hinzufügen. Somit wäre eine Braunerde B 32 zunächst einmal ein gut durchlüfteter Boden mit einer Verbrennungs- bzw. Verwitterungstiefe zwischen 4 und 8 dm und geringer nutzbarer Feldkapazität. Die Abstufung der nFK We geht aus Tabelle 9 hervor.

Obwohl aus diesem Beispiel hervorgeht, daß eine Braunerde mittlerer Verwitterungstiefe bei derartig geringer nutzbarer Feldkapazität nur aus Sand bestehen kann, sollte ich wohl zur Vermeidung von Mißverständnissen sagen, daß zur vollständigen, auch dem Laien verständlichen Kennzeichnung eines Bodens für Zwecke der Angewandten Bodenkunde neben der Angabe des Funktionstyps auch die der Bodenartenschichtung und des geologischen Ausgangsmaterials gehört. Erst diese Dreierheit

- Boden- bzw. Funktionstyp
- Bodenart bzw. Bodenartenschichtung
- Ausgangsmaterial

ergibt die Bodeneinheit, die bei uns auf Bodenkarten dargestellt wird.

In unseren Bodenkarten werden in einer tabellenartigen Legende funktionell wichtige Eigenschaften dieser Bodeneinheiten gekennzeichnet,

Tab. 12: Beurteilung der Grundnässe aufgrund von bodenkundlichen und ökologischen Merkmalen

Stufe G	Beurteilung der Grundnässe	Vernässungszone mit Luftmangel Vernässungsdauer ab Ausgang Winter	Bodenmerkmale bei Mineralböden mit aus- reichenden Zeigereigenschaften		Nutzung und ökologische Wirkung
			Ah-Hor.	Go-Hor.	
G 5	sehr stark	Krume langfristige (oft über- stehendes Wasser) Ober- und Unterboden langfristig	sehr stark bis extrem humos, oft stark eisen- fleckig	stark eisen- fleckig, oft Reduktions- flecken	nur Grünland oder Forst, Vegetations- beginn in der Regel stark verzögert
G 4	stark	Krume mittelfristig, Ober- und Unterboden langfristig	meist sehr stark humos, oft stark eisenfleckig	stark eisen- fleckig	nur Grünland oder Forst, Vegetations- beginn oft verzögert
G 3	mittel	Krume kurzfristig, Oberboden mittelfristig, Unterboden langfristig	stark humos, stark eisen- fleckig	oft zusätzlich Merkmale anderer Hori- zonte	Grünland oder Forst, bei leichten Böden auch Acker. Vegetationsbeginn meist etwas verzögert
G 2	schwach	Krume nur gelegentlich, Oberboden kurzfristig, Unterboden langfristig	etwas stärker humos als ver- gleichbare terrestrische Böden	meist Merkmale anderer Hori- zonte deutlich bis überwiegend	kaum Nutzungsbe- schränkungen, gelegentlich Bearbei- tungsschwernisse
G 1	sehr schwach	Krume nie, Oberboden nur gelegentlich, Unterboden mittelfristig	keine besonde- ren Merkmale		keine Beschränkun- gen oder Erschwernisse
G 0	keine				

wobei Daten des Wasser- und Lufthaushaltes im Vordergrund stehen. Aufgrund dieser Angaben werden dann eine Reihe von Auswertungskarten für spezielle Kartenbenutzer hergestellt. Ziel ist dabei unter Vermeidung von jeglichem bodenkundlichem Fachchinesisch Angaben zu machen, die von der Praxis direkt verwertet werden können. Derzeit stellen wir folgende Auswertungskarten her:

1. Wasser im Boden
2. Landwirtschaftliche Bodennutzung und -verbesserung
3. Oberflächenbeschaffenheit, naturräumliche Gliederung
4. Verwendung von Siedlungsabfällen im Landbau

In Vorbereitung sind Auswertungskarten zur Bodenerosion und zur Feldberegnung.

Weiter kann ich hier nicht auf Fragen eingehen, die letztlich auf mögliche Konsequenzen einer anwendungsorientierten Bodenbeurteilung hinzielen.

Weitere Beispiele würden wohl den Rahmen meines Referates sprengen. Ich hoffe, daß auch so ein Eindruck entstanden ist, was wir unter Funktionstypen verstehen, wie wir solche erfassen, ADV-gerecht darzustellen und auszuwerten versuchen. Vielleicht kann Ihnen dies als Anregung für Ihre Überlegungen zu diesem schwierigen Thema dienen.

6. Zusammenfassung

Zusammenfassend darf ich noch einmal betonen, daß eine um Anwendung bemühte Bodenkunde ihren Benutzern deutlich sagen sollte, was dargestellt wird, der Phänotyp bzw. der morphologische Typ, der Genotyp oder der Funktionstyp. Aus meiner Sicht als „Angewandter Bodenkundler“ ist die Ermittlung der Genese der Böden einer Landschaft nicht Endziel, wohl aber Mittel zur rationellen Erfassung von Bodengrenzen auch der Funktionstypen.

Das Bemühen um die Kennzeichnung der funktionellen Eigenschaften der Böden führt verbreitet zu Bestrebungen der Quantifizierung von Horizontmerkmalen und Eigenschaften. Auf entsprechende Ergebnisse in den USA und Bemühungen in der Bundesrepublik Deutschland habe ich hingewiesen, aber auch darauf, daß z. Zt. konkrete Ergebnisse in unserem Land nur partiell vorliegen und ein allgemeiner Konsens in dieser Frage noch nicht in Sicht ist.

Ich habe dann die Prinzipien der Erfassung konkreter Kennwerte einiger wichtiger Bodeneigenschaften erläutert, wie sie in Niedersachsen seit über 15 Jahren entwickelt worden sind. Wichtigste Ausgangswerte sind

dabei Bodenart und Bodengefüge. Mit Hilfe dieser bodenkundlichen Grunddaten „Textur und Struktur“, die im Felde ohne besondere Hilfsmittel ansprechbar sind, können Kennwerte wichtiger Bodeneigenschaften gewonnen werden, die mittels entsprechender Labormethoden quantifizierbar und objektivierbar sind.

Wie wir mit Hilfe solcher Werte dann Funktionstypen im Rahmen der üblichen bodensystematischen Grundgliederung auf der Ebene der Subtypen aufstellen und kennzeichnen, habe ich an einigen Beispielen erläutert.

7. Literatur

- 1) Schlichting, E., Blume, H. P.: Bodenkundliches Praktikum. — Paul Parey Hamburg und Berlin. 1966.
- 2) Kubiena, W. L.: Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. — Stuttgart 1953.
- 3) Mückenhausen, E.: Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. — DLG-Verlag Frankfurt/Main 1977.
- 4) Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. — Soil Survey Staff. Soil Conservation Service U. S. Department of Agriculture. Agriculture Handbook No. 436.
- 5) Schlichting, E. und Blume, H. P.: Beitrag zur Objektivierung der DBG-Bodensystematik. — (2. Entwurf) 1979.
- 6) Müller, W., Renger, M. und Benecke, P.: Bodenphysikalische Kennwerte wichtiger Böden, Erfassungsmethodik, Klasseneinteilung und kartographische Darstellung. — Beih. Geol. Jb. 99/2, Hannover 1970.
- 7) Müller, W.: Die Bodenkartierung in Niedersachsen. — Beih. Geol. Jb. 99/1, Hannover 1977.
- 8) Müller, W., Renger, M. und Voigt, H.: Zur Kennzeichnung und Melioration stauwasser Böden. — Verhandl. d. Komm. V u. VI der IBG „Pseudogley und Gley“ i. Verl. Chemie, Weinheim 1972.
- 9) DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft: Bodenkundliche Grunduntersuchungen im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte — Grundansprache der Böden — H. 115. Parey, Hamburg, Berlin 1980.

10) Fachnormen im landwirtschaftlichen Wasserbau:

DIN 4047/3	Begriffe Boden (1971)
19680	Bodenaufschlüsse und Grundwasserbeobachtungen (1970)
19681	Entnahme von Bodenproben (1970)
19682/1—13	Felduntersuchungen (1972—1973)
19683/1—19	physikalische Laboruntersuchungen (1973—1977)
19684/1—11	chemische Laboruntersuchungen (1977)
19685	meteorologische Standortuntersuchungen (1979)
4220/1	Richtlinien zur bodenkundlichen Standortbeurteilung (Entwurf 1979)
1185/1—5	Dränung, Regelung des Bodenwasserhaushaltes (1973)

Normenausschuß Wasserwesen, Beuth-Vertrieb, Berlin.

11) Kartieranleitung Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde, Hannover:
Entwurf 1980 (Druck voraussichtlich 1982).

12) Kartieranleitung Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde Hannover 1971.

13) Renger, M.: Über den Einfluß der Dränung auf das Gefüge und die Wasserdurchlässigkeit bindiger Böden. — Mitteilg. Deutsch. Bodenkdl. Gesell. 11, 23—28, 1970.

14) Renger, M. und Strebel, O.: Beregnungsbedarf landwirtschaftlicher Kulturen in Abhängigkeit vom Boden. — Wasser und Boden 12, 572—575, 1980.

ANHANG 1

Gefügestrukturen

Formen des Makrogefüges

Im folgenden werden nur solche Gefügestrukturen beschrieben, die im Gelände gut ansprechbar und zur Kennzeichnung der physikalischen Eigenschaften eines Bodens wichtig sind. Unterformen, die durch Erfassung der Aggregatgröße oder der Ausprägung der Gefügestruktur gekennzeichnet werden können, werden nicht näher behandelt. Bei Auftreten von Mischgefügen genügt im allgemeinen die Angabe der vorherrschenden Gefügestruktur.

1. Grundgefüge

Unter Grundgefüge wird eine räumliche Anordnung der Bodenteilchen verstanden, bei der (noch) keine Absonderung zu größeren Aggregaten erfolgt ist. Unterschieden wird das Einzelkorngefüge, das sich durch Einlagerung von Kittsubstanzen (z. B. Eisen- oder Carbonatverbindungen) zu einem Kittgefüge entwickeln kann, sowie das Kohärentgefüge.

Einzelkorngefüge (ein)

Die Bodenteilchen (Minerale, Gesteinstücke) liegen lose nebeneinander. Dieses Gefüge ist typisch für Sandböden.

Kittgefüge (kit)

Bei Verkittung von Einzelkörnern vor allem durch Eisenverbindungen kann man von diagenetisch verfestigtem Einzelkorngefüge oder von Kittgefüge sprechen (z. B. Orterde, Ortstein, Raseneisenstein, Laterit). Auch in Ca-Anreicherungs-horizonten kann es zu solchen Verkittungen kommen (z. B. bei Wiesenkalk). Gelegentlich wird diese Gefügeform auch als verfestigtes Kohärentgefüge bezeichnet. Vom normalen Kohärentgefüge unterscheidet es sich jedoch durch den Mangel an oberflächenaktiven kolloidalen Substanzen, so daß es nicht zu Aggregationen kommen kann. Zur Ansprache dieser Gefügeform gehört die Angabe des Verfestigungsgrades (s. dort). Mikroskopisch liegt meist ein Hüllengefüge vor.

Kohärentgefüge (koh)

Die Bodenteilchen bilden eine zusammenhaftende, nicht gegliederte Bodenmasse, deren Körner meist durch kolloidale Substanzen gleichmäßig, jedoch unterschiedlich stark miteinander verklebt sind (z. B. podsolige Horizonte).

2. Aggregatgefüge

Beim Aggregatgefüge fügen sich Gruppen von Bodeneinzelteilchen zu Aggregaten bestimmter Form und Größen zusammen. Ursache dieser Erscheinung sind in der Regel Schrumpfungsvorgänge (Absonderungsgefüge) oder bodenbiologisch bedingte Zusammenballungen von Bodenteilchen (Aufbaugefüge). Zunächst wird zwischen einem übergeordneten Makrogrobfgefüge und einem diese Grobaggregate oft weiter aufteilenden Makrofeingefüge unterschieden.

2.1 Makrogroßgefüge

Das Makrogroßgefüge ist normalerweise ein Absonderungsgefüge, das durch Schrumpfungsvorgänge in ausreichend bindigen Böden entsteht. Es besteht aus Gefügeelementen, deren Querachse im allgemeinen größer als 50 mm ist und die in der Regel (Ausnahme: Säulengefüge) durch feinere Gefügeelemente mehr oder weniger stark aufgeteilt sind.

Rißgefüge (ris)

Es entsteht als Absonderungsgefüge aus einem weichen und nassen Kohärentgefüge durch Trocknungs- und Schrumpfungsvorgänge infolge Bildung der ersten groben Trockenrisse, die sich bis zur Durchlüftungstiefe, je nach Schrumpfungsfähigkeit des Substrates bilden. So entstehen grobe, prismenförmige Gefügeelemente. Ihr Ausbildungsgrad ist ein Maßstab dafür, wie tief Gefügebildungsprozesse im Boden wirksam sind. Wegen der beständigen Restschrumpfung bleiben sie auch nach erneuter Vernässung bestehen und bilden oft wichtige Wasserleitbahnen und Zonen bevorzugter Durchwurzelung. Ihre Wirkung als Wasserleitbahnen hängt allerdings ganz entscheidend davon ab, ob sie bis in durchlässige Unterschichten reichen. Das Rißgefüge kann Ausgangspunkt einer intensiven feineren Gefügeentwicklung sein. Bei ungünstiger Gefügestabilität werden die groben Schrumpfrisse von eingeschlammtem Material verfüllt, sodaß der Boden bei häufigem Quellungsdruck dann mit der Zeit verdichtet. Zur näheren Kennzeichnung des Rißgefüges wird die durchschnittliche Rißbreite angegeben.

Säulengefüge (sau)

Es entsteht aus verdichteten Rißgefügeelementen, die infolge ungünstiger Bodeneigenschaften (z. B. hoher Na- und Mg-Sorption) nicht weiter in ein Feingefüge unterteilt worden sind und durch Materialeinwaschung in die Gefügegrenzkluft bei nachfolgendem Quellungsdruck komprimiert wurden. Daher haben die groben prismenförmigen Säulen meist einen etwas geringeren Durchmesser als die nicht verdichteten Rißgefügeelemente. Wenn die Säulen bis in den Oberboden reichen, haben sie gerundete Kopfflächen (z. B. bei Solonetzböden). In unserem Klima treten Säulengefüge häufig bei Knickböden der Marsch- und bei Pelosol-Pseudogleyen auf, vor allem, wenn diese Böden eine hohe Na- und Mg-Sorption aufweisen.

Schichtgefüge (shi)

Das Schichtgefüge ist geogenetisch bedingt und ist somit grundsätzlich vom pedogenetischen Plattengefüge zu unterscheiden. Die Schichtgrenzflächen bilden häufig gute horizontale Wasserleitbahnen. Für die Beurteilung vor allem der vertikalen Wasserzügigkeit ist wichtig, wie weit das mehr oder weniger angewitterte schichtige Material von vertikalen Gefügegrenzflächen durchsetzt wird.

2.2 Makrofeingefüge

Das Makrofeingefüge entsteht durch weitere Aufteilung des Makro-
grobgefüges als Absonderungs- und als Aufbaugefüge. Die Querachse der Gefügeelemente ist in der Regel kleiner als 50 mm.

Krümelfgefüge (kru)

Mehr oder weniger rundliche Aggregate zusammengeballter Bodenteilchen mit sehr rauher Oberfläche. Porosität und Stabilität der Krümel können sehr unterschiedlich sein. Krümel treten vorwiegend in Ah-Horizonten auf. Zum Krümelfgefüge wird auch ein krümelartiges Gefüge gerechnet, das z. B. häufig in Bv-Horizonten saurer Braunerden auftritt.

Subpolyedergefüge (sub)

Durch mehrere unregelmäßige, meist rauhe Flächen begrenzte Aggregate mit stumpfen Kanten und etwa gleichen Achsenverhältnissen. Die Aggregate sind überwiegend sehr porös. Tönhäutchen auf den Oberflächen fehlen oder sind nur sehr schwach ausgebildet (charakteristisch für Bv-Horizonte der Braunerden).

Polyedergefüge (pol)

Durch mehrere unregelmäßige Flächen begrenzte, unterschiedlich poröse Aggregate, die überwiegend scharfe Kanten und etwa gleiches Achsenverhältnis besitzen. Ein Gefüge mit besonders großen Polyedern ($> 50 \text{ mm } \varnothing$) wird oft als Blockgefüge bezeichnet. Bei schlechter Ausprägung der Polyederform spricht man oft von Subpolyedern.

Prismengefüge (pri)

Prismenartige, von 5 oder 6 Seitenflächen begrenzte, senkrecht im Boden stehende Aggregate mit einer senkrechten langen Achse und kürzeren Querachsen. Prismen können weiter in Polyeder zerfallen.

Plattengefüge (pla)

Plattige, horizontal liegende Bodenaggregate mit meist rauhen, seltener glatten Grenzflächen. Das Plattengefüge entsteht oft durch mechanische Verdichtung, z. B. in Pflugsohlen.

Fragmentgefüge (fra)

Es entsteht bei mechanischen Eingriffen in den Boden z. B. durch Bodenbearbeitungs- und Meliorationsmaßnahmen. Dabei entstehen künstliche unregelmäßige Bodenfragmente mit rauhen Bruchflächen. Grobe Fragmentgefüge werden auch als Klumpen-, feinere als Bröckelgefüge bezeichnet.

Kennzeichnung und Beurteilung des Makrogefüges

Die Kennzeichnung des Makrogefüges erfolgt in folgenden Schritten:

1. Gefügeform

Unterschieden werden Einzelkorn-, Kitt-, Kohärent- und Aggregatgefüge mit seinen Unterformen.

Aggregatgröße

Die Aggregatgröße ist für die Beurteilung der physikalischen Eigenschaften eines Bodens (z. B. Porengrößenverteilung, Wasserdurchlässigkeit) von besonderer Bedeutung. Allgemein gilt: je größer das Gefüge, desto ungünstiger die Bodeneigenschaften.

Bei der Bestimmung der Aggregatgröße wird von folgenden Maßen ausgegangen:

Rißgefüge	(ris)	}	Länge der Querachse
Säulengefüge	(sau)		
Prismengefüge	(pri)		
Krümelfgefüge	(kru)	}	Aggregatdurchmesser
Subpolyedergefüge	(sub)		
Polyedergefüge	(pol)		
Fragmentgefüge	(fra)		
Schichtgefüge	(shi)	}	durchschnittliche Dicke der Schichten und Platten
Plattengefüge	(pla)		

Unterschieden werden folgende Größenstufen der Aggregate:

1. bei Makrofeingefüge

- 1: sehr fein < 2 mm
- 2: fein 2— 5 mm
- 3: mittel 5— 20 mm
- 4: grob 20— 50 mm
- 5: sehr grob > 50 mm (nur in Verbindung mit MGG)

2. bei Makrogrobgefüge

- 2: klein < 100 mm (nur wenn kein MFG vorhanden)
- 3: mittel 100—200 mm
- 4: grob > 200 mm

Lagerungsart (Aggregatzwischenräume oder Gefügekluftflächen)

Zur Beurteilung der physikalischen Eigenschaften eines Bodens ist neben der Aggregatgröße die Ausbildung der Gefügekluftflächen von entscheidender Bedeutung. Allgemein gilt: je besser sich die Gefügekluftflächen benachbarter Aggregate entsprechen, desto dichter kann der Boden im Quellungszustand sein. Auch bei guter Gefügeausbildung kann somit z. B. die Wasserdurchlässigkeit eines Bodens ganz gering sein, wenn sich nämlich die Grenzflächen der benachbarten Aggregate weitgehend entsprechen, so daß im Quellungszustand kaum Zwischenräume zwischen ihnen auftreten, sie also eine „geschlossene Lagerung“ aufweisen. Dagegen lassen unregelmäßige und sich gegenseitig nicht entsprechende Gefügegrenzflächen auch im Quellungszustand Hohlräume zwischen sich frei, so daß bei solcher „sperriger oder offener Lagerung“ ein günstiger Wasser- und Lufthaushalt möglich ist.

Für praktische Zwecke genügt die Unterscheidung von 3 Stufen der Lagerungsart bzw. der Entsprechung der Gefügekluftflächen.

- g: geschlossene Lagerung bei Quellung,
gute Entsprechung der Klufflächen
- h: halboffene Lagerung bei Quellung,
mittlere Entsprechung der Klufflächen
- o: offene bis sperrige Lagerung mit vielen Hohlräumen,
auch bei Quellung schlechte Entsprechung der Klufflächen

ANHANG 2

Verfestigungsgrad

Insbesondere zur Kennzeichnung der Obergänge zwischen Einzelkorn- und Kittgefüge aber auch zur Beurteilung des Aggregierungsgrades bei Obergängen zwischen Kohärent- und Aggregatgefüge kann für die Ermittlung des Verfestigungsgrades folgende Tabelle dienen:

Tab. 36: Verfestigungsgrad des Bodens

Kurzzeichen	Verhalten der Probe	Verfestigungsgrad
vf 1	die Probe zerfällt schon bei der Entnahme	sehr lose, nicht verfestigt
vf 2	die Probe zerfällt in zahlreiche Bruchstücke oder in ihre Einzelteile	lose, kaum verfestigt
vf 3	die Probe zerfällt in wenige Bruchstücke, die von Hand weiter aufgeteilt werden können	mittelfest, etwas verfestigt
vf 4	die Probe zerfällt in wenige Bruchstücke, die von Hand nicht oder nur schwer aufgeteilt werden können	fest, deutlich verfestigt
vf 5	die Probe zerfällt kaum	sehr fest, stark verfestigt

ANHANG 3

Lagerungsdichte von Mineralböden, Definition und Ansprache im Felde

Kennzeichnung der Lagerungsdichte			Gefügekennzeichnung						Bodenmerkmale		
Kurzzeichen	Bezeichnung	Bodenphys. Kennzeichn. $\rho_d + (0,009\% T)$	' Makrogefüge (+ Einzelk. u. Kohärentg.)			Makrofeingefüge			Anteil an Poren, Rissen	typische Bodenhorizonte	sonstige Bodenmerkmale
			Form	Größenklasse	Verfest.-Grad	Form	Größenklasse	Lagerungsart			
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ld 1	sehr gering	< 1,20	ein	—	1	—	—	—	—	X, Ae, N, (Bv)	anmoorige Böden
			koh	—	(1—2)	—	—	—	—	Gr	sehr weiche wasserreiche Schichten
			—	—	—	krü	1	0	4	Ah	sehr starkhumose bis anmoorige Böden
			—	—	—	sub	(1—2)	0	4	Ah	
			—	—	—	pol	(1—2)	0	4	Ah	
—	—	—	fra	4—5	—	—	—	Ap	Ackerkrumen frisch gepflügt		
Ld 2	gering	< 1,40	ein	—	2	—	—	—	—	Bv, Cv, X, M	Rohböden aus Sand
			koh	—	2	—	—	—	—	Gor, Gr	weiche wasserreiche Schichten
			—	—	—	sub	2—3	0	4	Ah	stark humose Horizonte
			ris	4	2	pol	2—3	0	4	Ah, Al, Go, Sw, M, Bv	
—	—	—	fra	3—4	0	4	Ap	—			
Ld 3	mittel	1,40	koh	—	3	—	—	—	3	C	häufig bei Löß
		—	ein-kit	—	3	—	—	—	3	Bhs, Bv	Orterde
		1,75	ris	3—4	3	pri	4	h	3	Bv, Sw, Bt, P	alle Bodenarten
			ris	3—4	3	(pol)	4	h	3	Bv, Sw, Go, Bt	
—	—	—	pla	3	h	3	Pflugsohle	—			
—	—	—	fra	2—3	—	—	—	3	Ap	—	
Ld 4	hoch	> 1,75	kit	—	4	—	—	—	2	Bhs	feste Orterde
			ris	3	4	pri	5	g	2	Go, Sd, P, Sm	tonreiche Schichten
			ris	3	4	(pol)	5	g	2	Co, Sd, Swd, P, Bt, Sd	
—	—	—	pla	1—3	h	2	Pflugsohle	—	bindige Böden		
Ld 5	sehr hoch	> 1,95	kit	—	5	—	—	—	—	Bhs	Ortstein
			ris	2	5	(pri)	5	g	(2)	Sd, PSd	sehr tonreiche Schichten
			sau	2	5	—	—	—	(2)	Sd	
—	—	—	pla	3—5	g	(2)	Pflugsohle	—	bindige Böden		

Diskussion

Blümel: Ich habe nur eine spezielle Frage. Ich beschäftige mich sehr mit Eisen im Boden und ganz zum Schluß, bei der Podsolierung, war nun Eisen in 3wertiger Form dargestellt. Bewegt sich Eisen bei dieser Reaktion in dreiwertiger Form oder ist eine Reduktion vorhanden?

Ulrich: Wenn man das Bild voll zeigen will, muß man die Reduktion natürlich mit hineinnehmen. Ich bin mir selber nicht klar, kenne eigentlich die Literatur nicht genau, wie es im Chelat-Komplex aussieht; ich glaube, daß dort das dreiwertige Eisen überwiegt, also in der chelatgebundenen Form. Es hat also den Eindruck, daß der Wechsel zwischen zweiwertiger und dreiwertiger Form doch sehr leicht erfolgen kann, abhängig von dem, was aus dem Auflagehumus, eben reduzierenden Stoffen und deren Oxidationsfähigkeit, dazu kommt und kleinörtlich reagiert. Aber ich glaube, man darf nicht davon ausgehen, daß Eisen als Ion, sondern als Chelat transportiert wird und da sind doch die dreiwertigen stabiler. Ein erheblicher Anteil an Transport wird wohl doch als dreiwertiges Eisen erfolgen.

Blasl: Ich habe Schwierigkeiten zwischen ihrer Gesamtschau und den Teilbereichen, mit denen wir in der Praxis zu tun haben. Ich möchte hier nur das Beispiel mit dem pH-Wert anführen. Wir messen ja nicht die Gesamtacidität in der normalen Bodenuntersuchung, sondern nur die aktuelle, und ich glaube, daß hier die maßgebenden Verschiebungen stattfinden, z. B. vorausgehende Feuchtezustände im Boden erhöhen und vorausgehende Trockenzustände erniedrigen den pH-Wert; es findet dann ein Umtausch zwischen der Sorptionskapazität des Bodens als Anion und dem Calcium bzw. dem Wasserstoff als Kation statt. Dasselbe gilt auch dann im weiteren Bereich (es ist ja in der Praxis kein stabiler Zustand bei pH 5 oder 5,5), da treten Gleichgewichtszustände zwischen Aluminium und Aluminiumhydroxyd in Erscheinung. Meine Frage ist: Gilt das nur für den Teilbereich oder sehen Sie da einen weiteren Zusammenhang für Ihre Gesamtschau?

Ulrich: Da ich also nun den Versuch gemacht habe, verschiedene chemische Bodenzustände weder zu klassifizieren, noch zu kopieren (das ist in der Zeitschrift Pflanzenernährung im Druck) und Sie sehen, was ich meine: Hier ist einmal dieser Silikatpufferbereich, also der Bereich, in dem man im Ökosystem stabil sein kann, mit pH-Werten über 5,0; wenn ein Boden diesen pH-Wert nie unterschritten hat, spielt Aluminium als austauschbares Ion praktisch keine Rolle. Erst wenn zeitliche Versauerungsschübe zu tieferen pH-Werten führen, dann wird Aluminium freigesetzt. Das funktioniert so: Versauerungsschub, H-Ionen werden produziert und tauschen Ca-Ionen aus; dann kommen zwei abhängige Reaktionen, ob nämlich das Gitter, solange dieses H-Ionen hat, so stabilisiert wird, daß Aluminium freigesetzt wird. Das ist keine augenblickliche Reaktion, sondern eine Reaktion, die Zeit braucht. Wenn also dieses H-Ion lange genug dranbleibt, wenn also die Entsauerungsphase erst spät einsetzt, dann wird Aluminium freigesetzt. Wenn die Entsauerungsphase rasch einsetzt, wird Aluminium überhaupt nicht freigesetzt und der Boden kann seinen ursprünglichen Zustand wieder erreichen. Wir haben jetzt Fälle, wo praktisch der Boden schon immer in diesen Austauscher — Pufferbereich hineingekommen ist. Aluminium wird dann freigesetzt und kann in Entsauerungsphasen wieder hierherkommen; aber der Boden hat ein „Gedächtnis“, er hat Aluminium in austauschbarer Form oder als Zwischenschicht-Aluminium und das kann bei Versauerungsböden immer sofort wiederkommen. Insofern muß man deutlich unterscheiden zwischen Böden, die in diesem Pufferbereich sind, ihn eigentlich nie verlassen haben; das würde ich durchaus vom unberührten Ökosystem annehmen, daß es auf silikatreicheren Standorten diesen Silikatpufferbereich nie verlassen hätte. Bisher, bei unserer kurzen Phase der Bodenbildung und durch die Eingriffe, die der Mensch sehr früh gemacht hat, haben wir kaum mehr Böden, die karbonatfrei sind und die dann hier nicht schon drinnen lagen und damit sofort wieder Aluminium bringen könnten. Darf ich nun fragen, ob ich Ihre Frage beantwortet habe?

BlasI: Den ersten Teil, daß nämlich nicht der aktuelle pH-Wert so sehr von der Nitrifizierung beeinflusst wird. Ich arbeite mit Ackerböden, da haben wir sehr große Nitrifikationsschübe und das pH schwankt ungefähr in dem Bereich, daß wir im Sommer den nied-

rigsten pH-Wert haben, im Herbst steigt er an, im Winter ist er am höchsten und im Frühjahr ist er vorerst noch hoch und dann sinkt er langsam wieder ab. Das ist typisch ein Feuchtegang und kein Nitrifikationsgang; denn wir haben z. B. im Mai, Juni unter Mais einen ausgesprochen niedrigen Nitratwert im Boden, weil der Mais sehr viel und sehr rasch Nitrat aufgenommen hat; das hängt nicht mehr mit dem pH-Wert zusammen. Also ich würde bitten, hier zwischen dem aktuellen Teilbereich und dem Gesamtbereich zu unterscheiden.

Ulrich: Dazu kann ich nur eines sagen: Man müßte Daten dann über die Gesamtvorgänge der Ionenaufnahme und Mineralisierung — einschließlich, was wir als Düngung hier einbringen — versuchen durchzuspielen, um zu sehen, aus welcher Resultante, aus welchen Vorgängen sich der konkret gemessene pH-Wert ergibt. In einem Acker gehen über Düngung und die Eingriffe durch Bodenbearbeitung und die Entwicklung vom Wurzelsystem und der damit verbundenen Nährstoffaufnahme viele Größen in dieses System ein. Wir halten es schon für möglich, daß dann andere Reaktionen im System ausschlaggebender sind, als die Nitrifikation. Man müßte versuchen, das durchzuspielen, wobei man immer die Gesamtvorgänge im Ökosystem im Auge haben muß. Solange wir nur Beziehungen zwischen Ionenaufnahme und Mineralisierung, Eintrag und Entzug zwischen Bodenlösung und Austausch herstellen, ist das zu eng, um so heikle Phänomene, wie das pH ist, zu erklären.

Schüller: Ich glaube, Ihrem Vortrag entnommen zu haben, daß es sinnvoll ist, die Verteilung der Kationen im Boden zu bestimmen, zumindest das zu versuchen, damit man entscheiden kann, ob man mit Ammonium oder Nitrat düngen soll, und daß es nicht sinnvoll ist, nur einen Dünger zu haben, nämlich den bekannten Kalkammonsalpeter. Es wäre doch besser, zwei zu haben. Einen Nitrat- und einen Ammoniumdünger. Ob das wirtschaftlich geht oder nicht, das ist dann eine andere Frage.

Ulrich: Meine eigenen Arbeiten beziehen sich ja alle auf den Wald. Es fällt mir sehr schwer, ganz konkret zu sagen, dieses oder jenes sollte sein. Ich habe eigentlich das Gefühl, daß wir über die Gesamtbilanz noch viel zu wenig wissen. Wir haben sehr viel

gearbeitet über einzelne Nährstoffe, aber es ist eben gerade ein Bilanzansatz und es gibt eigentlich in der Praxis keine Daten dafür. Der Bilanzansatz in Sollingen beruht ja auf Messungen über Versickerungen und Ionenaustrag mit Sickerwasser und dem Ioneneintrag aus der Luft. Das sind langjährige Messungen, aus denen man schließlich Durchschnittswerte herausrechnen kann. Untersuchungen an einem Agro-Ökosystem, das vergleichbare Daten geliefert hätte, sind mir keine bekannt. Das wäre eigentlich eine Voraussetzung überhaupt, um solche Überlegungen anzustellen, also ich sehe hier eine Forschungslücke, und zwar im Hinblick auf ökosystemare Forschungen an Agro-Ökosystemen.

Blum: Herr Benecke, gestatten Sie mir, zu Ihrem Vortrag zunächst einen kleinen Kommentar abzugeben und dann anschließend noch eine oder zwei Fragen zu stellen.

Gerade der Vortrag von Herrn Benecke scheint mir gezeigt zu haben, daß in der Bodenphysik, obwohl sie eine sehr junge Wissenschaft ist, inzwischen ein Grad der Erkenntnis da ist, den wir bei den bodenchemischen Fragen noch bei weitem nicht erreicht haben. Wenn sie die drei Modellschritte, die Herr Benecke gezeigt hat, mitverfolgt haben, so ist erst bei dem letzten Schritt, wo er die drei Parameter der Wurzelaufnahme und der weiteren zwei Bezüge der Nährstoffaufnahme unter dem Stichwort Stoffumsatz behandelt hat, zutage getreten, daß das von ihm gezeigte Modell hier noch nicht die volle oder gewünschte Kongruenz mit den Meßdaten ergeben hat; obwohl hier sicherlich bereits Ansätze vorhanden sind. Ich meine jedoch, daß gerade diese Modellvorstellung auch für uns von der landwirtschaftlichen Seite her äußerst notwendig und wertvoll ist in bezug auf verschiedene Fragestellungen. Ich meine, daß auch hier möglicherweise auf dem physikalischen Modellansatz gewisse Möglichkeiten bestehen und wir der Frage des Stickstofftransportes im Boden und auch der Frage der Pflanzenernährung ein Stück näher kommen. Das zunächst als ein kleines Vorwort in bezug zum heutigen Thema. Nun zwei Fragen zu Ihnen direkt. Herr Benecke, welchen Meßumfang oder welche Meßmethodik benötigten Sie für die drei Modellschritte, die Sie gezeigt haben. Sie haben ja bezüglich Methodik einige Fragen schon angeschnitten, ich möchte sie aber noch ganz klar stellen, weil ja das eine

Frage ist, die uns alle bewegt, denn wir wollen ja etwas messen, um dann entsprechende Aussagen machen zu können. Und die zweite Frage ist, inwieweit glauben Sie, daß der letzte Modellschritt von Ihnen noch in naher Zukunft erweiterbar ist, in bezug auf weitere Elemente.

Bencke: Vielen Dank Herr Blum, ich glaube, ich tue gut daran, die letzte Frage an Herrn Ulrich weiterzureichen, weil er doch zweifellos der kompetentere Mann ist. Aber zu den Methoden möchte ich gerne etwas sagen. Über die pF-Methode glaube ich, brauche ich nichts zu sagen, das ist eine langjährig etablierte Methode, die auch in der Bodenphysik auf eine Tradition zurückblicken kann. Etwas anders sieht es bei der Leitfähigkeitsbestimmung aus; dort ist als etablierte Methode die Bestimmung der sogenannten gesättigten Leitfähigkeit auch schon seit 20 Jahren in Übung, d. h., die Messungen werden an einer voll wassergesättigten Probe durchgeführt, das ist wiederum ein Zustand, den wir in der sogenannten ungesättigten Zone, in der ein Teil des Porenvolumens von Luft erfüllt ist, nicht antreffen und das ist der Normalfall in unserem Ökosystem. Insofern war von hier aus ein Fortschritt erforderlich, der in der Form erfolgte, daß man die gesamte Leitfähigkeitsfunktion, d. h., die Leitfähigkeit als Funktion der Wasserspannung oder des Matrixpotentials oder des Wassergehaltes mißt. Dabei war zunächst einmal die Frage zu klären, ob die Gültigkeit des Darcygesetzes — ich hatte es erst kurz erwähnt — auch für diesen ungesättigten Fall zutrifft; diese Frage ist bis heute nicht definitiv geklärt, es gibt sicher Abweichungen, aber es wird generell akzeptiert, daß man mit dem Darcygesetz auch im ungesättigten Bereich arbeiten kann und wir tun es auch. Obwohl man sich dabei bewußt sein sollte, daß Abweichungen existieren und manchmal bei der Interpretation der Ergebnisse dann auch herangezogen werden müssen. Die Methode selbst besteht darin, daß man die Bodenprobe auf einen bestimmten Wassergehalt einstellt, was man mit der gleichen Apparatur machen kann, mit der man die pF-Messung durchführt. Man verringert dann stufenweise den Wassergehalt und bekommt dann eine Folge von Werten, die man dann auftragen kann, entweder daß man hier die Leitfähigkeit gegen das Matrixpotential oder aber gegen den Wassergehalt aufträgt; das gibt dann eine Beziehung, wie ich Ihnen einige dargestellt habe.

Bemerkenswert ist eben, daß die Leitfähigkeit außerordentlich sensibel auf den Wassergehalt reagiert, daß sie über mehrere Zehnerpotenzen hinweg variiert. Darüber könnte man einen eigenen Vortrag halten, darin liegt auch die bemerkenswerte Steuerungsfunktion des Bodens, über die Regulierung des Wassergehaltes auch die Regulierung der Fließgeschwindigkeiten zu erreichen.

Man kann jetzt den Leitfähigkeitswert auch so bestimmen, indem man diese ganze Prozedur wegläßt, die Probe voll sättigt und nur die Ausflußkurve untersucht. Man bekommt dann eine Ausflußrate als Funktion der Zeit, die gegen Null geht. Die Ausflußkurve zu analysieren, gibt es verschiedene Verfahren, die auch zum Leitfähigkeitswert der Funktion der Sättigung führen. Der Vorteil der Methode liegt darin, daß man in einem Schritt die ganze Kurve bekommen kann, der Nachteil liegt in der größeren Ungenauigkeit. Das sind im Prinzip die beiden im Labor üblichen Methoden; darüber hinaus gibt es dann die Methode, die im Gelände angewendet werden kann, dort kann man besonders in der verdunstungsfreien Zeit oder in der Zeit, in der man die Verdunstung vernachlässigen kann, die Wasserbewegung in der Weise erfassen, daß man in verschiedenen Bodentiefen Tensiometer installiert. Aus den Tensiometerwerten ist die Potentialverteilung abzulesen und man kann wiederum aus der Regenrate direkt die Leitfähigkeitswerte übertragen; man muß nur noch die Gradienten bestimmen, das ist im Grunde genommen nur ein einfaches arithmetisches Problem. Das geht auch im instationären Zustand, nur dann tritt das Problem auf, daß man den Wassergehalt möglichst exakt kontrollieren muß und, so merkwürdig es klingen mag, das ist heute ein ganz großes Problem. Eine zuverlässige Wassergehaltsmessung durchzuführen, kann man eigentlich heute noch als ungelöstes Problem bezeichnen, trotz des Vorhandenseins einer Neutronensonde. Wenn man wirklich gute Wassergehaltsmessungen durchführen will, braucht man schon etwas besseres, etwa eine Gamma-Sonde, oder man zieht Bodenproben und bestimmt den Wassergehalt im Trockenschrank. Das zur Methode der Leitfähigkeitsbestimmung und der Bestimmung des scheinbaren Diffusionskoeffizienten; sie beruht auf der Analyse solcher Durchschnittskurven, die ich vorhin gestellt habe. Man muß also eine Bodensäule im ursprünglichen Gefügestand gewinnen, sie muß lang genug sein, es gibt da

eine Regel, daß die Länge der Bodensäule das Dreifache des Querschnittes betragen soll. Eine solche Bodensäule befeuchtet man mittels einer Beregnungsanlage und nachdem das ganze System — das dauert einige Tage — im Gleichgewicht ist, gibt man den Impuls in Form von Silizium oder Chlor, das wären solche Elemente, die keine Interaktion aufweisen. Wenn man gerade die Interaktion erfassen will, dann würde man Pflanzen auch noch darauf wachsen lassen, um die Aufnahmeversuche mit zu erfassen, aber im normalen Falle will man ja nur den scheinbaren Diffusionskoeffizienten, dann braucht man die Interaktion nicht und nimmt infolgedessen interaktive lösliche Substanzen und kontrolliert jetzt den Durchgang durch eine bestimmte Ebene, indem man die Konzentrationsänderung als Funktion der Zeit verfolgt und dann gibt es eine etwas längere Prozedur, in der auch, so haben wir es ebenfalls gemacht, eine Interationsrechnung drinnensteckt. Eine Anpassungsrechnung, um den Diffusionskoeffizienten zu bestimmen. Man kann es aber auch sehr viel einfacher machen und ich versuchte, das darzustellen; die Werte, die hier dargestellt sind, beruhen auf dem Verfahren, das ich eben erst angedeutet habe, aber auf ein Anpassungsverfahren und das bringt die Abhängigkeit des scheinbaren Diffusionskoeffizienten als den maßgeblichen Kennwert für die Verteilung des Lösungsinhaltes vom Gefüge zum Ausdruck. Man kann aber auch diese Vereinfachung nehmen, daß der scheinbare Diffusionskoeffizient gleich der Porenwassergeschwindigkeit ist, d. h., die Darcygeschwindigkeit, über die ich eben gesprochen habe, dividiert durch den Wassergehalt, und wenn man diese Vereinfachung vornimmt, dann bekommt man fast ebensogute Ergebnisse. Wir haben also bisher gesehen, daß man auf diese Weise vorgehen kann und dann fällt die sehr aufwendige Bestimmungsmethode weg. Es ist eigentlich so, und das versuchte ich auch herauszustellen, daß die Darcygeschwindigkeit (also die sättigungsabhängige Filtergeschwindigkeit) der aussagefähigste bodenphysikalische, gefügeabhängige Kennwert ist, um sowohl den konvektiven Lösungstransport als auch die Dispersion der Lösung im Boden zu beschreiben.

W. Müller: Wenn man das landwirtschaftliche Schrifttum durchsieht, dann wird zwar auch sehr häufig die Leitfähigkeit als ein wichtiger Gesichtspunkt dargestellt, gleich daneben steht aber dann

immer, nicht die Leitfähigkeit ist das Entscheidende, sondern das Wurzelwachstum, weil die Entfernungen, aus denen zu den Wurzeln Nährstoffe hinströmen können, im wesentlichen beschränkt seien.

Bencke: Wir haben auch darüber schon Untersuchungen durchgeführt und zwar ein Wurzelentzugsmodell entwickelt, in dem man die Wurzelmasse, d. h. die Wurzellänge pro cm^3 Boden als Variable vorgeben kann. Das würde genau auf Ihre Frage gehen, wenn man diese Wurzellänge pro cm^3 erhöht oder erniedrigt; es hat sich gezeigt, daß diese Unterschiede eigentlich überraschend gering sind, das mit anderen Worten, die Wurzeln entleeren ein größeres Bodenvolumen — weiden es ab — wenn sie so wollen. Es hängt natürlich wiederum sehr stark von dieser Leitfähigkeitsfunktion ab, die ja beim gleichen Wassergehalt recht unterschiedliche Werte im Boden haben kann. Wir haben gesehen, daß die Wasseraufnahme durch die Wurzeln, auch wenn man heruntergeht, modellmäßig mit der Wurzellänge pro Volumeinheit Boden, eigentlich nur wenig zurückgeht, weniger als wir erwartet haben.

Ulrich: Vielleicht nur kurz eine Ergänzung dazu: Dieses Entzugsmodell trifft für Sollingen bei 1000 mm Niederschlag und damit eigentlich relativ hoher Bodenfeuchte zu, während, wenn sie an landwirtschaftliche Flächen denken, wo die Austrocknung sehr viel stärker wird, natürlich die Diffusion und damit auch das Wurzelwachstum entsprechend größere Bedeutung gewinnen.

Schmoigl: Kann es möglich sein, daß durch zu starken Wasserentzug eine differenzierte Diffusion der Nährstoffe oder Wanderung der Nährstoffe im Boden zur Pflanzenwurzel selektioniert wird, daß zum Beispiel Kali ganz stark blockiert ist und der Stickstoff nicht aufgenommen wird?

Bencke: Ich möchte auch hier vielleicht Herrn Ulrich die Gelegenheit geben, dazu Stellung zu nehmen. Nur soviel möchte ich dazu sagen, daß eine solche Fraktionierung des Entzuges über physikalische Vorgänge mir durchaus denkbar erscheint, wenn der Boden stärker ausgetrocknet ist, weil ja dann über kleine Strecken doch verhältnismäßig hohe Gradienten sowohl der

Wasserpotentiale als auch der Konzentrationen auftreten können. Bei sehr geringen Fließbewegungen erscheint mir das vorstellbar, aber ich würde nicht sagen, daß das eine befriedigende und erschöpfende Antwort auf Ihre Frage ist.

Strebel: In diesem Zusammenhang sollte man noch einmal auf die zwei grundsätzlichen Nährstoffanlieferungsmechanismen an die Wurzel zurückkommen. Herr Benecke hat in seinem Referat schon erwähnt, daß für das Kalium die Anlieferung durch Massenfluß keineswegs den Bedarf deckt und aus landwirtschaftlichen Untersuchungen ist bekannt, daß die Kaliumversorgung auf den meisten Böden überwiegend, zu mehr als 90 %, durch Diffusion erfolgt — und nicht durch Massenfluß. Ganz anders ist es bei Stickstoff; die Nitratversorgung erfolgt auf landwirtschaftlichen Standorten unter anderem wegen der Düngung zu einem großen Teil — jedenfalls zu einem wesentlich größeren Teil als die Kaliumanlieferung — durch Massenfluß. Jetzt kann in ihrem Fall folgende Situation eintreten: Die Nitratkonzentrationen sind noch relativ hoch und ein gewisser Wasserentzug durch die Wurzeln und damit ein gewisser Massenfluß an Nitratstickstoff ist immer noch möglich. Anders ist es bei der Anlieferung durch Diffusion bei niedrigen Wassergehalten. Hier wird die Anlieferung durch Diffusion wegen des stark kleiner werdenden Diffusionsquerschnittes sehr stark reduziert und bei diesen geringen Kaliumkonzentrationen kann sich dies in dem Effekt auswirken, daß sie eine schlechte Kaliumversorgung haben, aber noch eine relativ gute Stickstoffversorgung. So könnte man es sich vorstellen.

Solar: Herr Dozent Benecke, ich habe lediglich eine Frage: Wenn Sie nun Ihre K-Werte messen, vor allem bei gesättigten Strömen, und nun die Werte vergleichen, die Sie im Labor gewonnen haben, da liegen doch Welten dazwischen. Und jetzt die Frage: Welche Werte ziehen Sie zur Interpretation des Standortes heran, welche sind standortskonform gemessen?

Benecke: Ja, das gilt für beide Arten. Sowohl für die gesättigten, aber da sehr viel stärker als für die ungesättigten Ströme. Bei den gesättigten Strömen sind wir dazu übergegangen, die Ergebnisse empirisch zu klassifizieren, in gering, mittel und hoch

durchlässig und diesen empirisch klassifizierten Werten z. B. auch empirischen Dränabständen zuzuordnen. Es ist aber ziemlich schwierig, gesättigte Leitfähigkeitswerte zu bekommen und das liegt einfach darin, daß man zwangsläufig für die Messung das Medium selbst verändern muß, dadurch, daß man es an irgend einer Stelle abschneidet und die Porenkontinuität an der Stelle unterbricht; selbst bei der Bohrlochmethode, die man im Felde durchführt und die auf grundwassererfüllte Böden beschränkt ist, gilt das für diese Werte. Es ließ sich sogar finden, daß sich die Stechzylinderwerte und die Bohrlochwerte, wenn man die Stechzylinder in horizontaler Richtung entnimmt, recht gut vergleichen lassen. Bei der ungesättigten Leitfähigkeit sehen die Dinge insofern günstiger aus, als wir das benutzen können, was ich eben angedeutet habe. Wir haben immer ein Quasigleichgewicht der Sickerströme im Boden und brauchen dann nur mit relativ leicht durchzuführenden Tensiometermessungen das dazugehörige Potentialfeld auszumessen und können dann durch einfache Rechnung die Leitfähigkeitswerte bekommen. Das sind die Werte, die wir dann schließlich in die Modelle hineingenommen haben und mit denen wir dann eine befriedigende Übereinstimmung mit den Meßdaten erreichen konnten, wo wir also sagen, daß die Meßdaten die Modelle bestätigt haben. Aber die Geländemessung scheint mir in jedem Falle die weitaus verbindlichere zu sein.

Blum: Ich hätte zunächst eine kleine Vorbemerkung zur Frage: Morphe-Funktionen-Genese von Böden. Ich meine, daß aus Ihrem Vortrag klar hervorgegangen ist, daß im Grunde genommen die Morphe, die Sie nun durch große und umfangreiche statistische Querbezüge mit vehementen Laboranwendungen sowohl physikalischer wie chemischer Art und der Kenntnisse von Tonmineralen und mineralogischen Gegebenheiten in einem großen Kartierungsraum als Grundlage verwendet haben. Die Frage ist nun — Kollege Schlichting will auch jetzt in der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft eine Arbeitskommission für die Frage des morphogenetischen Bodentyps auf internationaler Ebene gründen — was bezeichnen wir heute noch als Morphe und was bezeichnen wir heute in der bodenkundlichen Geländekartierung noch als morphologisch, d. h., als phänologisch ansprechbar? Farbe, Finger, also Auge, Hand, manchmal auch der Mund

und andere Hilfsmittel, aber unter der Abstraktion des Labors bringt dies Werte, die wir nicht mindestens so gut im Gelände machen könnten. Und es ist, glaube ich, eine Unterstellung, wenn ich jetzt ganz pointiert formuliere, denn im Grunde genommen wissen wir ja sehr viel mehr, wenn wir schon ins Gelände gehen und die vielen Daten, die wir haben, von Landwirtschaftskammeruntersuchungen über pH, über Sorptionskapazität usw. gehen ja, ob wir es wollen oder nicht, in unsere Überlegungen mit ein und charakterisieren gleichzeitig einen kleineren oder größeren Raum. Und deswegen müssen wir schon so klar formulieren und sagen, Morphe ist heute bei den derzeitigen laboranalytischen und sonstigem Kenntnisstand über unsere Böden — zumindestens im europäischen Raum weithin — im Grunde genommen nicht mehr der strenge Begriff des reinen Phänotyps, sondern da gehen unglaublich viele Informationen weiterhin mit ein und ich meine auch, daß es sehr interessant ist, statistische Querbezüge von den mit Hand, Mund und Auge ermittelten Daten im Gelände zu Laboraten herzustellen, um weitere Aussagen zu treffen. Was mir außerordentlich gefallen hat, ist das weite Durchdringen über die statistischen Querbezüge, daß man die Morphe hier über diese analytischen Dinge weiter griffig machen kann in bezug auf den Funktionstyp und hier ganz spezifisch den Pflanzenstandort.

W. Müller: Ich stimme Ihnen zu, aber wieder doch nicht ganz. Sie haben mich sicherlich so verstanden, daß ich hier einen Gegensatz Feld- und Laborbodenkunde mache. Wir haben ja die Laborbodenkunde sehr stark integriert und versucht, die Werte — die Quantifizierung kommt ja aus dem Labor — direkt anzuwenden und nicht so irgendwie nebeneinander stehenzulassen und da ist der Punkt, wo ich Ihnen nicht ganz zustimmen kann. Die Beziehungen zwischen Feld- und Laborbodenkunde sind nicht so eng, wie man es vielleicht optimistisch sehen kann. Ich sehe da eine Kluft, die immer größer wird und dessen sollten sich die Herren von den Hochschulen bewußt werden. Es ist schwierig für den Feldbodenkundler. Sie glauben gar nicht, daß unter Kulturtechnikern häufig noch nicht einmal bekannt ist, was ein K-Wert ist; viel weniger, wie man denselben im Felde ansprechen oder wie man ihn im Labor ermitteln kann. Wir haben z. B. die K-Wertmethoden genormt, aber wo sind denn die Institute, die diese Unter-

suchungen für die Praxis durchführen können? Die gibt es nicht, wir in Niedersachsen sind praktisch das einzige Institut, das das macht. Die Kulturtechniker gehen heute noch zu einem großen Teil nach der alten DIN 1185 vor, wenn sie zum Dränabstand kommen wollen. Nach meiner Ansicht klaffen die Dinge auseinander. Es kommt eine Fülle von Wissen auf uns zu und dieses zu verarbeiten, wird immer schwieriger.

Blümel: Ich möchte zu den Ausführungen von Herrn Müller und in Verbindung zum Herrn Benecke und zur Diskussion von Herrn Prof. Blum folgendes sagen: Ich glaube, diese Kluft zwischen den konkret quantifizierten Laboruntersuchungen und der Feldaufnahme kann zumindest überbrückt werden. Ich kenne ein wenig ihre Arbeitsweise; sie versuchen, was wir in Österreich lange Zeit nicht so gemacht haben — erst durch die Österreichische Bodenkartierung wird versucht, die morphologische, regionale Erfassung der Böden zu quantifizieren. Das was inzwischen bei uns z. T. gemacht wird, die spezielle Quantifizierung, ob sie jetzt von Seite Nährstoffverlagerung oder Wasserhaushalt geschehen ist, das müßte in die regionale Bodenausbildung, in die Bodenkartierung, eingebaut werden. Wenn man einen Punkt, eine Stoffverlagerung, eine Wasserbewegung, eine Massenbewegung, eine Diffusion erfaßt hat, so frage der Praktiker, was machen sie mit diesem Punkt? Ich möchte wissen, für welchen Bereich gilt das. Und da ist die Frage dann, daß man wieder zur Bodenkartierung zurückkommt, zur Erfassung der Flächen und auf diese statistische Vorerhebung. Ich glaube, daß Morphologie und Analytik verbunden werden kann.

Ulrich: Ich fühle mich also als Lehrstuhlinhaber in einer bodenkundlichen Fakultät durchaus mitverantwortlich für das, was in der forstlichen Bodenkartierung oder doch besser gesagt, Standortkartierung passiert. Und ich glaube sagen zu können, daß wir mit aller Macht eigentlich versuchen, bei der forstlichen Standortkartierung die Quantifizierung mit hineinzunehmen und daß dieser Versuch auch erfolgreich ist, wobei wir uns ganz strikt an das anlehnen, was das niedersächsische Landesamt begonnen hat. Wenn Sie die forstliche Standortaufnahme ansehen, ein Heft, in dem also die Anleitung zu der forstlichen Standortkartierung drinnen steht, dann werden Sie diese Quantifizierungshilfen auf

dem Stand, der bisher war, finden, und sie werden auch in der forstlichen Standortkartierung mehr oder weniger stark benützt — das hängt natürlich von der Innovationsfähigkeit der tatsächlich vorhandenen Leute, die an der Kartierung beteiligt sind, ab. Damit will ich nicht einen Gegensatz zwischen Feld- und Laborbodenkunde konstruieren, sondern ich sehe die Aufgabe darin, für das Ökosystem und hier für den Bereich Boden zu einer Quantifizierung zu gelangen. Das ist die Aufgabe, vor der wir stehen und die muß also ganz pragmatisch gelöst werden, d. h., daß man mit den Erkenntnissen so weit ist, daß sie in solche Übersetzungsschlüssel hineingebracht werden kann. Ich habe natürlich auch einen Wunsch bei der Erarbeitung eines solchen Schlüssels, nicht nur Hackfrüchte, Getreide und Mähweiden zu betrachten; $\frac{1}{3}$ der Fläche der Bundesrepublik ist Wald und da bleibt, glaube ich, manches noch zu bedenken, denn nicht alles, was sie jetzt zur landwirtschaftlichen Kartierung erarbeitet haben, läßt sich in der Weise auf Waldstandorte übertragen. Hier wären also Modifikationen notwendig und es wäre sinnvoll, wenn man sich im Bereich zwischen landwirtschaftlicher und forstlicher Kartierung enger abstimmen würde. Ein Ding bleibt da noch zu sagen, nämlich, daß sich der Erkenntnisfortschritt natürlich nicht nach der Kartierung richten kann. Das gilt sowohl für die Laborbodenkunde als auch für die Bodengenetik. Wir müssen diese beiden auf Erkenntnisfortschritte gerichteten Ansätze so weiterentwickeln, daß sie nicht eine dauernde Änderung der Kartierungseinheit erforderlich machen.

W. Müller: Ich habe hier natürlich nur einen ganz kleinen Teil der Dinge bringen können, die wir machen und die Verbindung zum Forst ist ja da. Sie ist nicht nur dadurch gegeben, daß wir Herrn Benecke, meinen alten Mitarbeiter, hier haben, sondern sie ist auch dadurch, daß wir ja auch für Forstflächen Gutachten abgeben. Wir sagen für forstliche Zwecke nehmen wir die NFK, die WE-Stufen, die effektive Durchwurzelungstiefe mal zwei. Ob das richtig ist, da würde ich gerne Unterstützung von ihrer Seite erwarten, denn mit unserem Gutachten oder mit unseren Karten müssen wir ja in den Forst gehen.

Blum: Nur noch eine ganz kurze Erwiderung. Meine Anmerkungen bezüglich des Gegensatzes Labor- und Feldbodenkunde waren

natürlich ironisch überspitzt formuliert. Auf der anderen Seite müssen wir doch — und jetzt spreche ich einmal nicht wie Herr Kollege Ulrich — vor allem die landwirtschaftliche Seite ansehen, über die wir heute ein enormes Quantum an Kartenmaterial vorliegen haben. Diese Karten wurden rein durch Geländebegehung mit Taxierung der Böden nach der Morphe usw. erstellt. Es wurden Grenzen eingezeichnet, die auf den Karten vermerkt sind. Wir haben die Nährstoffmengen kurzfristig, einmalig durch Extraktionsanalysen, wir erheben funktionale Parameter, wenn man die Austauschkapazität als solche bezeichnen kann, und andere Dinge. Und das machen wir punktuell. Und das ist die Idee, daß wir diese Werte, die ja im Grunde genommen statistische Einzelwerte sind, oparabel machen. Es scheint mir ihre Methodik, über die statistischen Querbezüge aus einer Fingerprobe und einer Beobachtung der Lagerungsdichte gleichzeitig etwas über die Feldkapazität auszusagen, ein möglicher und ein guter Weg zu sein, denn solche Dinge brauchen wir ja, wenn wir den Feuchtigkeitszustand aufgrund der klimatischen langfristigen Beobachtungen in bezug auf den Einzelwert der chemischen Analyse abschätzen wollen.

Nur so können wir irgendwelche mittelfristigen Aussagen über einen Vegetationszyklus treffen. Die Frage ist nur, wie können wir in Zukunft Bodenkartierungen in dem Sinne verbessern, daß wir hier noch mehr Oparabilität hereinbringen und auch flächenmäßig so sicher sind, daß wir nur ein oder zwei Werte erheben, die wir gleichzeitig auf mehrere Flächen übertragen können. Das ist mein Bedürfnis im Augenblick und hier müssen wir, meine ich, irgendwo weiterkommen.

W. Müller: Zu dieser Nährstoff-Frage: Wir haben solche Dinge begonnen, es ist nur sehr schwierig, denn die Daten, die uns zur Verfügung stehen, sind kaum zu benutzen, weil die Null-Parzellen bei Düngungsversuchen wandern und der Boden nie festgehalten worden ist. Wir wollen hier ein Forschungsvorhaben beginnen, und wir würden da gerne jede Unterstützung haben.

Hubert Müller: Herr Professor, ich sehe das Problem, wie es hier dargestellt wurde, hier Feldbodenkunde, hier Laborbodenkunde, nicht in dieser Art und vielleicht auf einer anderen Qualitäts-ebene. Für mich scheint das Problem auf einer anderen Ebene zu

liegen. Es ist gar keine Frage, daß der Mann im Innendienst das Feld braucht, das ist die Anregung. Auf der anderen Seite braucht der Geländebodenkundler Analysendaten. Das Problem liegt nur darin, die Zahl zu gewichten. Dort, wo es ihrer Meinung nach eine Relevanz zum Standort gibt, da beginnt meiner Meinung nach die große Diskrepanz zwischen Feldbodenkunde und Laborbodenkunde, wobei die Leute vom Labor viel lieber klare Linien sehen wollen als der Feldbodenkundler, der vielleicht die Abstände einmal breiter, einmal enger nimmt und dazu noch Variationen nach Raum vornimmt. Um ein Beispiel zu nennen: Wenn Sie etwa die Grundwasserstände betrachten, so wird ein gegebener Grundwasserstand in einem Klimaraum X ganz andere Wiesen- und ganz andere Ackerbonitäten ergeben, als beispielsweise in einem trockenen oder in einem feuchten Raum, d. h., daß ich selbst bei konstant gleicher Höhe in verschiedenen Räumen immer zu einer unterschiedlichen Gewichtung kommen muß. Und da scheint mir das Problem zu liegen. Es wäre sehr interessant zu hören, wie Sie das sehen.

W. Müll er: Jetzt muß ich dann über eine Sache sprechen, die mir hier zu kompliziert vorkam. Wir haben dieses Problem natürlich auch gesehen und auch in einem solch begrenzten Raum wie Niedersachsen haben wir, wenn Sie die große Übersichtskarte ansehen, dieses Land in 5 Klimazonen eingeteilt. Diese Kennwerte versuchen wir dann durch Zu- und Abschläge vom Klima zu variieren. Unser Ziel ist die klimatische Wasserbilanz des Jahres als Ausdruck für die Versickerungsrate und somit für Fragen der Grundwassererneuerung oder Grundwasserverschmutzung einzusetzen. Das Klima haben wir somit ein bißchen im Griff, mit diesen klimatischen Wasserbilanzwerten können wir also schon etwas anfangen. Was mir viel mehr Kummer macht und wo ich noch keine Idee habe, ist das Relief. Sie wissen ja alle, ein Boden am Unterhang reagiert ganz anders als ein Boden auf der Kuppe. Auch das versuchen wir, in den Griff zu bekommen, aber dies zu quantifizieren, haben wir noch nicht geschafft. Derartige Bemühungen laufen und wir sind für jeden Hinweis, wie man diese Sache besser machen könnte, sehr dankbar.

So lar: Die nächste Gelegenheit wäre im Herbst bei unserer Exkursion. Von Herrn Prof. Ulrich haben wir schon so gut wie eine halbe Zusage.

Jetzt im Anschluß besteht noch Gelegenheit zu einer Art offenen Diskussion, wo die Fragesteller direkt zu den betreffenden Herren kommen können, aber offiziell darf ich die Tagung somit beenden und ich danke nochmals den Referenten, den Diskussionsrednern und Ihnen allen, meine Damen und Herren, für die Teilnahme an dieser gelungenen Veranstaltung.

Teilnehmerverzeichnis

- Aichberger, Dipl.-Ing. Dr. K.
Landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt Linz
Wieningerstraße 8
4025 Linz
- Bäck, Ing. J.
Enzenwinklerstraße 59
4060 Leonding
- Bayzer, Dr. H.
Chemie Linz AG
Welser Straße 42
4020 Linz
- Beck, Prof. Dipl.-Ing. Dr. W.
Landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt Wien-Linz
Trunnerstraße 1 Wieningerstraße 8
1020 Wien 4025 Linz
- Benecke, Univ.-Doz. Dr. P.
Universität Göttingen
Institut für Bodenkunde und Waldernährung
Büsgenweg 2
D-34 Göttingen
- Blasl, Dipl.-Ing. Dr. S.
Chemie Linz AG
Welser Straße 42
4020 Linz
- Blümel, Hofrat Dipl.-Ing. Dr. F.
Bundesanstalt für Kulturtechnik
3252 Petzenkirchen
- Blum, Univ.-Prof. Dr. W. E. H.
Universität für Bodenkultur
Institut für Bodenforschung und Baugeologie
Gregor-Mendel-Straße 33
1180 Wien
- Bronner, Univ.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. H.
Sugana Zucker Ges.m.b.H.
Kristein 2
4470.Enns

Edelbauer, Dipl.-Ing. Dr. A.
Universität für Bodenkultur
Institut für Pflanzenbau
Gregor-Mendel-Straße 33
1180 Wien

Fischer, Dr. H.
Untere Weißgerberstraße 37/20
1030 Wien

Freilinger, Hofrat Dipl.-Ing. F.
Bundesanstalt für Bodenkartierung und Bodenwirtschaft
Denisgasse 31
1200 Wien

Gaigg, Dipl.-Ing. W.
Vertriebsgesellschaft für Kalidüngemittel
Tuchlauben 7a
1010 Wien

Gasser, Ing. F.
Bundesanstalt für Kulturtechnik
3252 Petzenkirchen

Geßl, Min.-Rat Dipl.-Ing. A.
Bundesministerium für Finanzen
Himmelpfortgasse 4
1010 Wien

Gruber, Dipl.-Ing. F.
Chemie Linz AG
Welser Straße 42
4020 Linz

Gruber, Dipl.-Ing. Dr. F.
„Bodenkalk“
Keplerstraße 32/6/43
8020 Graz

Gusenleitner, Hofrat Dr. J.
Landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt Linz
Wieningerstraße 8
4025 Linz

Hofer, Dipl.-Ing. G.
Einsiedlerplatz 13/11/12
1050 Wien

Horner, Dr. F.
Bundesanstalt für Bodenkartierung und Bodenwirtschaft
Denisgasse 31
1200 Wien

Kastner, Ing. A.
4183 Traberg 30

Kilian, Dipl.-Ing. Dr. W.
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Schönbrunn
1131 Wien

Klaghofer, Dipl.-Ing. Dr. E.
Bundesanstalt für Kulturtechnik
3252 Petzenkirchen

Körper, Ing. J.
OÖ. Saatbaugenossenschaft Linz
Pflanzenzuchtstation
4981 Reichersberg

Knoll, Ing. H.
Chemie Linz AG
Welser Straße 42
4020 Linz

Lauss, Dipl.-Ing. Dr. F.
Landwirtschaftskammer für OÖ
Auf der Gugl 3
4020 Linz

Libiseller, Dr. R.
Landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt Wien
Trunnerstraße 1
1020 Wien

Mayr, Univ.-Prof. Dr. H.
Chemie Linz AG
Welser Straße 42
4020 Linz

Müller, Univ.-Doz. Ing. Dr. H. J.
Zuckerforschungsinstitut
2286 Fuchsenbigl

Müller, Univ.-Prof. Dr. W.
Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
Stilleweg 2
D-3000 Hannover 51

Mutsch, Dr. F.
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Schönbrunn
1131 Wien

- Nelhiebel, Dipl.-Ing. P.
Bundesanstalt für Bodenkartierung und Bodenwirtschaft
Denisgasse 31
1200 Wien
- Nestroy, Univ.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. O.
Universität Wien
Institut für Geographie
Universitätsstraße 7
1010 Wien
- Neubauer, Dipl.-Ing. Dr. H.
Chemie Linz AG
Welser Straße 42
4020 Linz
- Neuwinger, Dr. I.
Forstliche Bundesversuchsanstalt
Rennweg 1, Hofburg 250
6020 Innsbruck
- Nimmervoll, Ing. W.
Landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt Linz
Wieningerstraße 8
4025 Linz
- Panholzer, Dipl.-Ing. F.
Friesenegg 18
4020 Linz
- Pecina, Ing. E.
Grünbeckgasse 14
2700 Wr. Neustadt
- Puchwein, Dr. G.
Landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt Linz
Wieningerstraße 8
4025 Linz
- Schmoigl, Ing. K.
Landwirtschaftskammer für OÖ.
Auf der Gugl 3
4020 Linz
- Schneider, Dipl.-Ing. W.
Bundesversuchsanstalt für Bodenkartierung und Bodenwirtschaft
Denisgasse 31
1200 Wien
- Schnetzinger, Dipl.-Ing. K.
Bundesanstalt für Bodenkartierung und Bodenwirtschaft
Esch 181
5023 Salzburg

- Schüller, Hofrat Dr. H.
Hofzeile 10—12/4/5
1190 Wien
- Solar, Univ.-Doz. Dipl.-Ing. Dr. F.
Universität für Bodenkultur
Institut für Bodenforschung und Baugeologie
Gregor-Mendel-Straße 33
1180 Wien
- Stenitzer, Dipl.-Ing. Dr. E.
Bundesanstalt für Kulturtechnik
3252 Petzenkirchen
- Strebel, Dr. O.
Bundesanstalt für Geowissenschaften
Stilleweg 2
D-3000 Hannover 51
- Strecha, Ing. A.
Bundesanstalt für Kulturtechnik
3252 Petzenkirchen
- Ulrich, Univ.-Prof. Dr. B.
Universität Göttingen
Institut für Bodenkunde und Waldernährung
Büsgenweg 2
D-34 Göttingen
- Weis, Ing. F.
Landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt Linz
Wieningerstraße 8
4025 Linz
- Wührheim, Dipl.-Ing. Dr. S.
Chemie Linz AG
Welser Straße 42
4020 Linz
- Wimmer, Dipl.-Ing. Dr. J.
Landwirtschaftlich-chemische Bundesversuchsanstalt Linz
Wieningerstraße 8
4025 Linz
- Zehetner, Dipl.-Ing. A.
Landwirtschaftskammer für OÖ.
Auf der Gugl 3
4020 Linz
- Zohner, Dr. A.
Chemie Linz AG
Welser Straße 42
4020 Linz