

Z81/16

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Bd. 16

1972

Schriftleitung: P. Hugenroth / Göttingen

MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Tagung der Kommission V der Deutschen Bodenkundlichen
Gesellschaft vom 11. bis 14. September 1972 in
Löwenstein

- Referate -

Tagung der Kommissionen II und IV der Deutschen
Bodenkundlichen Gesellschaft gemeinsam mit der
Gesellschaft für Pflanzenernährung
vom 3. bis 5. Oktober 1972 in Bonn

- Referate -

Erfahrungen mit der Darstellung der
Bodenverhältnisse für die Landschaftsplanung

Tagung der Kommission V vom
11. bis 14. 9. 1972 in
Löwenstein

I N H A L T

| | | |
|-----|--|----|
| 1. | <u>Allgemeiner Überblick</u> , S. Müller und H.-P. Blume | 5 |
| 2. | <u>Fragen und Anforderungen der Planung an die Bodenkarten</u> , H. Kiemstedt | 8 |
| 3. | <u>Bodenkundlicher Beitrag zur quantitativen Naturraum- gliederung</u> , G. Schaffer und K.-H. Schulz | 14 |
| 4. | <u>Kleinmaßstäbliche Bodenübersichtskarten 1:200 000 und 1:100 000 für Planungszwecke. Gesichtspunkte für die Gestaltung von Karten und Legenden</u> , W. Müller | 19 |
| 5. | <u>Bodengesellschaften als Grundlage der Landschaftsplanung</u> , E. Schlichting | 30 |
| 6. | <u>Aussagemöglichkeiten kleinmaßstäblicher Bodengesellschafts- karten für Planungszwecke, dargestellt am Beispiel des baden-württembergischen Odenwaldes</u> , H.-P. Blume und Szabados, E. | 37 |
| 7. | <u>Die Bodenkarte 1:50 000 von Nordrhein-Westfalen als Unterlage für die Landschaftsplanung mit Beispielen aus verschiedenen Bodenlandschaften</u> , H. Maas, H. Mertens, W.G. Schrapf und W. Wirth | 46 |
| 8. | <u>Übersichts- und Planungskarten 1:50 000 und 1:25 000 in Schleswig-Holstein. Darstellung der Bodenverhältnisse unter Berücksichtigung verschiedener Sicherheitsgrade der Kartiereinheiten</u> , H. Finnern | 56 |
| 9. | <u>Standortsgruppenkarten 1:50 000 als Planungsunterlagen für das Eifel-Hunsrück-Programm</u> , H. Lothhammer | 62 |
| 10. | <u>Bodenkartierung zur Erfassung von Grundwasserschäden in der Landwirtschaft</u> , R. Sunkel | 68 |

11. Die Problematik der Reinheit von Kartiereinheiten, dargestellt am Beispiel aus der hannoverschen Lößbörde,
F. Bailly 71
12. Ergänzungen aus der Sicht der systematisch-bodenkundlichen Landesaufnahme, G. Roeschmann 79
13. Die Auswertung von Bodenkarten für die Landschaftspflege, insbesondere der BK 50 des Geologischen Landesamtes von Nordrhein-Westfalen, F. W. Dahmen 89
14. Die Prüfung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln - Fragen an die angewandte Boden- und Standortkunde,
W. D. Münch 101
15. Grundzüge einer Schnellmethode der Standortkartierung im Maßstab 1:50 000 als Grundlage für die Agrar- und Landschaftsplanung in Baden-Württemberg, S. Müller,
K.-F. Schreiber und F. Weller 105

Erfahrungen mit der Darstellung der Bodenverhältnisse für die
Landschaftsplanung

- Allgemeiner Überblick -

von S. Müller und H.-P. Blume *)

Der derzeitige Eilbedarf im Bundesgebiet an brauchbaren Karten-
unterlagen als Entscheidungshilfen für die Vorhaben der Landes-
planung, der Agrarstrukturplanung, der Bauleitplanung, des
Landschaftsschutzes, der Erholungsplanung u.a. Maßnahmen der
Umweltvorsorge erfordert nicht zuletzt auch geeignete Bodenkarten
und verwandte kombinierte Karten, die den Boden mit einschließen.
Da auf diesem angewandten Sektor aber die örtlichen Verhältnisse
die Ausführung der jeweiligen Arbeiten weitgehend bedingen, erschien
es erforderlich, im erweiterten Rahmen der Kommission V, gemeinsam
mit Vertretern der Planung sich zunächst gegenseitig zu informieren
über das was bereits geschieht sowie über den Bedarf an weiteren
Unterlagen und die Möglichkeiten ihrer Gestaltung. Die nachfolgen-
den Kurzfassungen der Referate geben die wichtigsten Ausführungen
in Grundzügen wieder.

Hier soll eine allgemeine Zusammenfassung der Tagungsergebnisse
versucht werden, die von den rund 60 Tagungsteilnehmern, darunter
8 Planern erreicht wurden. Von Planungsseite wurde eine Bewertung
der Naturgrundlagen aus komplexer ökologischer Sicht gefordert,
deren Darstellung verständlich gehalten sein soll für alle Planer,
die mit Land- und Forstwirtschaft, Siedlung, Wohnen, Industrie,
Verkehr, Erholung oder Verteidigung etc. zu tun haben. Der Planer
fühlt sich nämlich nicht immer in der Lage, die Sprache aller Wis-
senschaftsbereiche, die für ihn von Bedeutung sind, gleichermaßen
zu verstehen und erwartet daher die Aufbereitung der naturwissen-

*) S. Müller, Geol. Landesamt, 7 Stuttgart, Sängersstr. 5
H.-P. Blume, Inst.f.Bodenkunde, 1000 Berlin 33, Engler Allee 19-21

schaftlichen Erkenntnisse in einer ihm zugänglichen Form. Weiterhin wurden Wege zur technischen Datenverarbeitung komplexer Planungsunterlagen aufgezeigt und auf die Notwendigkeit, solche Möglichkeiten zu nutzen, hingewiesen.

Die bodenkundlichen Beiträge zeigten einmal, wie Bodenkarten, die derzeit von den geologischen Landesämtern und einigen Hochschulinstituten im Rahmen der Landesaufnahme erstellt werden, für die Planung nutzbar gemacht werden können, und daß in der Legendengestaltung dem Wunsche vieler Abnehmer nach Bewertung für Planungszwecke bereits (wenngleich in unterschiedlichem Maße) entsprochen wird. Überwiegend wurde dabei aber die Auffassung vertreten, nicht auf die Angabe der bei der Kartierung erfolgten Grundeigenschaften zu verzichten, um dem Kundigen eine Antwort auf erst später auftauchende Fragen zu ermöglichen.

Zum anderen wurden Karten vorgestellt, die im Rahmen von Gutachten für spezielle Planungszwecke erstellt wurden und Möglichkeiten (wie Grenzen) ihrer Benutzung für andere Zwecke dargelegt. Bei allen Bindungen an die jeweilige regionale Situation, die sowohl mit der Landesnatur als auch mit den Planungsaufträgen gegeben ist, war das allgemeine Bemühen zu erkennen, Kartiereinheiten in verständlicher Darstellung herauszuarbeiten, die ökologisch effektiv sind.

Leider kam die geplante Diskussion von Einzelthemen in Gruppen nicht zustande, da das mehrheitliche Interesse sich auf die Darstellung kleinmaßstäblicher Karten konzentrierte. Deshalb konnten auch nicht alle Fragen derjenigen Planer aufkommen, die unmittelbar in der Praxis tätig sind. Hier blieb ein echter Nachholbedarf offen.

Die Exkursion führte eine standortkundliche Schnellkartierung 1:50 000 im Kreis Aalen vor, die pflanzenphysiologisch wirksame Faktoren mit Hilfe geomorphologischer, bodenkundlicher, vegetationskundlicher und meteorologischer Merkmale zu erfassen sucht. Ein Vertreter des auftraggebenden Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt Baden-Württemberg erläuterte die mit

solchen Aufträgen verknüpften Planungsziele. Am Schluß des Treffens standen Geländedemonstrationen zur Kennzeichnung des Wasser- und Lufthaushalts im Boden mit Hilfe der Grünlandvegetation und zur Erfassung bodenphysikalischer Kennwerte mit einer im Gelände durchführbaren Beurteilung von Gefügemerkmalen.

Die lebhafteste Teilnahme an allen Veranstaltungen zeigte, daß für den angeschnittenen interdisziplinären Themenkreis ein starkes Bedürfnis zur weiteren Vertiefung besteht.

Fragen und Anforderungen der Planung an die Bodenkarten

von Hans Kiemstedt *)

Das Tagungsprogramm zeigt eine ganze Reihe von Beispielen für die Anwendung von bodenkundlichen Unterlagen und die interessante Mitwirkung von Bodenkundlern bei der Planung. Ein solcher Erfahrungsaustausch, als Zusammenstellung positiver Kontakte, begrenzt naturgemäß die Kritikmöglichkeit, wenn sie nicht gar zur beruhigenden Selbstbestätigung verleitet.

Wenn es um die Frage geht, wieweit die heutigen Darstellungen der Bodenverhältnisse den Anforderungen der Landschaftsplanung genügen, so wird sich ein Urteil darüber eben nicht nur aus positiven Beispielen, sondern aus den Erfordernissen und den Aufgaben der Planung ableiten.

Was sind nun die Zielsetzungen dieses Planungsektors?

Landschaftsplanung - so wie wir sie heute verstehen - hat zum Ziel, die physischen Elemente der Landschaft und die Maßnahmen, die der Mensch zur Erfüllung seiner Lebensbedürfnisse durchführt, in das bestmögliche Verhältnis zu setzen. Das bedeutet, vor allem darauf zu achten, daß alle Nutzungsansprüche mit ihren Eingriffen das Naturpotential optimal nutzen, um seine nachhaltige Leistungsfähigkeit zu sichern. Je nach den Funktionen eines Raumes werden sich dabei die Akzente und Zielsetzungen verschieben. Deshalb hat Landschaftsplanung in agrarischen Produktionsräumen andere Problemschwerpunkte als in Naherholungsgebieten oder innerhalb einer städtischen Agglomeration.

Über die Angemessenheit des Begriffs "Landschaftsplanung" und darüber, wer im einzelnen solche Ökoplanung durchführt, braucht hier nicht weiter diskutiert zu werden.

*) Institut für Landschaftsbau und Gartenkunst der TU Berlin, 1000 Berlin 10, Franklinstraße 29

Dieser Landschaftsplanung hat die Umweltschutzdiskussion der letzten Jahre einerseits erheblichen Auftrieb gegeben. Ihr Stellenwert für die Erhaltung der Qualität unseres Lebensraumes wurde deutlich, ebenso ihre notwendige Integration in die Raumplanung. Andererseits werden nun Anforderungen an den bisher in die grüne Idylle abgedrängten Planungsbereich formuliert, die den Forschungsrückstand in den ökologischen und planungsmethodischen Grundlagen sehr deutlich zeigen. Hier wird es nun auch für die Bodenkunde interessant.

15 Minuten Redezeit lassen es nicht zu und unser heutiges Tagungsthema läßt es nicht angebracht erscheinen, hier ein geschlossenes Zielsystem der Landschaftsplanung zu entwerfen. Ich möchte einige Schwerpunkte herausstellen, aus denen sich die für die Bodenkunde relevanten Fragestellungen ableiten lassen.

Die von der Landschaftsplanung erwarteten Stellungnahmen und Forderungen ergeben sich gerade aus einer integrierenden Sicht und der Kenntnis der ökologischen Wirkungsgefüge. Daher stellt die Ausweisung ökologischer Raumeinheiten einen wichtigen Arbeitsschritt dar. Mehrere Beiträge während dieser Tagung werden sich wohl mit den Möglichkeiten befassen, wichtige Kriterien aus dem Bereich der Bodenkunde für solche Raumtypisierung beizusteuern. Sie stellen jedoch keinen Selbstzweck dar, sondern sollen aus der Sicht zusammenhängender ökologischer Wirkungssysteme Aussagen über Nutzungs- und Entwicklungsmöglichkeiten zulassen.

Daraus ergibt sich die vordringlichste Aufgabe der Landschaftsplanung, wie sie auch von einer umweltbewußteren Raumordnung immer stärker gefordert wird: die Standortbewertung auf verschiedenen Planungsebenen. Sie bedeutet zugleich eine Akzentverlagerung von der reinen Objektplanung auf die ihr vorgelagerte Ebene der Standortplanung. Wir haben die Frage zu beantworten, wieweit Flächen für die verschiedenen Nutzungsansprüche mehr oder weniger geeignet sind, wo durch Überbeanspruchungen oder Fehlnutzungen Schäden am Naturpotential aufgetreten sind oder auftreten können. Der Zwang der technisierten und ökonomisierten Entscheidungsvorgänge verlangt darüber

hinaus, daß wir den mit den einzelnen Nutzungsabsichten verbundenen Investitionsbedarf angeben und die Wirtschaftlichkeit von verschiedenen Planalternativen möglichst im Vergleich von Kosten und Nutzen abschätzen.

Was bedeutet das für die Darstellung der Bodenverhältnisse?

Als ersten Punkt möchte ich herausstellen, daß Bewertungskriterien für alle Nutzungsansprüche notwendig sind, die sich aus den räumlichen Funktionen ergeben. Nun ist der damit geforderte Nutzungsbezug der Bodenkarten nicht neu. Wenn man jedoch die Kartenwerke bis in die letzten Jahre hinein verfolgt, so muß man feststellen, daß sie fast ausschließlich auf die Land- und Forstwirtschaft ausgerichtet waren. Das ist verständlich. Hier handelt es sich um die traditionell flächenbeherrschenden Bewirtschafteter.

Heute jedoch konkurrieren mit der Land- und Forstwirtschaft weitere Interessen um den Raum und die natürlichen Hilfsquellen:

Siedlung und Wohnen

Industrie in großflächigen Komplexen

Verkehr und Transport von Menschen, Gütern und Energie

Wasserversorgung

Abfallbeseitigung

Gewinnung von Steinen und Erden

Erholung mit verschiedensten Aktivitäten

Naturschutz

Verteidigung

Diese Skala bedeutet, daß auch die Bodenkarten dazu Bewertungsaussagen enthalten oder ermöglichen müssen. Im Einzelfall handelt es sich um sehr verschiedene Ansprüche an den Komplex Boden, die hier nicht im einzelnen entwickelt, sondern nur angedeutet werden können.

Optimale Nutzung des Naturpotentials heißt zunächst konkret: welche Anforderungen ergeben sich für einen Nutzungsanspruch selbst, wenn er so gut wie möglich realisiert werden soll? Man kann sie vielleicht als produktive Ansprüche bezeichnen. Sie lassen sich in positiven

und negativen Kriterien erfassen, d. h. durch Kriterien, die erfüllt sein müssen oder nicht vorhanden sein dürfen. So ist z. B. ein günstiger Standort für die Landwirtschaft u. a. durch das Vorhandensein einer guten Nährstoffversorgung und durch das Fehlen starker Vernässung, Überschwemmungen und Erosion gekennzeichnet.

Oder für Camping und Picknick aus dem Bereich der Erholungenutzung ist ein positives Eignungskriterium die schnelle Abtrocknung des Bodens, hoher Steingehalt und Verschlammungseignung dürften nicht auftreten.

Jedoch ist die Eignung für einen Nutzungsanspruch nicht nur durch eigene Anforderungen bestimmt. Weitere Kriterien ergeben sich daraus, wie weit der Komplex Boden so beansprucht wird, daß dadurch Beeinträchtigungen für andere Nutzungen entstehen. Ein Beispiel wäre etwa von Erholung verursachte Bodenerosion oder Rutschungen bei der Anlage von Skipisten, die die Wasserwirtschaft oder Verkehrsstraßen betreffen. Diese Kategorie von Ansprüchen möchte ich protektive - im Gegensatz zu den produktiven - nennen.

Das Mineralisierungs- und Absorptionsvermögen des Bodens wäre ein weiteres typisches "protektives" Kriterium für die Abfallbeseitigung. Hier geht es vor allem darum, negative Auswirkungen auf andere Nutzungen auszuschließen.

Es ist von seiten der Planung keine Frage, daß Bodenkarten erarbeitet werden sollten, die Aussagen über die Eignung all dieser Ansprüche enthalten. Daß dabei der Genauigkeitsgrad der Aussage von den verschiedenen Kartenmaßstäben abhängt, ist klar, ändert aber nichts an der Vielzahl der zu betrachtenden Aspekte. Fest scheint mir jedenfalls zu stehen, daß es angesichts dieser Anspruchsvielfalt an den Boden und damit an die Bodenkarten keinen Rückfall in die sogen. "wertneutralen Bodenkarten" geben kann. Weil man nicht voraussehen kann, zu welcher Standortfrage die Karten einmal herangezogen werden, unnötigen Aufwand zu vermeiden und auf nutzungsbezogene Aussagen zu verzichten, kann nicht angehen. Vielmehr scheint mir

notwendig zu sein, in Zusammenarbeit zwischen Bodenkundlern, Nutzungsexperten und Planern alle den Boden und den Untergrund betreffenden Ansprüche zu systematisieren, daraus die gefragten Bodeneigenschaften abzuleiten und dafür meßbare Kriterien anzugeben. Die Legenden müßten die wichtigsten Bewertungsaussagen enthalten und eine breite Interpretationsmöglichkeit bieten.

Eine weitere Anforderung von seiten der Planung schließt sich hier an. Sie ergibt sich gerade daraus, daß eine Bewertung aus komplexer ökologischer Sicht notwendig ist, die konsequenterweise eine Zusammenfassung der gesamten bodenkundlich-geologisch-morphologischen Standortaussage erfordern würde. Da das als allgemeines, flächendeckendes Kartenprogramm kaum möglich sein wird, sollten in die Bodenkarten zumindest die nächstliegenden Kriterien der benachbarten Wissenschaftsbereiche mit einbezogen werden. So etwa das Relief; weil z. B. Aussagen über die Erosionsanfälligkeit nach Bodenart und -typ ohne Bezug zur Hangneigung nicht ausreichen. Die Berücksichtigung der realen Nutzung durch Acker, Grünland oder Wald bleibt dem Planer ohnehin als Aufgabe. In ähnlicher Weise könnten Angaben über die Gründungsmöglichkeiten - für technische Bauten - auch den tieferen Untergrund mit einbeziehen. Das gilt ebenso für die Entscheidungen über die Bewässerungs- oder Beregnungsmöglichkeiten. Darüber kann heute nicht mehr ausschließlich nach den Eigenschaften des Oberbodens sondern - aus Gründen der Wasserversorgung - nur unter Einbeziehung der Tiefenschichten geurteilt werden.

Neben dieser notwendigen Verzahnung mit den naturwissenschaftlichen Nachbarbereichen geht es auf der anderen Seite um eine Verbindung mit den technisch ökonomischen Aspekten. Natürlich stellt sich auch hier das Problem einer unrealistischen Auswertung der Bodenkarte. Im Zusammenhang mit den Aufgabenschwerpunkten habe ich die Notwendigkeit erwähnt, Standortgunst oder -ungunst auch in Investitionskosten anzugeben. Das ist sicher keine Sache des Bodenkundlers. Doch besäße die Bodenkarte eine konkrete Stufe mehr Planungsbezug, wenn außer den Angaben über die notwendigen Maßnahmen für eine

bestimmte Nutzungsabsicht (z. B. Meliorationsbedürftigkeit) auch der dazu notwendige Aufwand - und sei es nur nach Rangordnungen - eingeschätzt würde.

Es könnte so scheinen, daß hier vom Standpunkt der Planung aus Maximalforderungen an den Naturwissenschaftler gestellt würden, um ihn durch seine eigenen Unterlagen ersetzen zu können und ein Planungsteam überflüssig zu machen. Im Gegenteil: seine Kartendarstellungen müssen heute einem sehr breiten Kreis von Interessenten und Benutzern lesbar und verständlich sein. Weil Planung in höchstem Maße eine integrierende Aufgabe ist, sind Verzahnungen mit benachbarten Wissenschaftsfeldern nötig, um durch solche Überlappungen die Problembereiche verknüpfen zu können.

Noch in einem weiteren Punkt möchte ich nicht mißverstanden werden. Ich weiß recht genau, daß die hier vorgetragenen Aspekte in mehreren Fällen bereits berücksichtigt sind. Gerade hier und heute werden Beispiele davon zu sehen sein. Doch geht es wohl vor allem darum, diese und andere Fälle bodenkundlich-planerischer Kooperation von der Entwicklungstendenz und den sich abzeichnenden Anforderungen her zu beurteilen. Es geht um die Übereinstimmung im Hinblick auf ein generelles kartographisches Programm. Dazu sollen diese Ausführungen einige Anhaltspunkte liefern.

Bodenkundlicher Beitrag zur quantitativen Naturraum-
gliederung für die Landesplanung

von

G. Schaffer und K.-H. Schulz *)

Im Jahre 1939 veranlaßte die Reichsarbeitsgemeinschaft für Raumordnung eine geographische Landesaufnahme mit naturräumlicher Gliederung. Diese Tatsache läßt darauf schließen, daß es schon vor mehr als 30 Jahren für notwendig erachtet wurde, naturräumliche Gegebenheiten in der Landesplanung zu berücksichtigen. Das Ergebnis dieser geographischen Landesaufnahme war eine Karte "Naturräumliche Gliederung und Waldverbreitung" 1:1 Mill. (1) und zahlreiche Kartenblätter 1:200 000 (Naturräumliche Einheiten) (2), welche von der Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung herausgegeben werden.

Trotz der offensichtlich erkannten Notwendigkeit, ökologische und damit naturräumliche Gegebenheiten in der Landesplanung berücksichtigen zu müssen, fanden diese Karten in der praktischen Regionalplanung kaum Beachtung und nahezu keine Verwendung. Die Gründe hierfür können teils in der Eigenart des Planungsablaufs, teils in der Unzulänglichkeit der Planungsunterlagen gesucht werden.

Da in der regionalen Gesamtplanung demographische, soziologische, politische, planungstechnische und noch weitere, hier ungenannte Gesichtspunkte eine dominierende Rolle spielen können, ist es dem Planer kaum möglich, naturräumliche Gegebenheiten im nennenswerten Umfang zu berücksichtigen, obwohl ihm selbst in der Regel ökologische Zusammenhänge durchaus geläufig sind. So gewinnt man zwangs-

*) Leichtweiß-Institut für Wasserbau der Technischen Universität Braunschweig, 33 Braunschweig, Postfach 3329

läufig oft den Eindruck, daß der Planer sich beliebig des Naturraums bedient und ihn leichtfertig belastet.

Dem Planer wird es jedoch andererseits oft schwer gemacht, die naturräumlichen Gegebenheiten in der Regionalplanung zu berücksichtigen, weil die obengenannten Planungsunterlagen grundsätzliche Mängel aufweisen, die den Gebrauchswert der Karten und ihrer Erläuterungen stark einschränken.

Die Ursachen für diese Mängel der geographischen Landesaufnahme liegen schon im methodisch falschen Ansatz, der deduktiv vorgegangen wurde, indem zuerst das grobe Netz (1:1 Mill) und dann die genaueren Analyseergebnisse (1:200 000) in diese vorgegebenen Grenzen eingepaßt werden mußten. Außerdem standen dem Bearbeiter trotz "Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands" (3) keine konkreten Regeln für das Typisieren und Generalisieren zur Verfügung; er verfuhr deshalb sehr subjektiv. Ein weiterer Mangel besteht noch darin, daß die naturräumlichen Einheiten keine Wertung für eine bestimmte Funktion erfahren haben, die der Planer aber gerade braucht. Es wurde lediglich eine taxonomische Einordnung (Naturräumliche Einheiten 1. bis 7. Ordnung) vorgenommen.

Diese Mängel bei der geographischen Landesaufnahme 1:200 000 und die daraus resultierende weitgehende Nichtbenutzung dieser Unterlagen durch die Landesplaner mußten als Herausforderung betrachtet werden und waren der Anlaß für einen Verbesserungsversuch.

Bei diesem eigenen Versuch, einen Beitrag zur quantitativen Naturraumgliederung für die Landesplanung zu leisten, wurden folgende grundsätzliche Gesichtspunkte berücksichtigt.

1. Es wurde von der Prämisse ausgegangen, daß der Boden als Indikator für die naturräumliche Abgrenzung und Gliederung geeignet ist. Er muß nämlich als Integral der bodenbildenden Faktoren, die gleichzeitig die Landesnatur bestimmen, aufgefaßt werden, worauf schon a. O. näher eingegangen wurde (4). Dadurch kann bei der

naturräumlichen Gliederungsarbeit von vorhandenen Bodenkarten 1:200 000 ausgegangen werden; dies bringt nicht nur Zeit- und Geldersparnis, sondern auch eine effektivere Nutzung von oft brachliegendem Kartenmaterial.

2. Es wurde induktiv und nach konkreten Regeln vorgegangen, indem ökologisch gleich oder ähnlich zu bewertende Standorte zu naturräumlichen Einheiten zusammengefaßt wurden. Dies geschah, indem auf der Bodenkarte flächenhaft ausgewiesene Kartiereinheiten (Bodentypen etc.) zu einem Bodentypengefüge vereinigt wurden, wenn es sich um landschaftsökologisch verwandte Böden handelte.
3. Das Abgrenzungskriterium für ein flächenhaft auf der Karte 1:200 000 auszuweisendes Bodentypengefüge war der Wechsel des Gefügestils zum benachbarten Bodentypengefüge. Der Gefügestil äußert sich in einem Höchstmaß an innerer Homogenität des Bodentypengefüges bei gleichzeitiger Dominanz eines bestimmten Bodentyps (einschl. genetisch naher, verwandter Typen etc.) oder in einer spezifischen Heterogenität im Sinne einer Musterbildung, wodurch sich ein Bodentypengefüge vom benachbarten deutlich abhebt. Über weitere Einzelheiten und über die technische Durchführung an Beispielen gibt die Dissertation von Schulz (5) nähere Auskunft.
4. Ein weiterer Gesichtspunkt für diesen eigenen Versuch einer Naturraumgliederung war die objektive und konkrete Bewertung der naturräumlichen Einheit (Bodentypengefüge), die auch als Bodengeographische Einheit aufgefaßt werden muß, für bestimmte Funktionen. Hierbei war davon auszugehen, daß der Landschaftscharakter vornehmlich von der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung geprägt wird, und deshalb eine Bewertung in erster Linie in dieser Richtung erfolgen muß. Die Land- und Forstwirtschaft ist auch das wesentliche Element in der Landschaftsplanung, während die Grünplanung im Siedlungsbereich anderen, hier nicht näher zu erörternden Gesichtspunkten Rechnung tragen muß. Die Bewertung eines Bodentypengefüges erfolgt deshalb durch

textliche Angaben über Kulturarten- und Fruchtartenverhältnis (und deren Wandel), über Rohertragsverhältnisse aus der pflanzlichen Produktion und über absolute Ernteerträge und Ertragsicherheit. Damit wird die Bewertung für eine bestimmte Funktion, nämlich für die landwirtschaftliche Nutzung, möglich. Ebenso ist eine Bewertung für die Erholung nach bestimmten Gesichtspunkten - wie sie z. B. Kiemstedt (6) verwendet - möglich, soweit diese Erholungseignung eine Funktion der Fläche ist; für punktuelle Maßnahmen, die der Erholung und Freizeitgestaltung dienen, gelten in der Regel andere Kriterien.

5. Die naturräumliche Gliederung, unter Benutzung von Bodenkarten, gestattet auch eine Bewertung des Standortes für punktuelle Maßnahmen der Erholung, des Bauens etc., soweit die Bodenkarte einschließlich ihrer Legende derartige Aussagen ermöglicht. Diese Art von Bewertung wird jedoch lediglich grob orientierenden Charakter tragen. Sie genügt jedoch, zumal die Ökologie der Umwelt bei der Wahl des Standortes für Siedlungszwecke, Industrie, Erholung etc. und deren Einrichtungen in der Praxis eine äußerst untergeordnete Rolle spielt. So wird z. B. ungünstigen Baugrundeigenschaften durch entsprechende Gründungsmaßnahmen begegnet, wenn relevantere Gesichtspunkte für diese Standortwahl sprechen.

Mit der Darlegung dieser fünf Gesichtspunkte für die naturräumliche Gliederung nach unseren Vorstellungen sollten hier nicht nur die Regeln für das Typisieren und das Abgrenzen aufgezeigt werden; es sollte auch zum Ausdruck gebracht werden, daß diese Art des Vorgehens weitgehende Transparenz und Nachvollziehbarkeit in sich trägt.

LITERATUR

- (1) Statistisches Bundesamt, Institut für Landeskunde,
Institut für Raumforschung
Naturräumliche Gliederung und Waldverbreitung.
Nachdruck aus: Handbuch der naturräumlichen Gliederung
Deutschlands, 1953-1962 (s. auch (3))
- (2) Institut für Landeskunde
Geographische Landesaufnahme 1:200 000 - Naturräumliche
Gliederung Deutschlands (z. B. Die naturräumlichen
Einheiten auf Blatt 87 Braunschweig, bearbeitet von
Th. Müller, 1962)
- (3) Meynen, E. u.a.
Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands.
Remagen - Bad Godesberg, 1953-1962
- (4) Schaffer, G.
Die Bodenkarte - Ein Hilfsmittel zur naturräumlichen
Gliederung und Landesplanung
in: Veröffentl. d. Akad. f. Raumf. und Landespl. 41,
"Zur Methodik der Regionalplanung", 29-40, 1968
- (5) Schulz, K.-H.
Bodenkundlicher Beitrag zur quantitativen Naturraum-
gliederung für die Landesplanung, dargestellt am
Regionalraum Braunschweig.
Diss., TU Braunschweig, 1972
- (6) Kiemstedt, H.
Zur Bewertung der Landschaft für die Erholung.
(Beiträge zur Landschaftspflege, Sonderheft 1),
Stuttgart, 1967

Gesichtspunkte zum Inhalt von kleinmaßstäblichen

Übersichtskarten für Zwecke der Landes- und

Regionalplanung

von

W. Müller *)

Die immer rascher umeichgreifenden Veränderungen unserer Lebensverhältnisse haben auch die Struktur der Bodennutzung einbezogen. So wird damit gerechnet, daß in der BRD noch in diesem Jahrzehnt 30 bis 50 % der LN aus dieser Nutzungsform entlassen werden, wobei neuartige Nutzungswesen entwickelt werden müssen. Die landwirtschaftlichen Erträge werden noch ungeahnte Höhen erreichen und noch kaum bekannte Probleme mit sich bringen. Der nicht produzierende, landschaftepflegende Landwirt wird sicher nicht der "problemlose Landwirt" sein, den sich manche Planer erhoffen. "Erholungslandschaften" ohne jede Landnutzung, könnten in einigen Fällen menschenfeindlich werden, wenn vergessen wird, daß der Mensch viele Landschaften ja erst "brauchbar" gemacht hat. Der Baulandbedarf steigt rapide. Alle 3 bis 5 Jahre wird in der BRD die Fläche eines durchschnittlichen Landkreises verbaut (jährlich rund 360 km² Kulturland). Für die Beseitigung von Abfallstoffen werden immer größere Flächen benötigt. Daher kann auch nicht ausgeschlossen werden, daß noch in diesem Jahrhundert mit einer "hoffnungslosen" Landknappheit gerechnet werden muß.

Aufgabe der Landes- und Regionalplanung ist es, diese Entwicklungstendenzen mit den begrenzten Möglichkeiten unseres Landes so abzustimmen, daß alle wichtigen Bedürfnisse auch noch mittel- und langfristige befriedigt werden können. Die Planer benötigen hierzu Entscheidungshilfen, die auf ihre Fragen selbst dann noch zugeschnitten

*) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
3 HANNOVER-BUCHHOLZ, Alfred-Bentz-Haus

sind, wenn sie die Fragen als solche noch gar nicht erkannt haben.

Die überaus schnelle Entwicklung hat die Planer jedoch weitgehend überfordert. Ausbildung und geistige Grundhaltung führten dazu, daß vor allem technologische und wirtschaftliche Faktoren bei der Planung berücksichtigt werden. Mit den natürlichen Gegebenheiten wird meist so umgegangen, als ob wir unbegrenzten Raum zur Verfügung hätten.

Auf der anderen Seite sind die von diesen Fragen berührten Naturwissenschaftler häufig nicht bereit, ihre Erkenntnisse in einer den Planern zugänglichen Form aufzubereiten. Die Ansicht, ein Planer müsse eben die Sprache aller Wissenschaftsbereiche beherrschen, die für ihn von Bedeutung sind, ist utopisch. Besonders die Bodenkunde hat m. E. die Aufgabe, ihre Kenntnisse über die Böden der Bodennutzungsplanung verfügbar zu machen.

Das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung stellt seit gut 15 Jahren Bodenkarten mit allgemein verständlichen Anwendungskarten her. Dabei wurden zunächst vor allem großmaßstäbliche Projektkarten, später mehr und mehr mittel- und kleinmaßstäbliche Planungskarten mit Angaben zur Bodennutzung, Bodenverbesserung und Bodenerhaltung hergestellt (s. Überblick Tab. 1).

Die bisherigen Erfahrungen und der derzeitige Entwicklungsstand erlauben und erfordern nun die Herstellung eines Kartenwerkes, das aus einem Guß ganz Niedersachsen erfaßt und einen einheitlichen Rahmen für nachgeordnete, größermaßstäbliche Kartenwerke liefert. Das geplante Kartenwerk "Bodenkundliche Standortkarte von Niedersachsen 1:200 000" wird aus 7 Blättern im Maßstab 1:200 000 bestehen (s. Blattschnitt Abb. 1) und soll in etwa 5 Jahren abgeschlossen sein. Es wird nicht nur "Bodenkunde" umfassen, sondern soll auch auf benachbarte erdwissenschaftliche Gebiete übergreifen. Wir werden uns bemühen, alle wichtigen Standortfaktoren zu erfassen, zu kennzeichnen und in planungsrelevante Aussagen umzumünzen. Damit hoffen wir, den Planern Entscheidungshilfen zur gebührenden Berücksichtigung der natürlichen Gegebenheiten unseres Landes in die Hand zu geben.

Der Inhalt der Karten gliedert sich in 3 Gruppen von Angaben, wie dies in ähnlicher Form bei allen moderneren niedersächsischen bodenkundlichen Kartenwerken bereits seit Jahren geschieht:

- A. Beschreibende Kennzeichnung der Standorte
- B. Definierende Angaben zu wichtigen Boden- und Standorteigenschaften
- C. Auswertende Angaben zur Nutzungseignung der Standorte mit fünf Nutzungsalternativen

Zur Standortkennzeichnung werden herangezogen:

1. Klimazone
2. Landschaftsform und Geländegestaltung
3. Bodenkundliche Standorteinheit

Die ausgeschiedenen Klimazonen gehen aus Abbild 2 hervor. Die der Darstellung zugrundeliegenden Klimadaten sind in Tabelle 2 aufgeführt. Grundlage waren die Einteilung der forstlichen Wuchsbezirke Niedersachsens (GÖRGES 1969) und Angaben des Klimaatlasses (1964) und der physiologischen Klimakarte (DAMMANN 1969) von Niedersachsen. Die im Grunde ja uncharfen Klimagrenzen werden so weit wie möglich den schärferen Landschafts- und Bodengrenzen angepaßt.

Die weitere Gliederung der Darstellungseinheiten berücksichtigt die Landschaftsform. Hier gehen wir von geomorphen Einheiten aus, die durch die geländemorphologische, geologische und bodenkundliche Situation bedingt sind. Die Gliederung der Landschaftseinheiten wird auf den Bodenübersichtskarten von Niedersachsen 1:100 000 und 1:50 000 seit Jahren durchgeführt (LÜDERS 1970) und hat bislang etwa 65 % der Fläche Niedersachsens erfaßt.

Im Rahmen dieser Klima- und Landschaftsgliederung werden nun die eigentlichen bodenkundlichen Standorteinheiten ausgeschieden.

Dabei werden berücksichtigt:

1. Die Bodengesellschaften
2. Die Bodenart und das Ausgangsgestein
3. Die Oberflächenform
4. Die natürliche potentielle Vegetation oder die natürlichen Baumarten

Bei den Bodengesellschaften werden "Leit-Bodentypen" und "begleitende Bodentypen" mit Angaben zu den ungefähren Flächenanteilen und zum Bodenmosaik aufgeführt. Das gleiche gilt auch für Bodenartenschichtung und Ausgangsgestein.

In welcher Weise die Kennzeichnung des Standortfaktors Vegetation erfolgen soll, liegt zur Zeit noch nicht fest.

Die Bezeichnung der Standorteinheiten wird aus jeweils standortkennzeichnenden Merkmalen abgeleitet. Das kann z. B. das Ausgangsmaterial, der Wassereinfluß oder die Geländegestaltung sein. Auf jeden Fall werden Fachausdrücke vermieden, die nicht allgemein verständlich sind. So kann z. B. die Standortbezeichnung lauten:

- "flachgründiger, trockener Kalksteinboden" oder
- "mittelgründiger, frischer, lehmiger Verwitterungsboden".

Die Angaben zu wichtigen Boden- und Standorteigenschaften werden folgendes umfassen:

1. Gründigkeit, Durchwurzelbarkeit
2. Wasser- und Lufthaushalt
3. Nährstoffhaushalt
4. Filtereigenschaften
5. Wassererosion, Verschlammungseigung
6. Bearbeitbarkeit, Befahrbarkeit, Trittfestigkeit.

Die Einzelangaben zu diesen Punkten werden weitgehend den Angaben auf den bisherigen Bodenkarten von Niedersachsen entsprechen (s. W. MÜLLER 1970, W. MÜLLER, RENGER, BENECKE 1970).

Die Auswertung der boden- und standortkundlichen Befunde für Fragen der Nutzungseignung gliedert sich in 3 Komplexe:

1. Bestandsaufnahme
2. Kennzeichnung der Nutzungseignung für 5 Nutzungsalternativen
3. Hinweise auf eventuelle Nutzungsbeschränkungen

Die Bestandsaufnahme umfaßt Angaben der derzeitig vorherrschenden Nutzung und des landwirtschaftlichen Ertragswertes (Bodenechätzung).

Zu einigen wichtigen Nutzungsalternativen erfolgen dann Angaben der jeweils bedeutsamen natürlichen Gegebenheiten mit folgendem Inhalt:

1. Nutzung als Erholungslandschaft

- a) unumgängliche Grundaufwendungen (wasserwirtschaftliche und sonstige) zur Erhaltung der Zugänglichkeit und Betretbarkeit der Landschaft.
- b) Vielgestaltigkeit der Landschaft oder eine andere Angabe, die die Eignung als Erholungslandschaft kennzeichnen könnte. Dabei soll auf die Arbeiten von KIEMSTEDT (1971) zurückgegriffen werden.

2. Landwirtschaftliche Nutzung

2.1 Nutzungseignung ohne kostspielige Maßnahmen (z.B. bei einer landwirtschaftlichen Nutzung vorzugeweise zur Landschaftspflege).

- a) weitgehend natürliches Ertragspotential und Höhe des unumgänglichen Aufwandes
- b) Art der Aufwendungen

2.2. Nutzungseignung mit allen ertragssteigernden Maßnahmen (z.B. in landwirtschaftlichen Vorranggebieten)

- a) anthropogen erhöhtes Ertragspotential und erforderliche Aufwandhöhe
- b) Art der berücksichtigten Aufwendungen

3. Forstliche Nutzung

- a) Standorttypen (ökologische Kennziffern)
- b) Betriebszieltypen (ökologisch, ökonomisch)

4. Baugrund

- a) erdbautechnische Bearbeitbarkeit nach DIN 18300
- b) allgemeine Baugrundbeurteilung (insb. Hinweise auf evtl. Gründungsschwierigkeiten)

5. Beseitigung von Siedlungsabfall

- a) mechanische, physiko-chemische und chemische Filtereigenschaften, biologisches Umsetzungsvermögen
- b) Beurteilung der Belastbarkeit des Bodens mit Schadstoffen aus Siedlungsabfällen.

Die Hinweise auf evtl. Nutzungsbeschränkungen sollen sich vor allem auf denkbare Beeinträchtigungen des Grundwassers, der Gefährdung der Böden durch Erosion oder sonstige z. Zt. der Blattbearbeitung bekannten Beeinträchtigungen beziehen.

Ziel der bodenkundlichen Standortkarten ist es, dem Planer Entscheidungshilfen für seine Arbeit zu liefern und ihm dabei boden- und standortkundliche Erkenntnisse nutzbar und leichter zugänglich zu machen. Dabei wird auch auf Gesichtspunkte aus Nachbardisziplinen hingewiesen, von denen dann im Bedarfsfalle weitere Auskünfte einzuholen sind. Dadurch soll eine umfassende Berücksichtigung der natürlichen Gegebenheiten ermöglicht werden.

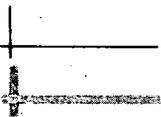
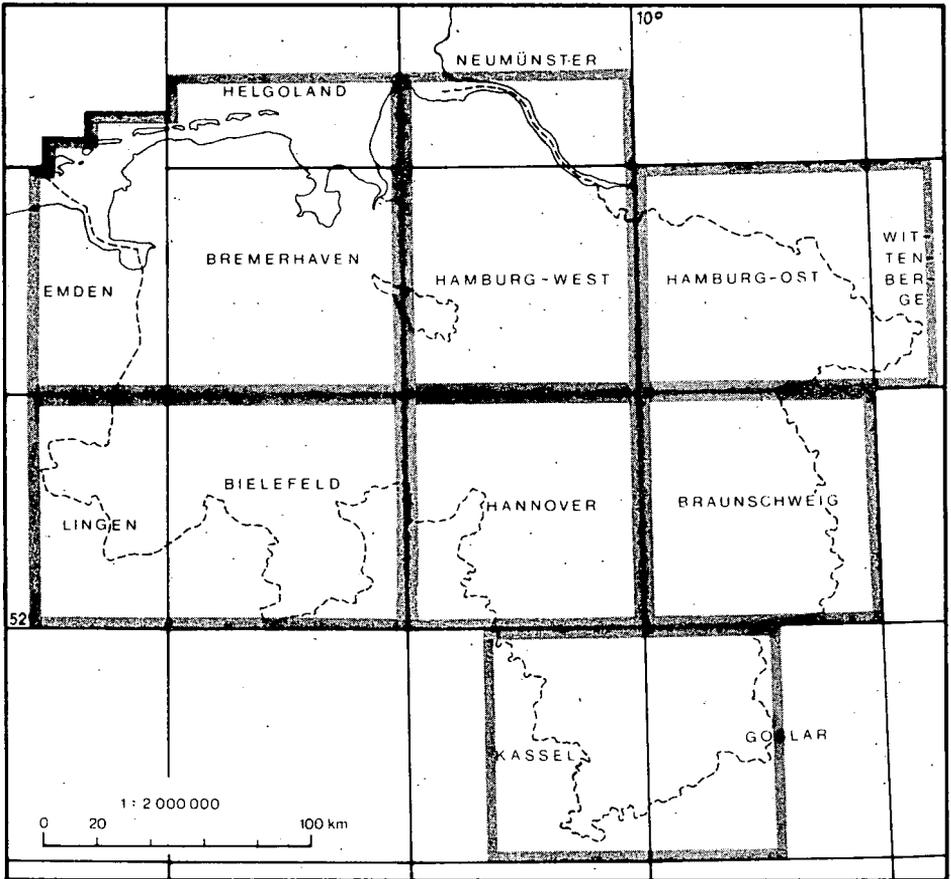
Das Kartenwerk darf nicht für sich allein betrachtet werden. Es steht im Zusammenhang mit größermaßstäblichen Karten, die Angaben mit größerer Genauigkeit liefern können, andererseits aber nicht so schnell und nur in Schwerepunktgebieten hergestellt werden können. Nur auf diese Weise erscheint es möglich zu sein, mit der Zeit eine stärkere Berücksichtigung der natürlichen Gegebenheiten durch die Planung zu erreichen.

LITERATUR

1. DAMMANN, W.: Physiologische Klimakarte Niedersachsens. - N. Arch. f. Nds. 18, H. 4, S. 287-298, Göttingen 1969
2. GÖRGES, H.: Forstliche Wuchsbezirke in Niedersachsen. - N. Arch. f. Nds. 18, H. 1, S. 27 - 45, Göttingen 1969
3. KIEMSTEDT, H.: Zur Bewertung der Landschaft für die Erholung. - Beiträge zur Landespflege, Sonderheft 1, Stuttgart 1967
4. KIEMSTEDT, H. & W. ZEH: Harzlandschaft und Freizeit. - Harzer Verkehrsverband H. 4 A, Goslar 1971
5. DEUTSCHER WETTERDIENST, Klima-Atlas von Niedersachsen. - Offenbach/Main 1964
6. LÜDERS, R.: Kleinmaßstäbliche Bodenübersichtskarten (1:100 000) für Zwecke der Raumplanung in Niedersachsen. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 10, S. 347 - 349, Göttingen 1970
7. MÜLLER, W.: Die Bodenkartierung in Niedersachsen. - Beih. Geol. Jb. 99/1, S. 1 - 12, Hannover 1970

Standortkarte von Niedersachsen 1:200 000

Blattübersicht



Blattschnitt Topograph. Übersichtskarte 1:200000

" " Standortkarte von Nieders. 1 200 000

Klimazonen und forstliche Wuchsbezirke in Niedersachsen

Tabelle 2

| Gruppe | Bezeichnung | forstliche Wuchsbezirke | Niederschläge | | rel. Luftfeuchte | | Lufttemperatur | | | mittlerer Trockenheitsindex | | Länge der Vegetationszeit (Tg > 5°C) | Allgemeine Charakterisierung |
|--------|--|--------------------------------------|--|--|---------------------------------------|-------------------------------------|--|---|---------------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|---|------------------------------|
| | | | ungefähres Jahresmittel mm | Hauptwachstumsperiode V-VII mm | ungefähr. Jahresmittel Z | vorstl. Vegetationsperiode Z | Jahresmittel °C | Jahresschwankung °C | Haupt-Veg.-Per. V-VII °C | n t+10 | k 120 | | |
| 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13 | |
| I | Küstenklima | LM, OO, WG | 670 - 780 Ø 740 LM: 670 | 190 - 210 Ø 200 | 81 - 84 Ø 83 | 78 - 79 | 8,5 | 15,5-16,2 Ø 15,8 WG: 16,2 Sonst.: 15,6 | 14,0-14,3 Ø 14,2 | 35 | 220-230 | feuchtes Klima mit im Jahresverlauf mäßigen Niederschlägen, hoher Luftfeuchte, mäßiger bis hoher Lufttemperatur bei geringen Temperaturschwankungen, oft hohen Windbewegungen und langer Vegetationszeit | |
| II | maritim-kontinentales Übergangsklima | EH, GM, ZG HH, SH, OM | 650 - 760 Ø 720 SH: 650 | 190 - 210 Ø 190 EH: 210 | 80 - 82,5 Ø 81 | 75 - 78 Ø 76 | 8,0-8,6 Ø 8,4 | 15,9-17,0 Ø 16,4 | 14,2-15,0 Ø 14,6 | 33-36 (38) Ø 34 ZG: 36 | 210-230 | mittelfeuchtes Klima mit im Jahresverlauf mäßigen Niederschlägen, mäßiger Luftfeuchte und Lufttemperatur bei mäßigen Temperaturschwankungen und langer bis mittellanger (HH, SH) Vegetationszeit | |
| III | kontinentaler Klimaraum Niedersachsens | LN, OF, NL, BH, OH | 580 - 650 Ø 620 LN: 580 Sonstige: 600 - 650 | 170 - 185 Ø 175 LN: 160 Sonstige: 170 - 185 | 79 - 80 Ø 79 | 75 - 78 Ø 76 | 8,0-8,6 Ø 8,4 OH: 8,0 Sonstige: 8,5-8,6 | 17,3-17,7 Ø 17,5 NL: 16,8 | 15,0-15,4 Ø 15,1 | 27-32 Ø 30 | 210-230 NL 220-240 | relativ trockenes Klima mit im Jahresverlauf geringen Niederschlägen, niedriger Luftfeuchte, mäßiger bis hoher Lufttemperatur bei starken Temperaturschwankungen und langer Vegetationszeit | |
| IV | Berglandklima (submontanes Mittelgebirgsklima) | BB, GK, LJ, SV, SW, UK, KK, OB | 650 - 800 Ø 740 GK, LJ, EF 650-680 Sonstige: 750-800 | 190 - 245 Ø 215 KK: 240 UK: 245 | 80 - 82 Ø 81 | 75 - 78 Ø 77 | 7,5-8,5 Ø 8,1 BB: 7,5 EF: 8,5 | 16,3-17,5 Ø 16,9 OR: 16,3 | 13,5-14,8 Ø 14,4 KK: 13,5 | 37-40 Ø 38 LJ: 32 | 220-230 BB 200-230 SV 200-210 | feuchtes Klima mit im Jahresverlauf mäßigen Niederschlägen, mäßiger Luftfeuchte und Lufttemperatur bei mäßigen bis hohen Temperaturschwankungen und meist langer Vegetationszeit (SV kurz, BB kurz bis lang) | |
| V | (montanes) Mittelgebirgsklima | US, HS, HO, NO, SM | 900 - 1400 Ø 1020 US: 900 HO: 1400 | 250 - 350 Ø 300 US: 250 HO: 350 | 82,5-86 Ø 84 US: 82,5 HO: 86 | 78 - 82 Ø 80 US: 78 HO: 82 | 4,5-7,5 Ø 6 US: 7,5 HO: 4,5 | 16,2-16,8 Ø 16,4 HS: 16,2 SM: 16,8 | 10 - 13,5 Ø 12,2 | 43-85 Solling: Ø 47 Harz: Ø 73 | 190-220 NO < 190 SM 210-240 | sehr feuchtes Klima mit im Jahresverlauf hohen bis sehr hohen Niederschlägen, meist hoher Luftfeuchte, niedriger bis sehr niedriger Lufttemperatur bei mäßigen Temperaturschwankungen und relativ kurzer Vegetationszeit (HS kurz bis mittel, SM wechselnd je nach Lage kurz bis lang, NO äußerst kurz) | |

Forstliche Wuchsbezirke

I Küstenklima: LM = Leda-Moorniederung
OO = Ostfriesisch-Oldenburgische Geest
WG = Wesermünder Geest

II maritim-kontinentales Übergangsklima:
EH = Ems-Hase-Hunte-Geest
GM = Geest-Mitte
ZG = Zevenner Geest
HH = Hohe Heide
SH = Süd-Heide
OM = Ost-Münsterland

III kontinentaler Klimaraum Niedersachsens:
LN = Lüchower Niederung
OF = Ostbraunschweigische Flachland
NL = Niedersächsische Lössbörden
BH = Ostbraunschweigische Hügelland
OH = Ost-Heide

IV Berglandklima: BB = Bramwald-Brackenberg
(submontanes) GK = Göttinger Wald
Mittelgebirgsklima) LJ = Leine-Ilme-Senke
SV = Solling-Vorland
SW = Südwestliches Harzvorland
UK = Unteres Weser-Leine-Bergland
KK = Kaufunger Wald
OR = Osnabrück-Ravensberger Hügel- und Bergland
V (montanes) Mittelgebirgsklima: US = Unterer Solling
HS = Hoher Solling (Höhenzone)
HO = Hoher Ober- und Mittelharz (Höhenzone)
NO = Nördlicher und westlicher Oberharz
SM = Südlicher Mittelharz

$$*) \text{ Mittl. Trockenheitsindex (Jahr)} = \frac{n}{t+10} \cdot \frac{k}{120}$$

n = mittl. jährl. Niederschlagssumme in mm
t = mittl. jährl. Lufttemperatur in Grad Celsius
k = mittl. jährl. Zahl d. Tage m. Niederschlag von mind. 1,0 mm

Bewertung der Klimadaten

| Beurteilung | Niederschläge | | rel. Luftfeuchte Jahr Ø % | Temperatur | | Trockenheitsindex *) | Länge d. Veg. Zeit (verbreitet Tage mit > 5°C) |
|----------------|--------------------|----------------|---------------------------------|----------------|----------------|----------------------|--|
| | Jahresmittel mm | Mal-Juli mm | | Jahres Ø °C | Schwank. °C | | |
| sehr hoch | > 1400 | > 250 | | | | > 40 (sehr feucht) | sehr lang 230-240 |
| hoch | 800 - 1400 | 210-250 | > 83 | > 8,5 | > 17 | 35-40 (feucht) | lang 220-230 |
| mittel (mäßig) | 650 - 800 | 190-210 | 80-83 | 7,5-8,5 | 16-17 | 30-35 (mäßig feucht) | mittel 210-220 |
| niedrig | 500 - 650 | 170-190 | < 80 | < 7,5 | < 16 | 25-35 (trocken) | kurz 200-210 |
| sehr niedrig | < 500 | < 170 | | | | < 25 (sehr trocken) | sehr kurz < 200 |

120 = mittl. jährl. Zahl d. Niederschlagstage von mind. 1,0 mm f.d. ehemalige Reichsgebiet
10 = Konstante

Bodenkündl. Kartenwerke für Planungen in Niedersachsen

| | | | | |
|---------------------------------|--|-------------------------------|-----------------------------------|---|
| 1. Raumordnung Grobübersicht | Karte der natur- räumlichen Potentiale | ~ 1 : 1.2. Mio 1 : 500 000 | Nieder- sachsen | gedruckt druckfertig |
| 2. Rahmen- planung | Standort-Übersichtskarte von Niedersachsen | 1 : 200 000 | 7 Blätter | in Bearbeit. |
| 3. Vorplanung | Bodenübersichtskarte nieders. Landkreise oder besonderer Planungsgebiete | 1 : 100 000) 1 : 50 000) | 24 Blätter | gedruckt (bzw. in Kürze gedruckt) |
| 4. Detailplanung | Bodenübersichtskarte von Niedersachsen mit spezi- ellen Auswertungskarten | 1 : 25 000 | 60 Blätter davon 36 Blätter | aufgenommen gedruckt |
| 5. Spezial- planung | Bodenkarte von Nieder- sachsen, z. T. mit spezi- ellen Auswertungskarten | 1 : 5 000 | 725 Blätter | gedruckt |
| | Bodenkarte auf der Grund- lage der Bodenschätzung von Niedersachsen, geplant mit speziellen Auswertungskarten | 1 : 5 000 | 1.200 Blätter | gedruckt |
| | Spezialkarten für Gutachten und besondere Verfahren | 1 : 5 000 und größer | | hand- koloriert |



KLIMAZONEN
NIEDERSACHSENS

Bodengesellschaften als Grundlagen der Landschaftsplanung

von

E. Schlichting *)

Zu Thaaers Zeiten bestand die Bodenklassifikation in einer Einteilung nach einzelnen Merkmalen (z.B. Körnung) des als "wichtigste" Lage angesehenen Oberbodens. Dieses Gedankengut hat sich z. B. in der Verwendung des "Art"-Begriffes für Körnungsklassen oder in der Gleichsetzung von Nährstoffanalysen in Oberboden-Proben mit Bodenuntersuchung bis heute erhalten. Später erkannte man aber, daß wesentliche Bereiche unter dem Oberboden liegen und sich oft von diesem merklich unterscheiden. Klassifiziert wurde dann nach dem Durchschnittswert des Profils (z.B. der Körnung im Bodenschätzungssystem), faktisch also nach dem Charakter der "mächtigsten" Lage. Wesentliche Erkenntnis der Bodenkunde war jedoch, daß Profile Umwandlungsformen von Gesteinen mit einem bestimmten Horizontmuster sind. Nach diesem sind sie in den verschiedenen bodensystematischen Kategorien (bis zur Subvarietät) zu ordnen. Durch Angabe der durch Gestein und Horizontkombination charakterisierten Bodenform erfaßt man dann alle Merkmale, sowohl die durch das Ausgangsmaterial gegebenen lithogenen als auch die durch Bodenbildung erworbenen pedogenen. In Art und Mächtigkeit der kombinierten Horizonte ähnliche Landschaftssegmente sind dann als Böden (Pedotope) gegen andere abgrenzbar.

Dieses Verfahren brachte in dreierlei Hinsicht einen wesentlichen Fortschritt:

1. Es war eine rationelle Methode zur Ordnung vertikaler Merkmalsabfolgen ohne Unterschlagung z. B. tieferliegender oder geringermächtiger Horizonte (diese sind vielmehr oft so wichtig, daß sie nomenklatorisch verwandt werden, z.B. Gleyvega aus Auenlehm, Bändchenpodsol aus Sandsteinfließerde). Das gewährleistet eine breite Information über den Bodenzustand für alle möglichen Verwendungszwecke.

*) Abt. Allg. Bodenkunde der Universität (LH) Hohenheim, Stuttgart-Hohenheim

2. Die Ordnungsbegriffe beinhalten auch Informationen über die natürliche Umformungsrichtung (z.B. Podsolbraunerde aus Geschiebesand) und damit über die Tendenzen der Mineral-, Humus- und Gefügewandlung, was für Nutzungsmaßnahmen wichtig ist.

3. Es sind Informationen verfügbar über Wechselbeziehungen zwischen den Horizonten (z.B. hinsichtlich Verschlammungseigung im Ahl und Tonanreicherung sowie Wasserretention im Bg), was wiederum für meliorative Eingriffe belangreich ist. Die Bedeutung für die allgemeine (nicht nur pflanzenbauliche) Nutzungsplanung ist hinlänglich bekannt, und die Darstellung in Karten kein Problem, solange diese großmaßstäbig sind, wie für die Standorteplanung erforderlich.

Die Landschaftsplanung bedarf aber der Unterlagen für größere Räume, also auch kleiner-maßstäbiger Bodenkarten. Diese werden nun - zumindest gedanklich - meist noch durch Generalisieren größer-maßstäbiger hergestellt, also durch Unterschlagen des flächig Untergeordneten. Eine solche Landschaftsklassifikation nach dem Charakter der größten Fläche entspricht im Prinzip der Bodenklassifikation nach der Art des mächtigsten Horizontes und hat auch dieselben Nachteile. Dabei fehlt es nicht an positiven Analogien zwischen Böden und Landschaften bzw. zwischen dem Horizontmuster von Böden und dem Bodenmuster von Landschaften, so daß ein dem eingangs skizzierten Verfahren analoges Vorgehen geboten wäre.

Analog sind zunächst die Ursachen der Musterbildung (vgl. Schlichting, 1970). Im einfachsten Falle wird in Böden wie in Landschaften durch ein einheitliches Gestein der Ausgangszustand vorgegeben und durch das einheitliche Großklima die Umwandlungsrichtung bestimmt. Da die Umwelteinflüsse im Gestein zur Tiefe abnehmen und in der Landschaft vom Relief variiert werden, entstehen im Laufe der Zeit Unterschiede im Umformungsgrad, z. B. zwischen Ober- und Unterboden bzw. zwischen Hochfläche und Hang. Aus denselben Ursachen resultieren auch Umlagerungsprozesse, die komplementäre Unterschiede der Umformungsrichtung bewirken, z.B. hinsichtlich Verarmung und Anreicherung in Ober- und Unterboden bzw. in Hochfläche und Senke. Bodendeckenmuster sind also Umwandlungsformen geomorpher Einheiten (Gestein x Relief); der Horizontfolge im Profil entspricht die Catena in der Landschaft von Hochfläche zu Senke, z.B. Pseudogley-Parabraunerde-Braunerde-Gley-Anmoor-Niedermoor. Eine der

bodentypologischen Nomenklatur (Ol-Of-Oh-Ah-Ae-Bh-Bs-Bv-Cv-Cn = Eisenhumuspodsol) entsprechende praktikable bodensoziologische ist aber noch zu entwickeln, ebenso für die den Bodenformen entsprechende Kombination "Bodengesellschaft x geomorphe Einheit" (obchon letztere meist nur kurze Namen haben, sollte man doch diese nicht als Bezeichnung für das Ganze verwenden; denn das Wesentliche sind hier eben doch die Böden). Wie Böden nach dem Horizontmuster können dann in Art und Flächenanteil der kombinierten Böden ähnliche Landschaften als Bodenlandschaften (Pedochoren) gegen andere abgegrenzt werden.

Analog sind allerdings auch die Probleme der Abgrenzung von Horizontmuster- und Bodenmuster-Einheiten, wie am Beispiel von Böden der Schwäbischen Alb erläutert werden soll. - I. In der kuppigen (Mergel-)Kalkstein-Schichtflächen-Landschaft der Mittleren Alb bei Reutlingen treten auf Verebnungen Terra fusca mit schluffigem Oberboden (der entgegen früheren Annahmen nicht durch Lessivierung, sondern durch Lößauflagerung entstand, s. Hemme, 1970) und teils gelbbraunem, teils rotbraunem Unterboden auf. An Hängen gehen sie in braune Rendzinen über, die ihre periglazialen Erosionsstümpfe darstellen. In den Tälern herrschen (grundwasserfreie) Braunerden aus Schlufflehm, dem in größerer Mächtigkeit über frostschuttdurchsetzten Terra fusca akkumulierten Erosionsmaterial der Hangböden. - II. An diese Landschaft schließt sich nach SE eine solche mit höherem Braunerde-Anteil an. Die Abgrenzung muß nach konventionell festzulegenden Flächenanteilen erfolgen und ist damit im Prinzip genau so problematisch oder so einfach wie die nach Horizontmächtigkeiten festzulegende Grenze zwischen geküpfter Terra fusca und brauner Rendzina. - III. Weiter nach E treten auf stärker verebneten Flächen noch kleinflächig Terra rossa dazu (auf den alten Landoberflächen der Ostalb außerdem Ockerlehm-Stagnogleys und Feuersteinschutt-Podsole, vgl. Müller, 1962). Sie sind auf der Mittelalb vorzugsweise in Karstschlotten erhalten und werden als Zeugen eines ehemals wärmeren Klimas gedeutet. Diese Reliktböden sind ebenso Glieder einer besonders auszugrenzenden Bodenlandschaft wie die rötlichen, kaolinitischen B-Horizonte als relikte Horizonte die Unterteilung des Terra fusca-Areals auf der Mittelalb

erfordern. - IV. Zur Kalkstein-Mergel-Ton-Schichtstufen-Landschaft des Albraufes (vgl. Blume, 1970) besteht dagegen ein wesentlicher Unterschied in der Bodenkombination. Auf die schwarzen Rendzinen aus Kalk-Hangschutt folgen Mergelrendzinen und Mergelpelsole aus steinigem Tonmergel- und Mergelton-Fließerden, durchsetzt von Kalktuff-Hanggleyen und abgesetzt gegen Rendzinen aus Kalktuff an Bachläufen. Obschon hier also nicht ein Gestein das Ausgangsmaterial ist, sondern ein Schichtpaket, fassen wir diese Böden zu einer Bodengesellschaft zusammen, weil der Zusammenhang zwischen ihnen nicht nur durch die Angleichung ihrer Muttergesteine infolge periglazialer Solifluktion gegeben ist, sondern auch \pm durch die Angleichung ihrer Dynamik infolge nachfolgender Hangzugwassertransporte. Das ist im Prinzip nichts anderes als die Zusammenfassung von Kalkverwitterungston und Lößauflage in dem Profil der Schichtlehm-Terra fusca, weil diese beiden Substrate nicht nur durch Kryoturbation gemischt wurden, sondern auch durch Lessivierung des Löß-Tones in Terra fusca-Schrumpfrisse (s. Hemme, l.c.) und schließlich durch Sickerwassertransporte miteinander verbunden sind. - Die Abgrenzung zwischen Hochflächen- und Trauf-Bodenlandschaft ist nicht so unproblematisch, wie es zunächst angesichts des so unterschiedlichen Bodenmusters erscheint. Da das Rendzina-Areal des Schichtkopfes morphologisch als Ausläufer der Hochfläche und stofflich als Einzugsgebiet des Traufes betrachtet werden kann, muß in ihm die Grenze liegen. Eine Grenzziehung nach der morphologischen Wasserscheide würde aber nur die Hangschutt-Lieferung berücksichtigen, während die reale Wasserscheide in diesem verkarsteten Gebiet noch über die Rendzinen hinausgreifen könnte und mit Feldmethoden kaum auszumachen wäre. - V. Die traufnahen Täler des Vorlandes werden von Mergelrendzinen und Borowinen aus Mergel-Terrassenschottern eingenommen. Diese periglazial von Trauf und Vorland belieferten Terrassen bilden eine eigene geomorphe Einheit; ihr Bodenmuster unterscheidet sich von dem des Traufes und wird kaum noch durch rezente Zufuhren von diesem beeinflusst. Daher gehört dieses Gebiet ebensowenig zur Bodenlandschaft des Traufes wie die fossile Terra fusca unter dem Schlufflehm zum Profil der daraus entstandenen Braunerde. -

VI. Noch deutlicher ist die Abgrenzung zu dem durch Pelosole aus Tongesteinen charakterisierten traufnahen Vorland, da keine Umlagerungsbeziehungen bestehen und die großklimatisch einheitlichen Bedingungen weder im Pleistozän (mit Kryoturbation und allenfalls schwacher Lößzufuhr, möglicherweise aber aus einer anderen petrographischen Provinz als auf der Alb) noch im Holozän zu einer Nivellierung der lithogenen Differenzen ausreichen. Die stratigraphische Einheit mit den Mergeltonen des Trauffußes ist hier belanglos.

Analog müßte auch das Verfahren bei der Bildung übergeordneter Einheiten sein. Ebenso wenig wie für die Klassifikation von Böden eine hierarchische Systematik der verschiedenen Bodenhorizonte (z.B. in den Gruppen der A-, B- usw. -Horizonte) von Belang ist als vielmehr eine solche der verschiedenen realen Horizontkombinationen, ist für die Klassifikation von Bodenlandschaften eine hierarchische Systematik der AC-, ABC- usw. -Profile erforderlich (für die Landschaftsklassifikation ist es z.B. belanglos, ob Gleye und Pseudogleye den Abteilungen der semiterrestrischen und der terrestrischen Böden zugeordnet oder in einer Klasse "hydromorphe Böden" vereinigt werden), als vielmehr eine solche der verschiedenen realen Bodenkombinationen. Das sei kurz an den Bodenlandschaften des geschilderten Raumes verdeutlicht. Zu Bodenlandschaften höherer Ordnung wären zunächst diejenigen zu vereinigen, die sich nur quantitativ im Flächenanteil ihrer Böden unterscheiden (also I mit II), dann diejenigen mit qualitativen Unterschieden im (Noch- oder Schon-)Vorhandensein relikter oder rezenter Böden (also I+II mit III) sowie diejenigen mit fossil gewordenen stofflichen Beziehungen (also IV mit V), dann die zur selben geomorphen Größeinheit gehörigen (also I+II+III mit IV+V) und letztlich die mit ähnlicher Klimaschicht (also I+II+III+IV+V mit VI) sowie diese mit denjenigen unter ähnlichen rezenten großklimatischen Bedingungen. Nebenbei sei bemerkt, daß auf diese Weise auch das klimazonale Bodenverbreitungskonzept zu modernisieren wäre.

Analog sind schließlich auch die durch Bodenlandschaftskarten möglichen Fortschritte: 1. Es ist eine rationelle Methode zur Abgrenzung von Bodenmosaiken unter Einschluß selbst kleinflächig auftretender Bodenformen. Diese sind oft landschaftsdiagnostisch für das Verständnis der Landschaftsgeschichte wie für die Nutzungsplanung von großer Bedeutung; z. B. gehören zur Bodenlandschaft der weiteren Albhochfläche auch kleine Areale mit wasserstauenden Böden aus lehmig-tonigen Dolinaneufüllungen oder aus Vulkan-schlottuffen, die schon das Siedlungsmuster in dieser weithin verkarsteten Landschaft entscheidend beeinflusst haben. Die Übertragung der ganzen Vielfalt von Naturräumen in Planungskarten anstelle der Überbetonung großflächig auftretender Elemente ist überdies umso wichtiger, je weniger sich die Landschaftsnutzung in der flächenintensiven Feld-, Wald- und Wiesen-Nutzung erschöpfen kann und je mehr auch Sonderansprüche zu erfüllen sind, möglicherweise auch derzeit nicht einmal bekannte. - 2. Die Ordnungseinheiten beinhalten auch Informationen über die natürliche Umformungsrichtung nicht nur des Inhalts, sondern auch der Oberfläche der Bodendecke (des Mesoreliefs) der ganzen Landschaft, z. B. hinsichtlich der unterschiedlichen Erosionsgefahr in der schlufflehmärmeren und -reicheren Bodenlandschaft. Für eine weitsichtige Landschaftsplanung ist die Kenntnis selbst recht langsam ablaufender Vorgänge von Belang, und zwar in ihren Auswirkungen auf die ganze Landschaft, denn diese gilt es ja zu entwickeln. - 3. Es sind Informationen verfügbar über die stofflichen Beziehungen zwischen den Böden einer Landschaft, z. B. hinsichtlich des Hangwassertransports am Trauf und damit über mögliche Auswirkungen stärkerer Wasserentnahmen im oberen auf den unteren Traufbereich. Noch wichtiger aber werden künftig Informationen über Beziehungen zwischen Böden und Gewässern (einschl. Grundwasser), z. B. hinsichtlich der auf der Alb allgemein hohen, aber doch bei Rendzinen und Braunerden und mithin in der braunerdearmen und -reichen Teillandschaft recht unterschiedlichen Risiken der Grundwasserverunreinigung durch Düngung bzw. der Chancen der Verwertung von Siedlungsabfällen. Hierfür wären aus anderen Landschaften noch weit eindrucksvollere Beispiele zu nennen.

Obschon in Bodenlandschaftskarten die Areale von Bodengesellschaften und nicht von Bodenformen dargestellt werden, können den Karten zumindest näherungsweise auch deren Flächenanteile entnommen werden, da diese in die Definition der Bodengesellschaften eingehen. Die Lokalisation der einzelnen Bodenformen ist dann möglich, wenn ihre Areale regelmäßig an solche Landschaftsmerkmale gebunden sind, die in anderen Karten (wie das Relief in topographischen) dargestellt oder im Gelände leicht wahrzunehmen sind. Wenn solche Bindungen in die Legende aufgenommen werden (das Relief besonders anschaulich in Catena-Darstellungen), sind durch Kombination einer Bodenlandschaftskarte mit entsprechenden anderen Karten bzw. den Geländebeobachtungen die an beliebigen Stellen anzutreffenden Bodenformen hinreichend sicher vorherzusagen. Dieses Verfahren sichert auch Aussagen über die Flächenanteile. Daß in Bodenlandschaftskarten auch Standortsareale und -positionen auszumachen sind und überdies deren landschaftliche Verknüpfungen zum Ausdruck kommen, macht ihren besonderen Wert für die Landschaftsplanung aus. Natürlich sind aber auch sie nicht selbstinterpretierend. Es sind vielmehr Grundkarten, die eine spezielle Interpretation für bestimmte Nutzungszwecke durch den bodenkundlichen Fachmann oder mit Hilfe einer entsprechend ergänzten Legende erfordern, andererseits aber auch eine allgemeine Interpretation für die verschiedensten Zwecke (z. B. Verwendung von Böden als land- oder forstwirtschaftliche Nutzflächen, als Freizeitflächen oder als Filterkörper für die Abwasserreinigung) erlauben und damit eine Entscheidungshilfe bei der konkurrierenden Nutzungsplanung darstellen. Darin liegt ihr Vorzug gegenüber einer Eignungskarte für spezielle Zwecke.

Im Land Baden-Württemberg besteht eine Arbeitsgemeinschaft zur Erstellung einer Bodenlandschaftskarte 1:200 000 für diese Zwecke.

LITERATUR

- Blume, H.P.: Mittteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 10, 38-42 (1970)
- Hemme, H.: Die Stellung der "lessivierten" Terra fusca in der Bodengesellschaft der Schwäbischen Alb. Diss. Univ. (LH) Hohenheim 1970
- Müller, S.: Mittteilgn. Ver. Forstl. Standortskde 12, 90-95 (1962)
- Schlichting, E.: Ztschr. Pflanzenern. u. Bodenk. 127, 1-9 (1970)

Aussagemöglichkeiten kleinmaßstäbiger Bodengesellschaftskarten für
Planungszwecke, dargestellt am Beispiel des Baden-Württembergischen
Odenwaldes

von H.-P. Blume¹⁾ und E. Szabados²⁾

Die Bodengesellschaftskarte des südlichen Odenwaldes wurde als Teil der geplanten bodenkundlichen Übersichtskarte von Baden-Württemberg nach Richtlinien erstellt, die von der "Arbeitsgemeinschaft Bodenkarte 1:200 000" erarbeitet wurden. Die Karte (Ausschnitt s. Abb. 1) zeigt die Verbreitung von Bodenlandschaften, weist also geomorphe Einheiten mit ähnlichem Bodenmuster aus, mithin **n i c h t** die Verbreitung vorherrschender Bodentypen. Die Glieder einer Bodengesellschaft sind dabei häufig durch Stoff-Umlagerungsprozesse miteinander verbunden, bilden also ein Wirkungsgefüge. Daher befinden sich die Grenzen zwischen benachbarten Bodenlandschaften gleicher Gesteinsart meist im Wasserscheidenbereich. Auenlandschaften wurden nur dort als eigenständige Bodenlandschaften dargestellt, wo das Bodenmuster beeinflussende Stoffumlagerungen durch Flußwasser eindeutig gegenüber denen durch Hangwasser dominierten. Da benachbarte Bodengesellschaften dieselben Bodenformen als Endglieder aufweisen, stehen die auf der Karte gezogenen Grenzen in Wahrheit für unterschiedlich breite, gemeinsame Bereiche zweier Bodenlandschaften. - Nähere Einzelheiten zur Konzeption einer Bodengesellschaftskarte sind dem Beitrag von E. Schlichting in diesem Heft zu entnehmen.

Grundlage der Karte des Odenwaldes bilden die Ergebnisse zweier West-Ost-Linienkartierungen mit Bohrtiefen von 1-2 m und Bohrabständen von 25-100 m. Daraus wurde unter Verwendung großmaßstäbiger topographischer und (soweit vorhanden) geologischer sowie forstökologischer Karten ein Kartenentwurf entwickelt, dessen Glaubwürdigkeit dann im

1) Institut für Bodenkunde der Techn. Universität Berlin

2) Fachgruppe Boden und Klima der Universität Hohenheim

Gelände stichprobenartig überprüft wurde. Zum näheren Verständnis des Aufbaus einzelner Bodenlandschaften wurden außerdem vereinzelt aber gezielt Detailkartierungen kleiner Landschaftsausschnitte vorgenommen (wofür in Abb. 3 ein Beispiel gegeben ist).

Die Legende der dargestellten Bodengesellschaftskarte weist zwei Niveaus auf. In der Hauptlegende werden die 11 ausgeschiedenen Bodengesellschaften durch Angabe der geomorphen Einheit der Leitbodenkombination, der Begleitformen sowie der vorherrschenden Körnungen und Hangneigungen gekennzeichnet (s. Tab. 1). Wir hätten anstelle der zusätzlichen Körnungsangaben Leit-Boden/Substrattyp³⁾-Kombinationen ihres höheren Informationsgehaltes wegen bevorzugt, haben aber Abstand genommen, um nicht gegen die bestehenden Nomenklaturregeln der DBG zu verstoßen. Jede Bodengesellschaft wird außerdem in einer Detaillegende näher charakterisiert. Hier sind wesentliche Eigenschaften der vorkommenden Bodenformen und (in Form einer Graphik) deren Verbreitungsmuster aufgeführt (als Beispiel ist die Legende der HPO-Be-Gl-Gesellschaft Tab. 3 und Abb. 2 zu entnehmen). Das Verbreitungsmuster sollte dabei so umfassend wie nach dem gegebenen Kenntnisstand möglich dargestellt werden (so war es im Beispielsfall erforderlich, neben einer Toposequenz auch einen hangparallelen Schnitt darzustellen, weil im steilen, konvexen Mittelhangbereich lößlehmgefüllte Rinnen eine zusätzliche Variation im Bodenmuster bewirkt hatten). Der Karte können damit unter Heranziehen einer topographischen Detailkarte auch Informationen über kleinere Landschaftsausschnitte entnommen werden, was sonst nur bei größermaßstäbigen Karten möglich ist. Das setzt allerdings voraus, daß die Art der Vergesellschaftung der Bodenformen vollständig erkannt wurde und darstellbar war (was nicht immer gegeben ist). In der Regel wird aber auch in diesem Falle zumindest eine Einengung der für einen Landschaftsausschnitt in Betracht kommenden Bodenformen möglich sein.

Was vermag eine kleinmaßstäbige Bodengesellschaftskarte nun in der Hand des Planers zu leisten? Sie ist zunächst einmal als Entscheidungshilfe für Planungszwecke im Bereich der Raumordnung, der Regionalplanung auf Kreisebene oder überregionaler Fachplanungen in

3) siehe hierzu Lieberoth (1967)

ähnlicher Weise einsetzbar wie herkömmliche, "monotypische" Bodenkarten gleichen Maßstabes; sie vermag hier zusätzliches zu leisten, sofern bereits Detailfragen auftauchen. So wäre z. B. einer Bodengesellschaftskarte bei der Vorplanung der Trassenführung neuer Verkehrsadern nicht nur zu entnehmen, in welchen Landschaften mit Schwierigkeiten zu rechnen ist, sondern über Anwendung der Detaillegende auch, wo diese lokalisiert sein werden, mithin umgangen werden sollten.

Mit der Bodenformenlegende läßt sich die Karte auch für kleinräumige Detailplanungen erschließen und zwar für Vorbereitungsphasen sowohl der Bauleitplanung als auch mancher Fachplanungen wie Flurbereinigung oder Erholungsplanung. Bei der Detailplanung ersetzt die Karte natürlich nicht die oft erforderliche bodenkundliche Detailkartierung; Sie vermag hier aber wertvolle Dienste bei der Vorauswahl zu leisten, so daß eine Detailkartierung gezielt und damit kostensparend erfolgen kann.

Die Arbeit des Planers wird erleichtert, wenn die Legende einer Bodenkarte Angaben zur Landschaftsbewertung enthält, die ohne Aufbereitung genutzt werden können. Der von uns für die Bodengesellschaftskarte zusammengestellte Vorschlag enthält in dieser Hinsicht zunächst Angaben über die mittleren Verhältnisse der wichtigsten edaphischen Standortseigenschaften, damit das ökologische Potential einer Landschaft abgeschätzt werden kann (s. Tab. 2). Eine Konkretisierung dieser Angaben erfolgt dann in den Detaillegenden (s. Tab. 3); diesen lassen sich nicht nur die Streubreite und Abweichungen vom Mittel entnehmen, sondern (unter Heranziehen einer topographischen Detailkarte) oft auch Landschaftsposition und Flächenanteil eines Merkmals ableiten. Schließlich wurden Angaben zur Bodennutzung selbst gemacht, die allerdings nur Beispielcharakter haben und (unter Mitwirkung von Planern und/oder Auswertung klimatologischer und pflanzenökologischer Karten) ergänzt werden können. Auch hier vermag die Hauptlegende nur einen allgemeinen Überblick zu geben, während die Detaillegenden konkretere Aussagen über einzelne Bodenformen zulassen. In Tab. 3 ist als Beispiel hierfür die Eignung der Böden einer Landschaft für verschiedene Formen der Erholungsnutzung dargestellt worden. Die Bewertung erfolgte dabei in Anlehnung an Montgomery und Edminister (1966) und berücksichtigte keine ästhetischen Gesichtspunkte.

LITERATUR

- Lieberoth, I.: Kennzeichnung und Beschreibung landwirtschaftlich genutzter Standorte in der DDR, Institut für Bodenkunde der Akad. Landwirtschaftswiss., Eberswalde 1967
- Montgomery, P.H. und F.C. Edminister:
Use of Soil Surveys in Planing for Recreation,
in "Soil Surveys and Land Use Planing",
Soil Sci. Soc. of America, Madison 1966
- Schlichting, E.: Bodengesellschaften als Grundlagen der Landschaftsplanung. Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Ges., im Druck

Abb.1: BODENGESSELLSCHAFTEN DES SÜDLICHEN
ODENWALDES (Ausschnitt)

0 5 KM



5470

3480

LEGENDE:



1.



4.



7.



10.



2.



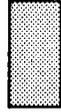
5.



8.



11.



3.



6.



9.

ABB. 2: AUFBAU DER HPO - Be - Gl - GESELLSCHAFT
DES SÜDL. ODENWALDES

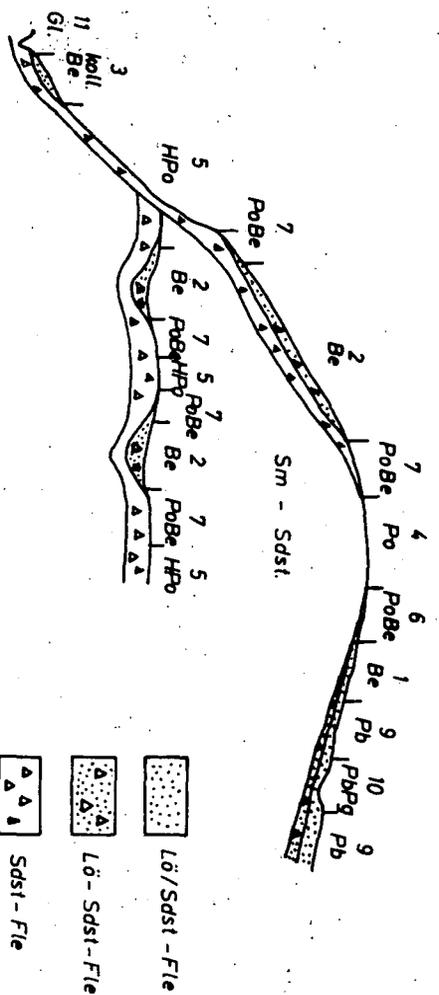
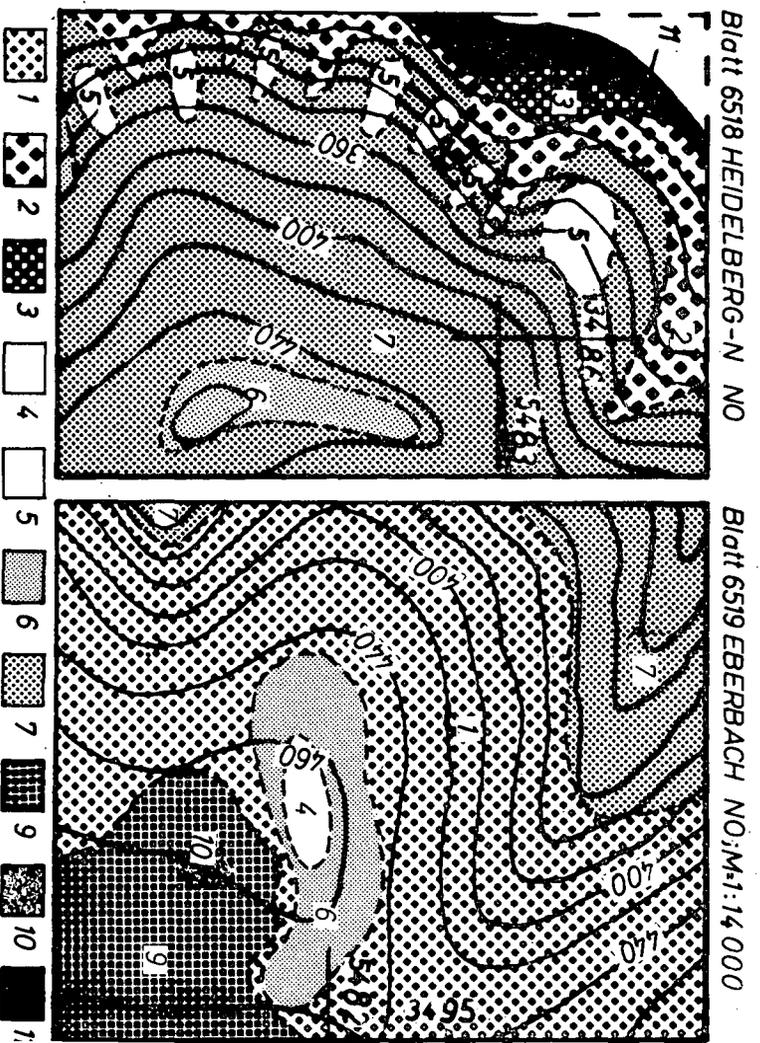


ABB. 3: BODEN - DETAILKARTEN AUS EINER HPO - Be - Gl - LANDSCHAFT (4
DES SÜDL. ODENWALDES



Tab. 1: Legende der Bodenkarte des südlichen Odenwaldes

| Nr. | geomorphe Einheit | Bodengesellschaft | Begleitformen | mittl. Körnung | mittl. Hangneig. i. % |
|-----|---|-------------------|------------------|----------------|-----------------------|
| 1 | Granit-, Porphyr-Riedel u. Hänge (⁺ lößarm) | Ra-Be-HBePo-NGL | Sy, Gl, GlVe, Am | glS-XsL | 10-40 |
| 2 | lößbedeckte Granit-, Porphyr-, Sandstein-Unterhänge | Be-Pb-GlVe | PgBe | xsL-uL | 5-30 |
| 3 | lößfreie Sandstein (sm, su) -Riedel u. Hänge | HPo-PoBe-NGL | Ra, Be, HPg | x̄S-xlS | 20-40 |
| 4 | lößarme Sandstein (sm, su) -Riedel u. Hänge | HPo-Be-Gl | Pb, PgPb | x̄S-xsL | 10-40 |
| 5 | lößarme Sand/Tonstein (so) } -Platten u. | Be-Pg-Gl | Pb, PoBe, Sg | xsT-x' uL | 0-10 |
| 6 | lößreiche Sand/Tonstein(so) } -Flachhänge | Pb-Pg-VeGl | Be, PgPb | uL-x'tL | 0-10 |
| 7 | Tonsteinplatten (sor) m. wechs. Lößbedeckung | Pe-Pg-PeGl | BePe, Pb | uL-lT | 0-10 |
| 8 | Kalkstein (mo) -Riedel | Tf-Pb | Be, Pb, BeRe | uL-xlT | 0-20 |
| 9 | Tonmergel-Kalkstein (mu, mm) } -Platten u. -Flechhänge | MPe-Pb-Ve | Re, BeTf, PgPb | uL-xlT | 0-40 |
| 10 | Talauen m. Sanden u. Lehmen | VeGl-NGL-GlBe | Gl, Am | xlS, sL | 0-4 |
| | Talauen m. Mergeln | Pa-Ve-Gl | Am | uL | 0-4 |
| 11 | Rebhänge m. wechs. Lößbedeckung | Ri | Pb, Be | x' sL-uL | 0-20 |

Abkürzungen der Bodenformen

| | | | | | | | |
|-----|---------------|----|---------------|----|------------|----|-------------|
| Am | Anmoor | Pa | Paternia | Ra | Ranker | Tf | Terra fusca |
| Be | Braunerde | Pb | Parabraunerde | Re | Rendzina | H | Hangwasser |
| Gl | Gley | Pe | Pelosol | Ri | Rigosol | | |
| MFe | Mergelpelosol | Pg | Pseudogley | Sg | Stagnogley | | |
| NGL | Naßgley | Po | Podsol | Sy | Syroseme | | |

Tab.2:Legende der Bodenkarte des südlichen Odenwaldes (Fortsetzung)

| Nr. | Vorherrschende edaphische Eigenschaften | | | | | Angaben zur Bodennutzung | | | |
|-----|---|--|--------------------------------|----------------------|------------------------|--------------------------|--------------------------------------|------------------|----------------------------|
| | Grün- digkeit i. m | Wasserverhältnisse nutzbares Angebot | häufiger Überschuß durch | Durch- lüftung | Nährstoff- reserven | landbaul. Eignung | Erosionsgefährdung bei Freilegung | | großfläch. Bebaubarkeit |
| | | | | | | | Wasser | Wind | |
| 1 | <1 | gering- mittel | | | mittel- mäßig | überwieg. schlecht | gering- mittel | keine | überwiegend schlecht |
| 2 | 0,5-1,5 | gering- hoch | | | hoch- mäßig | überwieg. gut | mittel | keine- gering | überwiegend mittel |
| 3 | <1 | gering | | | mäßig- sehr gering | überwieg. unmögl. | mittel | keine | überwiegend unmögl. |
| 4 | <1 | gering- mittel | | | mittel- sehr gering | überwieg. unmögl. | mittel | keine | überwiegend unmögl. |
| 5 | 0,5-1,5 | gering- mittel | Stauwasser | vielfach schlecht | mittel- mäßig | teilweise mäßig | keine- mittel | keine- gering | mittel- mäßig |
| 6 | 0,5->2 | mittel- hoch | Stauwasser | teilw. mäßig | hoch- mäßig | überwieg. gut | mittel | keine- gering | gut-mäßig |
| 7 | 0,5-1,5 | mittel- hoch | Stauwasser | teilw. schlecht | sehr hoch- mittel | mäßig- gut | mittel | keine- gering | gut-mittel |
| 8 | 0,5-1,5 | gering- mittel | | | hoch- mittel | | mittel | keine | überwiegend mäßig |
| 9 | >1 | mittel- hoch | | teilw. mäßig | sehr hoch- mittel | gut- mäßig | mittel- stark | keine- gering | mittel- mäßig |
| 10 | 0,5->2 | mittel- sehr hoch | Grundw.u. Überflutung | vielfach mäßig | hoch- mäßig | überwieg. gut | keine | keine | gut-mittel |
| 11 | 0,5-1,5 | gering- hoch | | | hoch- mittel | | mittel- stark | | überwiegend schlecht |

Tab. 3: Bodenformen der HPO-Be-Gl-Gesellschaft lößarmer Sandsteinriedel und -hänge (4)

| Bodenform | | Bodenart Hang- u. Stein- neig. gehalt % | | Standortseigenschaften | | | Gefährdung ⁴⁾ | | Eignung für Erholungsnutzung ⁵⁾ | | | | | | |
|-----------|--------------|---|---------------|------------------------|-------------|---------|--------------------------|--------|--|----------------|-------------|----------------|-------------|-----------------|-------------|
| Typ | Gestein | | | Gründ. 1) | Was- ser 2) | Luft 7) | Nähr- stoffe 3) | Eros. | Rutsch. | Cam- ping | Pick- nick | Spiel u. Sport | Bau- ten 6) | Sani- täre Anl. | Wander- weg |
| 1. Be | lö/Sst-Fle | x'1S-sL | o-4 | t-s | m-h | 1 | 4-5 | k-g | k | ge-bg | ge | g-bg | h | ge | ge |
| 2. Be | lö-Fle | sL/x'1S | 2o-4o | t-s | h | 1 | 4 | s | m | ug | ug | ug | ge | bg-ug | bg |
| 3. Be | löKol/Fle | sL/x'1s | <2o | s | h | 1 | 3-4 | s | s | ug | ge | ug | ge | ge-bg | bg |
| 4. Po | Sst | x'1's | o-4 | f-m | sg-g | 1 | 7 | k | k | ug | bg | ug | k | bg | ge |
| 5. HPO | Sst-Fle | x'S/x'1S | 2o-4o | t | g | 1 | 6-7 | m | m | ug | ug | ug | mä-ge | ug | bg |
| 6. PoBe | lö/Sst | x'1'S | o-4 | f-t | g-m | 1 | 5-6 | k | k | bg | ge | bg | h | ge | ge |
| 7. PoBe | lösst-Fle | x'1S | 4-1o 1o-4o | m-s | g-m | 1 | 5-6 | g m | k g-m | ge-bg bg-ug | ge bg-ug | bg-ug ug | h mä-mi | ge-bg bg-ug | ge ge-bg |
| 8. BePo | Sst-Fle | x'1'S | 2o-4o | t | g | 1 | 6 | m | m | ug | ug | ug | g | ug | bg |
| 9. Pb | lö/lösst-Fle | suL | o-4 | s | h | 1 | 3-4 | g | k | ge | g | ge | mi-h | ge | ge |
| 10. PbPg | lö/lösst-Fle | suL | Mulde | t-s | h | 3 | 3-4 | k | k | bg | bg | bg | mi-mä | bg | bg |
| 11. Gley | Auenlehm | | o-2 | s | m-sh | 3 | 3 | k-g | k | ug | bg | ug-bg | ge | ug | ge-bg |

1) f = flach, m = mittel, t = tief, s = sehr tief

2) nWK bis 1 m Tiefe i.mm: <5o sehr gering, 5o-1oo gering, 1oo-15o mittel, 15o-2oo hoch, >2oo sehr hoch

3) 2 = sehr hoch, 3 = hoch, 4 = mittel, 5 = mäßig, 6 = gering, 7 = sehr gering

7) Durchlüftung im Wurzelraum:

| | | | | | | | |
|-------|-----|--------|-------|--------|--------|----------|----------|
| dm | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 |
| o-3 | gut | gut | gut | mittel | mittel | mäß. | schlecht |
| 3-1oo | gut | mittel | mäßig | mittel | mäßig | schlecht | schlecht |

4) k = keine, g = gering, m = mittel, s = stark

5) ge = geeignet, bg = bedingt geeignet, ug = ungeeignet

6) Belastbarkeit ohne tiefere Gründung: h = hoch, mi = mittel, mä = mäßig, ge = gering, sg = sehr gering

Die Bodenkarte 1:50 000 von Nordrhein-Westfalen als Unterlage für die Landschaftsplanung. Mit Beispielen aus verschiedenen Bodenlandschaften.

Von

H. Maas, H. Mertens, W. G. Schraps und W. Wirth *)

1. Allgemeine Gesichtspunkte

Das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen hat als wissenschaftliche Behörde u.a. die Aufgabe, bei der Durchführung des Raumordnungsgesetzes des Bundes und des Landesplanungsgesetzes sowie anderer Gesetze, Verordnungen und Erlasse mitzuwirken. Dabei ergeben sich hinsichtlich der Böden zwei Schwerpunkte:

1. Erarbeitung von Unterlagen für bestimmte Maßnahmen auf kleinen Flächen (Parzellen). Dies erfolgt durch großmaßstäbliche (1:5 000 und 1:10 000) Bodenkartierungen, etwa für die landwirtschaftliche und forstliche Standorterkundung sowie die Aufstellung von Flächennutzungsplänen. Die Kartierung und Kartendarstellung werden dabei - unter Beachtung der für die bodenkundliche Landesaufnahme gültigen Grundsätze - ausgerichtet auf die bei der Flurbereinigung, Forsteinrichtung, Ortsplanung etc. jeweils erforderlichen besonderen Maßnahmen. (Durchschnittlich werden in der erwähnten Genauigkeit jährlich 50 000 ha Fläche kartiert.)
2. Großflächige Darstellung der Bodenverhältnisse des gesamten Landes (bodenkundliche Landesaufnahme) als Unterlage für die vielfältigen Aufgaben, die im weiteren Sinne zur Raumordnung gehören, insbesondere für die Landschaftsplanung.

Die unter 1. genannten Aufgaben erfordern in jeweils auf die bestimmten Zwecke ausgerichteten Bodenkarten spezielle Angaben zur landwirtschaftlichen Nutzungseignung, möglichen Bodenverbesserung,

*) Geol. Landesamt NW, 415 Krefeld, de-Gräiff-Str. 195

Ausweisung von Siedlungs-, Friedhofs- und Erholungsanlagen oder für andere Vorhaben. Dagegen sind für die einen größeren Raum umfassende Planung (s. unter 2.) bodenkundliche Unterlagen notwendig, die in e i n e r Karte die Eigenschaften der Böden für verschiedene Nutzungen (Land-, Forst- und Bauwirtschaft, Erholung, Grundwassergewinnung u.a.) zum Ausdruck bringen.

Voraussetzung für die Berücksichtigung der bodenkundlichen Gegebenheiten bei der Planung sind

1. rechtzeitiges Vorliegen von Bodenkarten des betreffenden Raumes und
2. ihre Auswertbarkeit für Planungszwecke.

Da die Durchführung der geforderten Planungsaufgaben im Landesgebiet bereits angelaufen ist, müssen die dafür benötigten bodenkundlichen Unterlagen (Karten) s c h n e l l zur Verfügung gestellt werden. Bei Verwirklichung der ursprünglichen Absicht, die Landesaufnahme im Maßstab 1:25 000 (mit Erläuterungen) abzuwickeln, wäre bei den gegebenen Möglichkeiten ein Zeitraum von 60 - 90 Jahren erforderlich gewesen. Wegen dieser nicht vertretbaren Dauer, aber auch aus anderen Gründen (spezielle Ansprüche und Drängen des Benutzerkreises, besondere Eignung der topographischen Karte usw.) wurde der Maßstab von 1:50 000 gewählt. Der für die Landesaufnahme geschätzte Zeitraum verringert sich nunmehr auf vertretbare 15 - 20 Jahre. Der Schwerpunkt der Bearbeitung liegt derzeit in den Ballungsrandzonen, wo vielfältige Planungsaufgaben der Lösung harren.

Der zweiten Voraussetzung für die Berücksichtigung der bodenkundlichen Situation bei der Planung wurde und wird häufig nicht genügend Aufmerksamkeit geschenkt. Die Auswertbarkeit für Planungszwecke scheitert nicht zuletzt an der mangelnden "Zugänglichkeit" von Bodenkarten. Der Kartenbenutzer ist in der Regel bodenkundlich nicht geschult und deshalb nicht in der Lage, planerische Folgerungen aus dem in der Fachsprache formulierten Befund abzuleiten. Außerdem fehlt ihm gewöhnlich die Zeit für ein intensives Studium von Karte und umfangreichen Erläuterungstexten.

Nach Beratungen mit Planungsstellen des Landes, vornehmlich mit dem Landschaftsverband Rheinland, wird deshalb folgender Weg beschritten:

Die Karte muß übersichtlich und gut lesbar sein und die wesentlichen Gegebenheiten enthalten. Die Anzahl der Bodeneinheiten (weitgehend Bodengesellschaften) sollte 50 nicht überschreiten. Am Kartenrand werden unter dem jeder Bodeneinheit zugewiesenen Farbkästchen deren Bodenart und Bodenartenschichtung (ausgeschrieben) mit den durchschnittlichen Mächtigkeiten, in Dezimetern bis in 2 m Tiefe, angegeben. Daneben sind die Bodentypen mit der geologischen Kennzeichnung, d. h. mit petrographischen, geogenetischen und stratigraphischen Angaben, aufgeführt. Zu dieser auch bisher üblichen Form der Randaufstellung tritt nun eine dritte Spalte, in der die Bodeneinheiten stichwortartig und allgemeinverständlich charakterisiert werden. Folgende Angaben sind grundsätzlich enthalten: Wertzahlen nach der Bodenschätzung, Verbreitung der Bodeneinheiten, Nutzungseignung und gegebenenfalls Meliorationsvorschläge, Ertragsleistung, Bearbeitbarkeit (Zeitraum), Sorptionsfähigkeit für Nährstoffe, nutzbare Wasserkapazität, Durchlässigkeit, Vorkommen von Grundwasser und Staunässe. Darüber hinaus werden bedarfsweise weitere Bodeneigenschaften und -merkmale genannt, die nur unter bestimmten Voraussetzungen auftreten, z. B. Erosions- und Frostgefährdung, Verschlammungsneigung, Ortstein und Raseneisenstein.

Wie aus dem Vorstehenden ersichtlich ist, handelt es sich sowohl nach der Arbeitsmethode (Kartierung von Bodengesellschaften) als auch nach der Darstellungsweise um echte Bodenkarten, in denen die pedologische Situation wertneutral angegeben ist. Die ausgegrenzten Flächen werden also nicht als zweckorientierte Standorte ausgewiesen. Die Entscheidung über die endgültige Nutzung der in der Karte dargestellten Böden muß dem Planer überlassen bleiben. Denn nur er kennt den Bedarf und die jeweiligen Ansprüche von Land- und Forstwirtschaft, Industriegesellschaft etc. des betreffenden Raumes. Beispielsweise kann es eintreten, daß ertragarme Böden örtlich wegen vorhandener oder angestrebter wirtschaftlich lohnender Spezialkulturen als landwirtschaftliches Vorranggebiet ausgewiesen werden, hingegen ein ertragreicher Boden wegen absoluter Notwendigkeit als Freizeit- oder Erholungsgelände gebraucht wird.

Zur Anwendbarkeit der Bodenkarten für die Planungsaufgaben allgemein und für die Zusammenfassung der Böden zu Standorteinheiten im einzelnen ist jedoch - auch wenn geeignete Bodenkarten vorliegen - ein enger Kontakt zwischen Bodenkartierung und Planung notwendig. Dabei werden in Zweifelsfällen und bei speziellen Fragen, die anhand der Karte ohne weiteres nicht beantwortet werden können, sinnvolle Entscheidungen ermöglicht.

Es sei darauf verwiesen, daß die Bodenkarte 1:50 000 mit erweiterter Legende, jedoch ohne Erläuterungen herausgegeben wird. An deren Stelle sollen späterhin größere Abhandlungen treten, in denen die Böden der einzelnen nordrhein-westfälischen Großlandschaften, die sich jeweils über verschiedene Kartenblätter erstrecken, umfassend erläutert sind. Außerdem wird durch detaillierte Bearbeitung ausgewählter, für die verschiedenen Landschaften typischer Blätter die Kartierung im Maßstab 1:25 000 (mit Erläuterungen) fortgesetzt. Diese und andere großmaßstäbliche Untersuchungen vermitteln die Kenntnisse, die Voraussetzung zur zügigen Durchführung der Landesaufnahme 1:50 000 sind.

2. Spezielle Gesichtspunkte

Die nach fachlichen Gesichtspunkten wertneutral hergestellten Bodenkarten sollen Hilfsmittel zur Erarbeitung eines übergeordneten Planungskonzeptes sein. Zu diesem Zwecke müssen sie ausgewertet werden. Bei homogenen Bodenverhältnissen verläuft die Auswertung reibungslos. Liegen stark differenzierte Bodenverhältnisse vor, so wirkt sich dieses erschwerend auf die planerische Gestaltung eines Raumes aus. Anhand einiger Beispiele wird nachfolgend auf diese Zusammenhänge eingegangen.

Im westlichen Münsterland führte die besondere geologische Situation zur Entwicklung eines bunten Bodenmosaiks. In diesem Raum stehen die Kreideschichten in petrographisch stark unterschiedlicher Zusammensetzung (Ton, Mergel, Kalkstein, Sand und Schluff) an und im Bereich tektonischer Störungen treten Sedimente des Buntsandsteins und Muschelkalks auf. Außerdem greift das niederländische Tertiär

in toniger Fazies über. Das wechselvolle geologische Bild wird verstärkt durch die quartäre Bedeckung in Form von Flug- und Talsanden, Terrassenkies oder Geschiebelehm. Die durch diese Substrate bedingten Reliefunterschiede und die differenzierten Wasserverhältnisse ließen Böden mit den verschiedensten Eigenschaften in kleinflächiger Verbreitung unmittelbar nebeneinander entstehen.

Bei dieser starken Unausgeglichenheit mußten bereits bei der Geländeaufnahme im Maßstab 1:50 000 von Fall zu Fall verschiedene Kriterien vorrangig behandelt werden, um eine sinnvolle Zusammenfassung der Böden zu erreichen. So wurden die Einheiten entweder nach genetischen, physikalischen sowie geologischen Gemeinsamkeiten oder auch nach morphologischen Kriterien ausgegrenzt. Nur durch starke Vereinfachung gelang es, die Anzahl der Bodeneinheiten des in Rede stehenden Blattes 3906 Vreden auf die empfohlene Höchstgrenze von etwa fünfzig zu beschränken.

Diese außerordentliche Differenzierung erschwert die Auswertung der Bodenkarte für planerische Anliegen; sie ist jedoch bei derartigen Verhältnissen besonders wichtig. Die überlagte Planung sollte hier das Naturpotential gleichrangig mit wirtschaftlichen und gesellschaftspolitischen Aspekten bewerten. Da eine direkte Übersetzung der Bodeneinheiten, im Gegensatz zu homogenen Gebieten, außerordentlich schwierig ist, müssen in engster Zusammenarbeit von Planungsbehörden und Bodenkundlern Planungseinheiten geschaffen werden, die verschiedene Bodeneinheiten zusammenfassen, d. h. die Bodeneinheiten sind zu größeren ökologischen Raumeinheiten zu erweitern.

Anhand dieser Raumeinheiten ergeben sich dann Einblicke in die Leistungsfähigkeit des Bodens und damit Hinweise auf verschiedene Nutzungsansprüche, wie optimale landwirtschaftliche Nutzung, Bebauung und Straßenbau, Mülldeponie, Erholungswert und Grundwassergewinnung.

Als Beispiel für gleichförmige Bodenverhältnisse sei der im Städtedreieck Gütersloh-Lippstadt-Paderborn gelegene Ausschnitt der süd-östlichen Münsterschen Tieflandsbucht genannt, der teilweise vom Kreisgebiet Wiedenbrück eingenommen wird. Quartäre Sande (Nachschütt- und Niederterrassensand sowie Flug- und Dünen sand) herrschen als Ausgangsmaterial der Böden vor, Kalke und Mergel der Oberkreide und Geschiebelehm treten dagegen sehr zurück. In dieser weiten, nur wenig gegliederten Niederungslandschaft hat das Grundwasser große Teile der Böden entscheidend geprägt. Gleye bis Niedermoore der tieferen Lagen wechseln mit Gley-Podsolen und Podsolen der schwachen Aufwölbungen ab. Angesichts dieser Einheitlichkeit wird verständlich, wenn sich diese bodenkundliche Situation auf Bodenkarten 1:50 000 in 15 - 20 Einheiten ausdrücken läßt. Dabei kann die Einheit "Gley aus Sand" bis zu 50 % der Gesamtfläche einer Karte umfassen.

Bei der planerischen Auswertung sind nicht die Schwierigkeiten zu erwarten, wie sie im vorherigen Beispiel angedeutet wurden. Die Bodeneinheiten lassen sich im wesentlichen unverändert in ein übergeordnetes Konzept übernehmen, ökologische Raumeinheiten sind nur dort zu bilden, wo Gleye, Podsole und deren Übergangsformen relativ engräumig wechseln oder/und kreidezeitliche und Ablagerungen der Grundmoräne als bodenbildende Substrate erscheinen.

Die seit altersher landbaulich genutzten Flächen mit vergleichsweise geringer Produktionskraft (Wertzahlen nach der Bodenschätzung von 20 - 35) erleiden nur in der Randzone einzelner Klein- und Mittelstädte nennenswerte Verluste; unter Berücksichtigung von Bodenkarten dürfte eine volkswirtschaftlich sinnvolle Standortwahl für Wohn- und Industriebereiche möglich sein.

Relativ einheitliche Bodenverhältnisse weisen auch die Flußterrassenlandschaften am linken Niederrhein in der Ballungsrandzone z. B. westlich von Duisburg-Düsseldorf auf. Der sandig-kiesige Untergrund ist von mehr oder weniger mächtigen Lösschichten verhüllt oder trägt 1 - 2 m starke Decken aus meist lehmigen Hochflutbildungen.

Als weitere quartäre Sedimente sind Flugsand und Sandlöß abgelagert. Entsprechend den Geländeformen wechseln die genannten Bodentypen kleinflächig, oder einzelne, z. B. die Parabraunerden der Lößgebiete,

dehnen sich weitflächig aus. Die bodenkundliche Situation läßt sich auf Bodenkarten 1:50 000 in 20-30 Einheiten erfassen (s. Blatt L 4704. Krefeld).

Eine hochentwickelte Landwirtschaft (Bodenwertzahlen von 50-80) ringt um die Erhaltung ihres Flächenbestandes. Dem Acker- und Grünland, mit eingestreuten Waldparzellen, kommt hier nicht nur ein Produktions-, sondern auch ein bedeutender Erholungswert zu. Dem Planer obliegt es, bei Wahrung dieser Werte den Anforderungen von Industrie, Verkehr, Wohnsiedlung etc. mit geringstem volkswirtschaftlichem Schaden gerechtzuwerden. Dabei können ihm Bodenkarten, die sich in diesem Raum planerisch leicht ausdeuten lassen, eine wertvolle Hilfe leisten.

Die Westfälische Tieflandsbucht grenzt im Süden an das Rheinische Schiefergebirge, das mit Bergischem Land, Sauer- und Siegerland ein typisches Mittelgebirge darstellt. Dieses erreicht Höhen bis zu 800 m; die mittlere Jahreswärme beträgt 6 - 8° C, und die Niederschläge belaufen sich auf 800-1200 mm. In dem lebhaften Relief äußern sich die wechselvolle geologisch-tektonische Vergangenheit, Gesteinsunterschiede, gegensätzliche Klimaabläufe und das Wirken von Solifluktion, Erosion und Akkumulation. Dadurch sind Aussehen und Eigenschaften der heutigen Böden vorgezeichnet. Ihr Ausgangsgestein läßt sich dreifach unterteilen in Silikatgesteine (Ton-, Siltschiefer, Sandstein etc.), kalkige Gesteine (meist Massenkalk) und Löß. Letzterer ist als Lößlehm, deckenförmig oder in Resten, selbst in höheren Berglagen immer wieder nachzuweisen.

Überwiegend durch kaltzeitliche Umlagerungsvorgänge ist ein Bodengemisch entstanden, das körnungsmäßig als schluffiger Lehm eingestuft wird und in der Mächtigkeit stark schwankt. Die oft gesetzmäßig an Geländeformen geknüpften Mächtigkeitsunterschiede (z. B. Gegensatz Mulde/Steilhang) werden nach Möglichkeit bei der Abgrenzung der Bodeneinheiten berücksichtigt. Bis zu zehn Einheiten reichen aus, um die charakteristische Bodenlandschaft unter Außerachtlassung weniger verbreiteter Bodentypen zu erfassen. Die vorherrschenden Braunerden mittlerer Entwicklungstiefe (30 - 80 cm) gehen in Kamm- und steilen Hanglagen in flachgründige Braunerden oder Ranker über. Die Bodenschätzung drückte diese Verhältnisse in Wertzahlen (Ackerzahlen) bis zu höchstens 50 aus. Braunerden großer

Entwicklungstiefe sind an Hangfußlagen und Mulden gebunden. Dort und auf ausgedehnteren Terrassenflächen sind auch Lößlehme an der Bodenbildung beteiligt, was zu Wertzahlen bis zu 70 ausgedrückt wird. Relikte von Verwitterungslehmen tertiär-pleistozänen Ursprungs sind weniger verbreitet und treten verschiedentlich auch in Verbindung mit Lößlehm auf; die Staunässe hat in der Regel zur Entwicklung von Pseudogleyen geführt.

Die Talbereiche der Hauptflüsse Ruhr, Sieg, Lenne u. a. werden bevorzugt von 1 - 3 m mächtigen Braunen Auenböden aus sandig-schluffigem Lehm eingenommen, der zugleich ein Filter für größere Wasservorräte im unterlagernden Kieskörper darstellt. Die bachdurchflossenen Seitentäler der Hauptwasserläufe enthalten bei hohen Grundwasserständen Gleye und Naßgleye; die Stärke der Bodendecke beträgt 0,8 - 1,5 m.

Im höheren Sauer- und Siegerland werden bis zu 75% der Gesamtfläche waldbaulich genutzt, während der Waldanteil in dem nach Boden und Klima bessergestellten Bergischen Land auf unter 50% absinken kann. Auf den landwirtschaftlich bewirtschafteten Flächen hauptsächlich der reinen "Schieferverwitterungsböden" ist seit einigen Jahrzehnten ein Rückgang des Ackerbaus zugunsten der Grünlandnutzung zu verzeichnen. Dieser Trend hat sich heute infolge der veränderten Agrarstruktur verstärkt. Von der sogenannten Kulturbrache im Nahbereich einzelner industrieller Schwerpunkte sind im wesentlichen jedoch nur Grenzertragsböden erfaßt.

Die Bodenkarten 1:50 000 vermitteln einen guten Überblick über die regionale Verteilung der mit unterschiedlicher Produktionskraft ausgestatteten landwirtschaftlichen Nutzflächen. Hier müßte die Planung ansetzen, wenn es um die Erhaltung eines Wirtschaftszweiges und die Ausweisung agrarischer Vorranggebiete geht. Denn nach wie vor ist die Landwirtschaft in bestimmten Zonen des Mittelgebirges durch die relative Gunst von Klima, Boden, Verkehrslage usw. wettbewerbsfähig; selbst die unumgängliche Mechanisierung zahlreicher Arbeitsvorgänge ist dort bei abgeschwächter Hangneigung (bis zu 20%) durchführbar.

Eine immer bedeutsamere Rolle als Erholungsfaktor für die Bevölkerung der Ballungsräume an Rhein und Ruhr spielen diese reizvollen Mittelgebirgslandschaften. Ihre besondere Anziehungskraft und therapeutisch bedeutsame Heilwirkung gehen aus von dem steten Wechsel zwischen Wald, Grünland und Ackerflächen, die bei einer Umstellung der Nutzung, z. B. durch monotone Aufforstung, nicht mehr gegeben wären. In naher Zukunft werden produktionstechnische und landschaftspflegerische Maßnahmen als Einheit zu betrachten sein, wenn es um die Bewertung der Landwirtschaft in diesem Gebirgsraum geht. Bei solchen planerischen Überlegungen leisten Bodenkarten eine wesentliche Hilfe. Aus ihnen lassen sich auch die Bodenverhältnisse in breiten Talauen ablesen, die wegen ihrer zunehmenden Bedeutung als Grundwasserreserve unbedingt zu schützen sind. Die Überbauung durch Gewerbe- und Industrieanlagen ist auf das notwendigste Maß zu beschränken. Allgemein sollte man gerade im Mittelgebirge bei Flächenansprüchen unserer Industriegesellschaft auf die land- und forstwirtschaftlich weniger wertvollen Böden ausweichen und bei Planentwürfen Bodenkarten zu Rate ziehen.

3. Schlußbemerkung

Im Vorstehenden ist allgemein und speziell auf die Bedeutung der Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50 000 für die Landschaftsplanung eingegangen. Folgende Aspekte seien noch einmal herausgestellt:

Entsprechende gesetzliche Vorschriften und stark wachsende Nachfrage nach Bodenkarten verlangen eine möglichst rasche Vollendung des Kartenwerks.

Die Karten müssen, übersichtlich und gut lesbar, die bei der Planung auftretenden Fragen verständlich und sachgerecht beantworten. Die Zuordnung der Böden zu Planungseinheiten obliegt nicht der Bodenkunde.

Der Maßstab 1:50 000 wurde gewählt, weil sich das entsprechende Kartenwerk durch eine gute Topographie und Laufendhaltung auszeichnet und dieses den von der Planung gestellten Ansprüchen inhaltlich besonders entgegenkommt. Die bodenkundliche Bearbeitung erfolgt, bei ausreichender Genauigkeit der Angaben, schnell und in dem vorgesehenen Zeitraum.

Die enge Zusammenarbeit mit den Planungstellen gewährleistet eine zweckmäßige Gestaltung der Bodenkarte, eine sinnvolle Arbeitsplanung (z. B. Abstimmung des Kartierprogramms auf den kurz- bis mittelfristigen Bedarf) und eine möglichst optimale Auswertung des Karteninhalts.

LITERATUR

- Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde: Kartieranleitung. Anleitung und Richtlinien zur Herstellung der Bodenkarte 1:25 000. 169 S., 4 Abb., 30 Tab., 1 Taf., Hannover 1971
- Dahmen, F.W.: Landschaftsplanung, eine notwendige Ergänzung der Landes-, Orts- und raumbezogenen Fachplanung. - Kleine Schriften d. Deutsch. Verb. f. Wohnungswesen, Städtebau und Raumplanung, 51, 27 S., Köln 1971
- Dittrich, E.: Raumordnung und Landespflege in der Bundesrepublik. - Natur und Landschaft, 44, S. 103-105, Bad Godesberg 1969
- Kiemstedt, H.: Landespflege und Raumordnung. - Natur und Landschaft, 44, S. 106-107, Bad Godesberg 1969
- Mertens, H. & Paas, W.: Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50 000, Bl. L 4704 Krefeld, Krefeld 1969
- Mertens, H.: Bodenkarte des Kreises Wiedenbrück 1:50 000, Krefeld und Wiedenbrück 1972
- Mückenhausen, E.: Die Aufgaben der Bodenkunde in Gegenwart und Zukunft. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 8, S. 5-7, Göttingen 1968
- Schlichting, E.: Bodensystematik und Bodensoziologie. - Z. Pflanzen-ernährung., Bodenkunde, 127, S. 149, Weinheim 1970
- Wirth, W. (in Lusznat, M.): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25 000, Erl. Blatt 5014 Hilchenbach, Böden, S. 220-235, 1 Tab., 1 Taf., Krefeld 1970
- Schraps, W.G.: Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50 000, Blatt L 3906 Vreden, Krefeld 1972
- Raumordnungsgesetz vom 8. April 1965. - BGBl. I, S. 306, BGBl. III 2300-1-
- Landesplanungsgesetz Nordrhein-Westfalen v. 7. Mai 1962. - GV.NW.S.229 -



Im Maßstab 1:50 000 bearbeitete Gebiete
 von Nordrhein - Westfalen



gedruckt in Druckvorbereitung



Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 16, S. 56 - 61 (1972)

Übersichts- und Planungskarten 1 : 50 000 und 1 : 25 000 in
Schleswig-Holstein. Darstellung der Bodenverhältnisse unter
Berücksichtigung verschiedener Sicherheitsgrade der Kartiereinheiten

von
H. Finnern *)

Bodenkartierungen des Geologischen Landesamtes Schleswig-Holstein erfolgten in den Marsch- und Moorgebieten in größerem Umfang - Maßstab 1 : 5000 - seit 1957. Ab 1964 konnten fast 200 Karten dieses Maßstabes in eigener Siebdruckanlage hergestellt werden. Diese Aufnahmen im Rahmen des "Programm Nord" dienen der Erfassung der Böden, der Feststellung ihrer flächenhaften Verbreitung und der Bestimmung ihrer Nutzungseignung. Die Unterlagen wurden erarbeitet für Wasserwirtschaft, Bauplanung, Land- und Forstwirtschaft und Landesplanung.

Vorgestellt werden drei verschiedene Kartenwerke in den Maßstäben 1 : 25 000 und 1 : 50 000. Bodeneignungskarte, Karte der Holozänmächtigkeit und Baugrund-Übersichtskarte.

Bodeneignungskarte der Niederungen von Schleswig-Holstein 1:25 000.

Grundlage dieser Karte bildeten großmaßstäbliche Bodenkarten 1 : 5 000. Erst aufgrund der Feststellung bodenkundlicher Kriterien (Bodenart und Mächtigkeit, Schichtwechsel, Gefüge, Kalkgehalt, Verdichtung, Torfart und Zersetzungsgrad, Vernässung durch Stau- oder Grundwasser u.a.) können nachfolgende Überlegungen zur Bodeneignung angestellt werden, wobei auch die Frage des Nutzungswandels der Böden mit erfaßt werden kann.

*) H. Finnern, Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein,
23 Kiel-Wik, Mercatorstraße 7

In enger Zusammenarbeit mit dem MELF Schleswig-Holstein wurde aus den bodenkundlichen Werten eine siebenstufige Skala aufgestellt, die von sehr guten Ackerböden (Flächenfarben dunkelgelb, gelb, dunkelgrün, grün, rot) bis zum Ödland reicht. In der Legende sind der Bodeneignung Spalten für die entsprechenden Kartiereinheiten, Bemerkungen über die Nutzung und Flächenangaben in ha und Prozent gegenübergestellt. Bisher sind 12 Karten ausgedruckt, die Auflagehöhe beträgt 100 Stck.

Karte der Holozän-Mächtigkeit 1 : 25 000

Diese Karte - als Beiblatt zur Geologischen Karte 1 : 25 000 - gibt die Mächtigkeit der holozänen Ablagerungen (Torfe, humose Tone, Tone) über dem pleistozänen Untergrund in Metern unter Flur an. Die Flächenfarben reichen von braunrot (Holozänmächtigkeit 0 - 2 Meter) über hellgelb, gelb, hellgrün, grün bis blau.

Aus geologisch-bodenkundlichen Karten 1 : 5 000 wurden die Holozän-Mächtigkeitkarten (bisher 6 Karten, Auflagehöhe 100 Stck.) entwickelt. Sie können besonders für die Wasserwirtschaft (Fragen der Sackung) und für die Bauwirtschaft wichtige Entscheidungshilfen für ihre Planungen geben, z. T. in Verbindung mit der Bodeneignungskarte.

Übersichtskarte des Baugrundes Wirtschaftsraum Brunsbüttel 1:50 000

Diese Karte - in Zusammenarbeit von Bodenkunde und Baugrund fertiggestellt - bringt Angaben über die Bodenverhältnisse, das Grundwasser und die Baugrundeigenschaften. Unterschieden werden Geest und Strandwälle, sandreiche und tonreiche Marsch, Aufschüttungen, sowie Marsch- und Mooregebiete mit unterschiedlicher Mächtigkeit der Weichschichten aus Torf, Mude, Torf/Tongemisch, humosen und sandarmen Tonen. In der Legende werden weiterhin Angaben zur Gründung (Flach- und Pfahlgründung u.a.) und zum Straßenbau (Teilauskofferung, Bodenaustausch u.a.) gemacht.

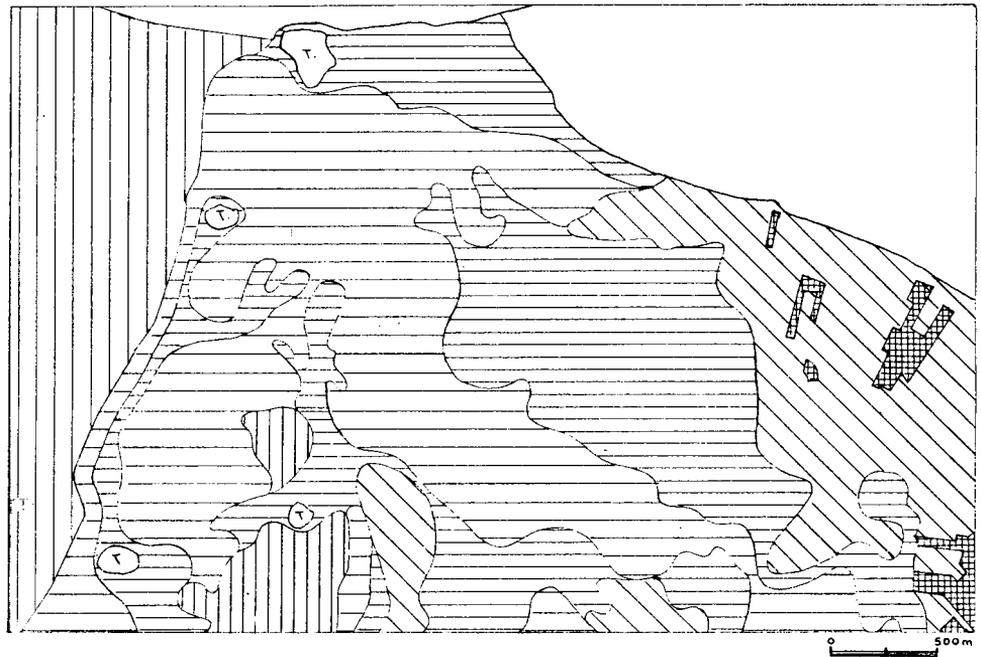
Da nur für ein Teilgebiet großmaßstäbliche Karten vorlagen, das übrige Gebiet keine derartige Häufung von Bohrungen aufwies, wurde der unterschiedliche Sicherheitsgrad der Kartiereinheiten im Druck berücksichtigt. Die kartierten Flächen erhielten Vollfarbe: Geest und Strandwall - braun, sandreiche Marsch - gelb, tonreiche Marsch - blau, Marsch und Moor - rot bis violett, Aufschüttungen - Raster. Die Gebiete ohne Spezialaufnahme wurden durch breite Schrägschraffe in Farbe der vermuteten Kartiereinheit abgegrenzt.

Die Karte (1. Aufl. 250 Stck., 2. Aufl. 150 Stck.) ist besonders für Städte, Gemeinden, Baufirmen u. a. für die Planungen von großem Nutzen.

LITERATUR

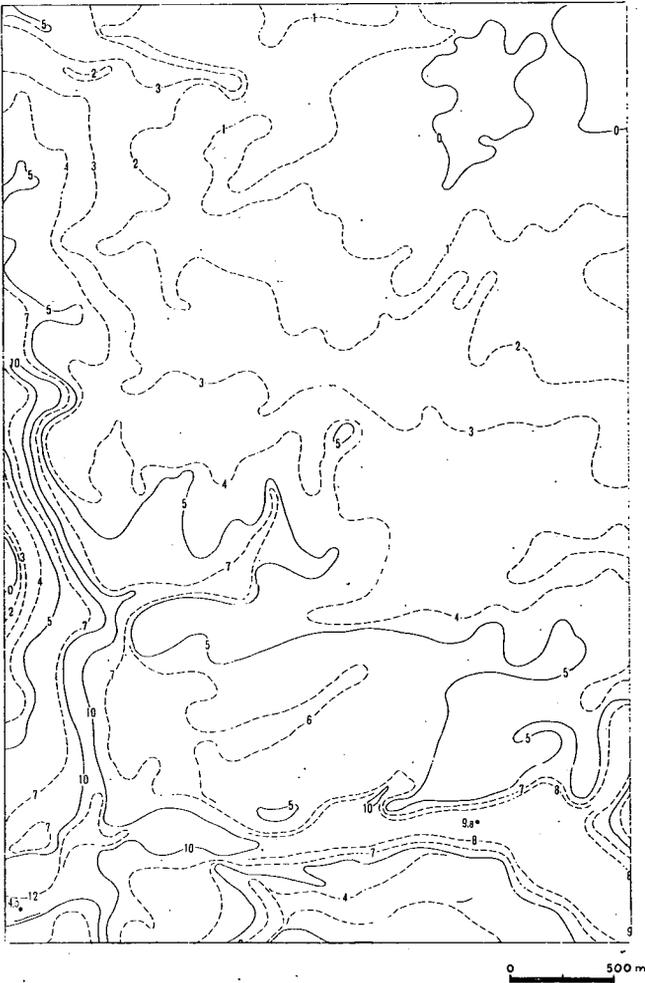
- Elwert, D. und H. Finner: Erläuterung zur Bodenkarte 1 : 5 000 der Eiderniederung Sialverband Sorgekoog Nord. 24 S., 6 Tab., Geologisches Landesamt Schlesswig-Holstein, Kiel 1966
- Müller, W.: Die Bodenkartierung in Niedersachsen. - Beiheft zum Geol. Jb. 99, 4-12, Hannover 1971
- Schroeder, D. und G. Brümmer: Zur Genese und Klassifizierung der Marschen, Mitt.d.Deutschen Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 8, S. 243-245, 1968
- Stremme, H. E. und H. Finner: Die Böden der Eiderniederung in der Mannigfaltigkeit ihrer Eigenschaften und Verbreitung. Das Unternehmen Landentwicklung, Programm Nord, Eideraum. Materialsammlung der Agrarsoz. Ges. e.V., Nr. 62, S. 289-295, Kiel 1967

Abb. 1: Ausschnitt Bodeneignungskarte der Niederungen von Schleswig-Holstein 1 : 25 000, Blatt Husum 1520, Bearbeiter H. Finnern



-  sehr gute und gute Ackerböden
bzw. Grünlandböden
-  gute und mittlere Ackerböden
sehr gute und gute Grünlandböden
-  sehr gute und gute
Grünlandböden
-  mittlere Grünlandböden
-  gering- oder minderwertige
Grünlandböden
-  Ödland
-  Geestböden

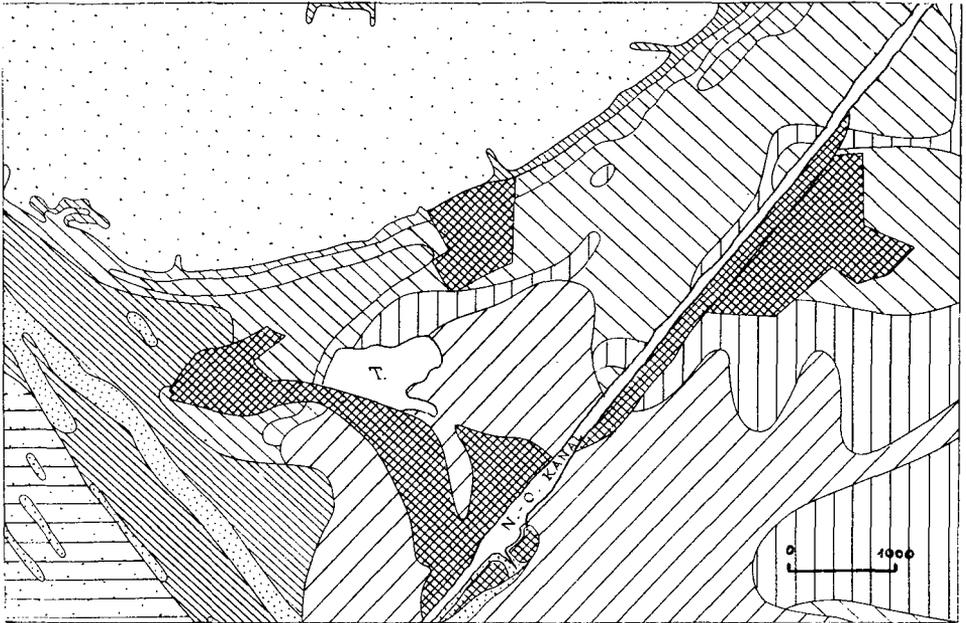
Abb. 2: Ausschnitt Geologische Landesaufnahme von Schleswig-Holstein,
1 : 25 000, Holozän-Mächtigkeit, Blatt Meggerdorf 1622,
Bearbeiter D. Elwert



Holozän-Mächtigkeit in Metern unter Flur

Abb. 3: Ausschnitt Übersichtskarte des Baugrundes Wirtschaftsraum
Brunsbüttel 1 : 50 000

Bearbeiter R.G. Brand, H. Finnern, P.-H. Ross, G.A. Seifert



-  Geest (Sande und Geschiebelehme bzw. - mergel)
-  Strandwall (Fein-, Mittelsande)
-  sandreiche Marsch (Wechsellagerung von Ton und Feinsandschichten, Sand mind. 5,0 m)
-  tonreiche Marsch (Wechsellagerung von Ton und Feinsandschichten, Sand weniger als 5,0 m)
-  Marsch und Moor (Weichschichten aus Torf, Mudde, Torf/Tongemisch, humosen und sandarmen Tonen 0 - 5 m mächtig)
-  Marsch und Moor (Weichschichten 5 - 10 m mächtig)
-  Marsch und Moor (Weichschichten 10 - 15 m mächtig)
-  Marsch und Moor (Weichschichten mehr als 15 m)
-  Aufschüttungen

Mitteilgn. Dtech. Bodenkundl. Gesellsch. 16, S. 62 - 67 (1972)

Standortsgruppenkarten 1 : 50 000
als Planungsunterlagen für das Eifel-Hunsrück-Programm

von
H. Lothhammer *)

Im Jahre 1969 wurden in Rheinland-Pfalz die ersten Vorbereitungen getroffen, um die Regionalen Aktionsprogramme des Ministeriums für Wirtschaft und Verkehr durch landwirtschaftliche Entwicklungsprogramme des Ministeriums für Landwirtschaft, Weinbau und Umweltschutz zu ergänzen. Dabei sollte neben den in die Regionalen Aktionsprogramme einbezogenen Räumen, wie z. B. das Eifel-Hunsrück-Gebiet, auch die Region Südpfalz aufgrund ihrer ungünstigen Agrarstruktur untersucht werden. So war es dann im Sommer 1971 möglich und dringend notwendig, an beiden Programmen gleichzeitig zu beginnen: Eifel-Hunsrück: 1 : 50 000, Südpfalz: 1 : 10 000; bei Eifel-Hunsrück mußten die Karten bis Jahresende fertiggestellt sein.

Während gegenwärtig noch in 1 : 10 000 in der Südpfalz kartiert wird, ist bei der Erarbeitung von Kartenmaterial in 1 : 50 000 eine zunächst vorübergehende Zäsur eingetreten.

Der zu bearbeitende Bereich Eifel-Hunsrück umfaßt den gesamten Regierungsbezirk Trier, dazu den Landkreis Cochem-Zell und die Verbandsgemeinde Adenau des Regierungsbezirks Koblenz.

Einige wichtige Daten vorweg:

| | |
|--------------------------|------------|
| <u>Gesamtfläche:</u> | 589.081 ha |
| Waldfläche: | 240.278 ha |
| landwirtsch. Nutzfläche: | 280.977 ha |
| Ø 95 E/km ² : | |

Parallel zu unseren Arbeiten (s. Standortsgruppengliederung im Anhang) führten die beiden in Rheinland-Pfalz tätigen Siedlungs-

*) Dr. Heinz Lothhammer, Geolog. Landesamt Rheinland-Pfalz, 65 Mainz, Flachsmarktstr. 9

gesellschaften eine sogenannte Kartierung der Grenzertragsflächen in 1 : 10 000, auf der Grundlage der Bodenschätzung, durch. Gemeinsames Ziel war es, klar herauszuarbeiten, wo die Gebiete mit potentiellen Grenzertragsflächen gehäuft auftreten, und wo bessere Standortverhältnisse noch einen Hoffnungsschimmer bei den heutigen Gegebenheiten auf dem Agrarsektor erwarten lassen.

Bearbeitung

Allgemein

Das Gesamtareal umfaßte 13 50 000er Blätter. Mit Ausnahme eines Blattes wurden die übrigen Karten von einem Bearbeiter mit Techniker bewältigt. Durch späte Bewilligung der Reisekosten und erheblichen Zeitdruck, standen - mit Unterbrechungen - nur 3 - 3 1/2 Monate für Geländearbeiten zu Verfügung.

Vorarbeiten im Amt

Als vorausschauende Bearbeitungshilfen - wenn auch bei äußerst knapper Zeit - waren im Amt u. a. gegeben:

Bodenkundliche und geologische Übersichtskarten, geologische Meßtischblätter, Studium der topographischen Karten, teilweise Abgrenzung der Geländeneigungsstufen.

Übertragung der Klimazonen in die topographischen Karten.

Die Flächenanteile der einzelnen Klimazonen verteilen sich annäherungsweise wie folgt:

| <u>Zone</u> | <u>%</u> |
|-------------|----------|
| I | 8 |
| II | 15 |
| III | 43 |
| IV | 34 |
| | <hr/> |
| | 100 |

Geländearbeiten

Bei den Geländearbeiten sind u. a. folgende Hilfsmittel gegeben und zu beachten:

1. Morphologische Hilfsmittel

- a: Neigungsstufen des Geländes.
- b: Abgrenzung von erodierten Rücken, Hangschultern und Oberhängen.
- c: Akkumulation in Senken, Mulden und Unterhängen, unter besonderer

Berücksichtigung der Wasserverhältnisse.

d: Auftreten von Härtlingerrippen des teilweise im Tertiär verwitterten Unterdevon.

2. Geologische und quartärgeologische Verhältnisse und ihr Wechsel,

z. B.

a: Auftreten von Schichtstufen im Bereich der Trias.

b: Äolische Sedimentation des Eifelvulkanismus.

c: Lößanwehungen.

3. Exposition

Besondere Beachtung trockenheitsgefährdeter Südost-, Süd- und Südwesthänge, die im Trockenjahr 1971 besonders deutlich im Bereich der Klimazonen I + II, auch bei III deutlich zutage traten.

4. Kleinklima

Beachtung kleinklimatischer Differenzierungen bei Luv- und Lee-Seiten von Wind und Niederschlägen (z. B. Schneifel). Die einzelnen Klimazonen - s. Gliederung im Anhang - wurden schon bei den Vorarbeiten abgegrenzt.

5. Sondierungen etc.

Sondierungen allgemein bis 1 m,

Begehung der Flächen (u. a. Feststellung von Trockenrissen und -spalten) und Begutachtung der Vegetation.

Ausarbeitung der Karten

- A. Zunächst Hochzeichnen der Waldflächen, Ortslagen und größerer Verkehrsflächen etc. von der topographischen Karte - möglichst neuesten Datums - auf Transparent-Vorlage, durch Bearbeiter oder Techniker.
- B. Die von der Staatskanzlei zur Verfügung gestellten Geländeneigungskarten werden vom Bearbeiter überprüft, korrigiert und ihre Grenzen auf vorgenanntes Transparent übertragen.
- C. Die in den Feldkarten eingetragenen Standortsgruppen werden ebenfalls in bezeichnetes Transparent übernommen.

- D. Das nun vorliegende Transparent-Original wird abgelichtet und koloriert, wobei aus Gründen der Übersicht nur die Standortsgruppen A und E ein besonderes Farbsymbol erhalten, während $B_1 + B_2$, $C_1 + C_2$, $D_1 + D_2$ zu je einer Gruppe zusammengefaßt werden. Diese Karten, sowie transparente Ablichtungen der Vorlagen werden dem Ministerium für Landwirtschaft, Weinbau und Umweltschutz übergeben.
- E. Dort werden die kolorierten Blätter zu einer großen, übersichtlichen Wandkarte zusammengefügt (2 Teilblätter).
- F. Die gegebenen Standortsaussagen werden nun gemeindeweise in Beziehung zur Agrarstruktur und möglichen Ertragsfähigkeit der Böden gesetzt; dies geschieht unter Heranziehung der regionalen landwirtschaftlichen Beratungsstellen. Dabei zeigt sich beispielsweise im Gebiet der Verbandsgemeinde Adenau - par excellence - die erdrückende Dominanz schlechter und schlechtesten Standorte, bei gleichzeitig hoffnungsloser Agrarstruktur mit nur sehr wenigen Vollerwerbsbetrieben und ständiger Ausbreitung unbewirtschafteter landwirtschaftlicher Nutzflächen. Hierzu noch einige Angaben als Kurzinformation zur Verbandsgemeinde Adenau:

| | |
|---|--------|
| Einzelgemeinden: | 39 |
| Gesamtfläche (ha): | 25 699 |
| Waldfläche (1971, ha): | 16 411 |
| landwirtsch. Nutzfläche (1971): | 8 575 |
| Gesamtzahl der landwirtsch. Betriebe (1968): | 1 411 |
| davon hauptberufl. bewirtsch.: | 145 |
| davon Vollerwerbsbetriebe: | 31 |

Schlußbetrachtung

Die vom Geologischen Landesamt Rheinland-Pfalz vorgelegten Karten beinhalten nicht nur die potentiellen Grenzertragsstandorte, sondern zeigen im vorgegebenen Maßstab das gesamte Standortsgruppen-Spektrum in Form von Übersichtskarten auf. Bei dem Maßstab 1 : 50 000 ist es unumgänglich, die im Gelände angetroffenen Fakten stark generalisiert auf der Karte darzustellen.

Die in unserem Amt 1971 überarbeiteten und nun erstmals im Eifel-Hunsrück-Programm in großem Umfang angewandte Systematik der Standortsgruppen hat sich in der Praxis gut bewährt. Dadurch war es möglich, das Gros der mittleren bis mäßigen Böden ($C_1 + C_2$) der rheinland-pfälzischen Mittelgebirgslagen in ihrer Vorherrschaft augenfällig darzustellen, während wirklich gute und beste Böden ($A, B_1 + B_2$) innerhalb dieser Region in der absoluten Minderheit sind.

Die Flächen mit sogenannten Grenzertragsböden (D_1, D_2, E) nehmen generell 25 - 30 % der gesamten LM ein, markungswise auch 75 - 80 %, sind allerdings in ihrer Verbreitung regional verschieden.

Das MLWU würde es sehr begrüßen, wenn das hier begonnene, vorplannede und vor allem übersichtliche Kartenwerk landesdeckend fertiggestellt werden könnte.

Mainz, den 26. September 1972

STANDORTSGRUPPEN DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN NUTZFLACHE (ACKER-U. GRÜNLAND) ; Maßstab : 1 : 50 000

| Standortsgruppen | Geländeneigung | Hauptmerkmale des Bodens | Wertzahl der Bodenschätz. | Klima |
|------------------|----------------|---|---------------------------|---|
| A | 0-10% | tiefgründig | > 65 | Angaben durch Abgrenzung von Klimazonen |
| B ₁ | | mittel-bis tiefgründig | 65-45 | |
| C ₁ | | mittel-bis flachgründig u./od. vernässt | 45-35 | |
| D ₁ | | flachgründig u./od. nass (vermoart) | < 35 | |
| B ₂ | 10-20% | tiefgründig | > 55 | |
| C ₂ | | mittel-bis tiefgründig | 55-35 | |
| D ₂ | | mittel-bis flachgründig u./od. vernässt | < 35 | |
| E | >20% | ohne Angaben | ohne Angaben | |

| Klimazonen | Mittl. Jahres-temperatur | Mittl. Jahres-niederschläge | Klima |
|------------|--------------------------|-----------------------------|-----------------------------|
| I | + 9°C | ohne Angaben | Wein-Obstbau |
| II | < 9 °C | < 700 mm | Obst-Wintergetreide |
| III | < 9 °C | 700-800 mm | Winter-Sommergetreide |
| IV | ohne Angaben | > 800 mm | Sommergetreide-Berggrünland |

Bewertung : vorrangig

A

mittelmäßig

B₁, B₂

C₁, C₂

schlecht (Grenzstandorte)

D₁ (bedingt durch Bodeneigenschaften)

D₂ (bedingt durch Bodeneigenschaften und Geländeneigung)

E (bedingt durch Geländeneigung)

Bodenkartierung zur Beurteilung von Grundwasser-
entzugsschäden in der Landwirtschaft

2. Mitteilung

von R. Sunkel *)

In einer 1. Mitteilung (Sunkel 1970) wurde die Fragestellung für die Bodenkartierung und ihre Durchführung beschrieben und anhand von Beispielen gezeigt, daß es mit Hilfe einer Bodenkartierung möglich ist, Voraussagen über die Auswirkungen einer Grundwasserabsenkung auf die landwirtschaftliche Nutzung und über zu erwartende Schäden zu machen, nach einer zurückliegenden Absenkung frühere Grundwasserstände und die frühere Nutzungseignung nachträglich festzustellen und damit zugleich ihre Veränderung sowie bereits eingetretene Schäden zu erfassen. Diese Ausführungen wurden im Hinblick auf das Thema der Tagung der Kommission V der Deutschen bodenkundlichen Gesellschaft vom 11. bis 14. September 1972 in Löwenstein bei Heilbronn - Erfahrungen mit der Darstellung der Bodenverhältnisse für die Landschaftsplanung - ergänzt. Dabei wurde insbesondere die in der 1. Mitteilung wiedergegebene Legende, die Ermittlung der landwirtschaftlichen Nutzungseignung, die Auswirkung der Grundwasserabsenkung bei den einzelnen Kartiereinheiten und die Auswertung vorhandener Bodenkarten beschrieben.

Die Legende enthält ausschließlich Sand- und schwach lehmige Sandböden, die wegen ihrer geringen Wasserkapazität Trockenperioden nur schlecht überbrücken können und auf denen das Grundwasser für die Versorgung der Pflanzen deshalb besondere Bedeutung hat.

*) Landesanstalt für Immissions- und Bodennutzungsschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 43 Essen, Wallneyer Str. 6

Die Legende ist nach den mittleren Grundwasserflurabständen gegliedert und enthält ausführliche Angaben über den Wasser- und Lufthaushalt der Böden, ihre Überwiegende landwirtschaftliche Nutzungseignung und die Auswirkungen einer Grundwasserabsenkung. In den einzelnen Kartiereinheiten kommen jeweils mehrere Bodentypen vor, und gleiche Bodentypen können in verschiedenen Kartiereinheiten vertreten sein, je nachdem wie die Nutzungseignung der Böden beurteilt wird.

Zur Ermittlung der landwirtschaftlichen Nutzungseignung werden vor Beginn der Kartierung alle erhältlichen Grundwasserbeobachtungsergebnisse ausgewertet, um die augenblicklichen Grundwasserstände auf das langjährige Mittel beziehen und evtl. bestehende langfristige Absenkungen erkennen und berücksichtigen zu können. Während der Kartierung werden nicht nur rein bodenkundliche Gesichtspunkte berücksichtigt, sondern noch möglichst viele andere Standortfaktoren, die für die Beurteilung des Grundwasserinflusses auf die Vegetation wichtig sind. Neben der Geländeform wird die Vegetation selbst mit zur Beurteilung herangezogen (Kulturart, Pflanzenbestand), ganz abgesehen davon, daß auf dem Grünland neben der Bodenkartierung von anderer Seite noch eine gesonderte pflanzensoziologische Kartierung durchgeführt wird. An bodenkundlichen Informationen wird soviel wie möglich gesammelt und besonderer Wert auf die Lage der Grenze zwischen Co- und Gr-Horizont, auf den Grundwasserflurabstand und das Verhältnis dieser beiden Merkmale zueinander gelegt. Die Gliederung der Legende nach dem mittleren Flurabstand ist nicht als starres Schema, sondern als grobe Einteilung zu verstehen. Das wesentliche Kriterium ist die Beurteilung der landwirtschaftlichen Nutzungseignung der einzelnen Kartiereinheiten. Im Zusammenhang mit der Kartierung werden erforderlichenfalls spezielle Untersuchungen über Wasserbindung und Wasserbewegung im Boden durchgeführt (Sunkel 1971).

Die Auswirkung der Grundwasserabsenkung wird in der Weise beurteilt, daß die in den einzelnen Kartiereinheiten zusammengefaßten Böden bei einer Absenkung über den mittleren Flurabstand hinaus, der

jeweils 2 Kartiereinheiten voneinander abgrenzt, die Nutzungseignung der entsprechenden trockeneren Kartiereinheit mit dem größeren Flurabstand erhalten. Bei zu nassen Standorten ist eine begrenzte Grundwasserabsenkung vorteilhaft. Bei einer Absenkung über 80 cm Flurabstand hinaus geht auf Sandböden der Grundwasseranschluß für Grünland, bei einer Absenkung über 130 cm hinaus der für Ackerkulturen verloren. Die Böden erhalten dann die ungünstigen Eigenschaften trockener Sandböden.

Sind großmaßstäbliche Bodenkarten vorhanden wird die Beurteilung von Grundwasserentzugsschäden wesentlich erleichtert, namentlich bei einheitlichem Bodenbildungsmaterial (Löß, Sand). In Auen- oder Moränelandschaften mit stark wechselnden Bodenverhältnissen oder generell bei Auftreten von geschichteten Böden ist aber eine Beurteilung des Grundwassereinflusses auf die Vegetation ausschließlich anhand einer Bodenkarte oft nicht möglich, selbst wenn eine ausführliche Erläuterung vorhanden ist. Auf der einen Seite kann man zwar zahlreiche Kartiereinheiten zusammenfassen, auf der anderen Seite besteht aber häufig die Notwendigkeit innerhalb bestimmter Kartiereinheiten hinsichtlich des Grundwasseranschlusses für die einzelnen Kulturarten stärker zu differenzieren.

LITERATUR

- Sunkel, R. : Bodenkartierung zur Beurteilung von Grundwasserentzugsschäden in der Landwirtschaft
Z. DEUTSCH. GEOL. GES. 122; 31-46 (1970)
- Sunkel, R. : Zum Wasseraufstieg aus dem Grundwasser in den Wurzelraum
Tagungsberichte der I.S.S.S., Stuttgart-Hohenheim
1971 (im Druck)

Die Problematik der Reinheit von Kartiereinheiten,
dargestellt an einem Beispiel aus der hannoverschen
Lößbörde

von

F. Bailly *)

Im Rahmen von Untersuchungen über die Genese von Lößböden wurden südwestlich von Hannover großmaßstäbliche Kartierungen in Landschaften mit Parabraunerden, Pseudogleyen und Gleyen durchgeführt. Die hier angetroffene Vergesellschaftung ist für weite Teile der Börde-Landschaften zwischen Hannover und dem Deister charakteristisch.

A. Kartiererergebnisse

Im Untersuchungsgebiet zwischen Ihme-Roloven und Hiddestorf (TK 25 Hannover 3624 und TK 25 Pattensen 3724) liegt einheitlich etwa 1,5 m Löß (größtenteils Lößlehm) über 1 m lehmigem Grundmoränenmaterial (20 % T, 20 % U) über sandig-kiesigem Material der Mittelterrasse (siehe auch Abb. 3). Die Landschaft ist eben bei einem äußerst geringen Gefälle von nur ca. 2 m auf 3 km (in Abb. 1 von S nach N). Gelegentliches Mikrorelief läßt sich zwanglos auf landwirtschaftliche Maßnahmen u. ä. zurückführen. -

Das hier nachweisbare engräumige Mosaik von Böden (Abb. 1) kann aus dem Oberflächenrelief nicht abgeleitet werden. Die Kartierung im Maßstab 1 : 10 000 erlaubte die Darstellung von 8 verschiedenen Kartiereinheiten. Die - im Zusammenhang mit der Problemstellung - wesentlichen Eigenschaften dieser Böden sind folgende:

- 1) Die Parabraunerden mit "normal" mächtigen B_t-Horizonten sind tiefgründig versauert. Ihre A₁-Horizonte (~10 % Ton) reichen bis etwa 55 cm u. Fl., ihre B_t-Horizonte (~20 % Ton)

*) Dozent Dr. F. Bailly, Fb. Gartenbau der Fachhochschule, 45 Osnabrück, Oldenburger Landstr. 24

bis etwa 110 cm u. Fl. Es folgen B_v - oder LFZ-Horizonte ($\sim 15\%$ Ton). -

- 2) In der Gruppe der Parabraunerden bis Pseudogleye mit "sitzengebliebenen" B_t -Horizonten wurden 5 verschiedene Kartiereinheiten unterschieden. Sie zeichnen sich dadurch aus, daß mit zunehmendem Nässe-Einfluß die Versauerung der tieferen Profil-Abschnitte geringer wird und schließlich die Carbonat-Grenze bis in eine Tiefe von nur etwa 65 cm u. Fl. ansteigt. Die B_t -Horizonte liegen höher und sind durchweg nur etwa 30 - 35 cm mächtig; sie zeichnen sich durch relativ hohe Ton-Gehalte (25 - 30 %) aus. In der feuchtesten der 5 Kartiereinheiten sitzt der geringmächtige, tonreiche B_t -Horizont unmittelbar dem carbonathaltigen C_{Ca} -Horizont (mit Lößkindeln) auf.
- 3) In der Gruppe der Pseudogleye bis Gleye ohne Tonverlagerung wurden 2 Kartiereinheiten unterschieden. Die Böden besitzen oberhalb der carbonathaltigen C_{Ca}/C_o -Horizonte schwach versauerte B_g -Horizonte, die zwischen maximal 60 cm und minimal 30 cm mächtig sind und deren Tongehalte knapp 20 % betragen. Außerhalb des Kartiergebiets führt die Bodenreihe zu Anmoorgleyen mit Wiesen-kalk. -

Die Kartierung erfolgte durch Bohrungen bis 2 m im Abstand von etwa 150 m; stellenweise liegen die Bohrpunkte aber auch wesentlich enger beieinander (Abb. 2).

Eine Reihe zusätzlicher Tiefbohrungen auf 4 m erlaubte es, die Ver-gesellschaftung dieser Böden auch in Form eines detaillierten Gelände-schnittes darzustellen, der zwar sehr stark überhöht wiedergegeben worden ist, die Gegebenheiten aber dennoch nicht sinnlos verzerrt (Abb. 3). Die Darstellung zeigt vor allem den eigentümlichen Verlauf der Carbonatgrenze, die sich stellenweise "kissenartig" aufwölbt. Die Ausdehnung dieser Carbonat-"Kissen", deren Grenzen im Gelände sehr gut kartierbar sind, zeigt eine deutliche Koizidenz zu a) dem Auftreten von Pseudogleyen bis Gleyen ohne Tonverlagerung, und b)

der Verflachung (bis gelegentlich wannenartigen Eintiefung) der Grundmoränen-Unterkante. Insbesondere aufgrund dieser Koinzidenz wurde eine Hypothese der Genese dieser Böden aufgestellt, bei der der unterschiedliche Wasserhaushalt an den einzelnen Standorten die wesentliche Rolle spielt.

B. Theorie der Bodengenese

Gezielte Untersuchungen, über die hier nicht berichtet wird, führten zu einer Theorie der Bodengenese (BAILLY, 1970). Sie ist in Abb. 4 zusammengefaßt worden:

Die Zone I umfaßt Standorte mit ungehinderter Sickerwasserbewegung und "normaler" Versauerung und Lessivierung.

In Zone II wirkt sich Grundwasser infolge Kontakt mit der Grundmoränen-Unterkante zeitweilig auch auf die oberen Bodenhorizonte aus. Entkalkung und Versauerung waren verlangsamt. Bei der Lessivierung blieben die B_t -Horizonte über carbonathaltigem Löß "sitzen"; sie folgten bei weiterer Entkalkung nicht in größere Tiefe nach.

In Zone III wirkt sich hydrogencarbonathaltiges Grundwasser langfristig auf den Oberboden aus. Die Versauerung ist sehr schwach und die Lessivierung fehlt.

Entsprechend dieser Theorie besitzt die Bodengesellschaft also eine deutliche Beziehung zu einem an der Oberfläche nicht erkennbaren Relief der Grundmoränen-Unterkante.

C. Kritische Auswertung der Bodenkarte

Mit Hilfe der Theorie war es möglich, a) mit einem relativ starren Raster von Bohrpunkten zu arbeiten (Abb. 2) und b) an bestimmten Stellen zusätzlich bewußt nach noch fehlenden Gliedern der Catena zu suchen. Insbesondere in der Mitte der Bodenkarte (Abb. 1) konnten auf diese Weise noch kleine, "Eier"-artige Flächen ausgetrennt werden, die nur hier und nirgends anders zu erwarten waren.

Nur gelegentlich unter Wald bestand die Möglichkeit, mit Hilfe der Vegetation (Krautschicht) bestimmte kleine Kartiereinheiten aufzufinden (Abb. 1, rechts halb oben). Eine eindeutige Beziehung zum Oberflächenrelief bestand nur ausnahmsweise (streifenartige Kartierflächen in Abb. 1, ganz links).

Daraus folgt:

1) Die Reinheit der hier dargestellten Bodenkarten ist notwendigerweise sehr unterschiedlich. Vermutlich ist die höchste Reinheit dort zu erwarten, wo aufgrund catenarer Beziehungen bestimmte Kartiereinheiten gesucht, gefunden und dargestellt wurden. Hier kann sich die Reinheit 100 % nähern (Pedotop ~~≠~~ Bodenindividuum).

2) Andere Kartiereinheiten können geringere Reinheit besitzen. Dies kann z. B. darauf beruhen, daß es in dieser Landschaft weitere Regelmäßigkeiten der Bodenvergesellschaftung gibt, die noch nicht bekannt und als Theorie formuliert sind. Manche Erscheinungen würden dann möglicherweise nur deswegen übersehen, weil nach ihnen nicht bewußt gesucht werden kann.

3) In ein und derselben Karte treten möglicherweise nebeneinander sowohl Pedotope (+ "reine" Kartiereinheiten) und Bodenkomplexe (gemischte Kartiereinheiten) auf, ohne daß dies in der Legende ausdrücklich Erwähnung findet.

D. Folgerungen

Die Frage nach der Reinheit von Kartiereinheiten kann allgemein auf Bodenkarten - hier speziell auf solche großer Maßstäbe - angewandt werden. Es ergeben sich in diesem Zusammenhang eine Reihe von Thesen:

- 1) Eine möglichst genaue Angabe der Reinheit der Kartiereinheiten ist anzustreben. Dabei sollte klar zwischen Pedotopen, Bodenkomplexen o. ä. unterschieden werden.
- 2) Nachkartierungen mithilfe von statistisch verteilten Bohrnetzen oder -reihen innerhalb bereits kartierter Flächen sollten wenigstens stichprobenweise dazu beitragen, die Reinheit von

Kartiereinheiten auch in % angeben zu können. Dies würde der Verringerung der Subjektivität bei der Angabe der Reinheit von Kartiereinheiten dienen.

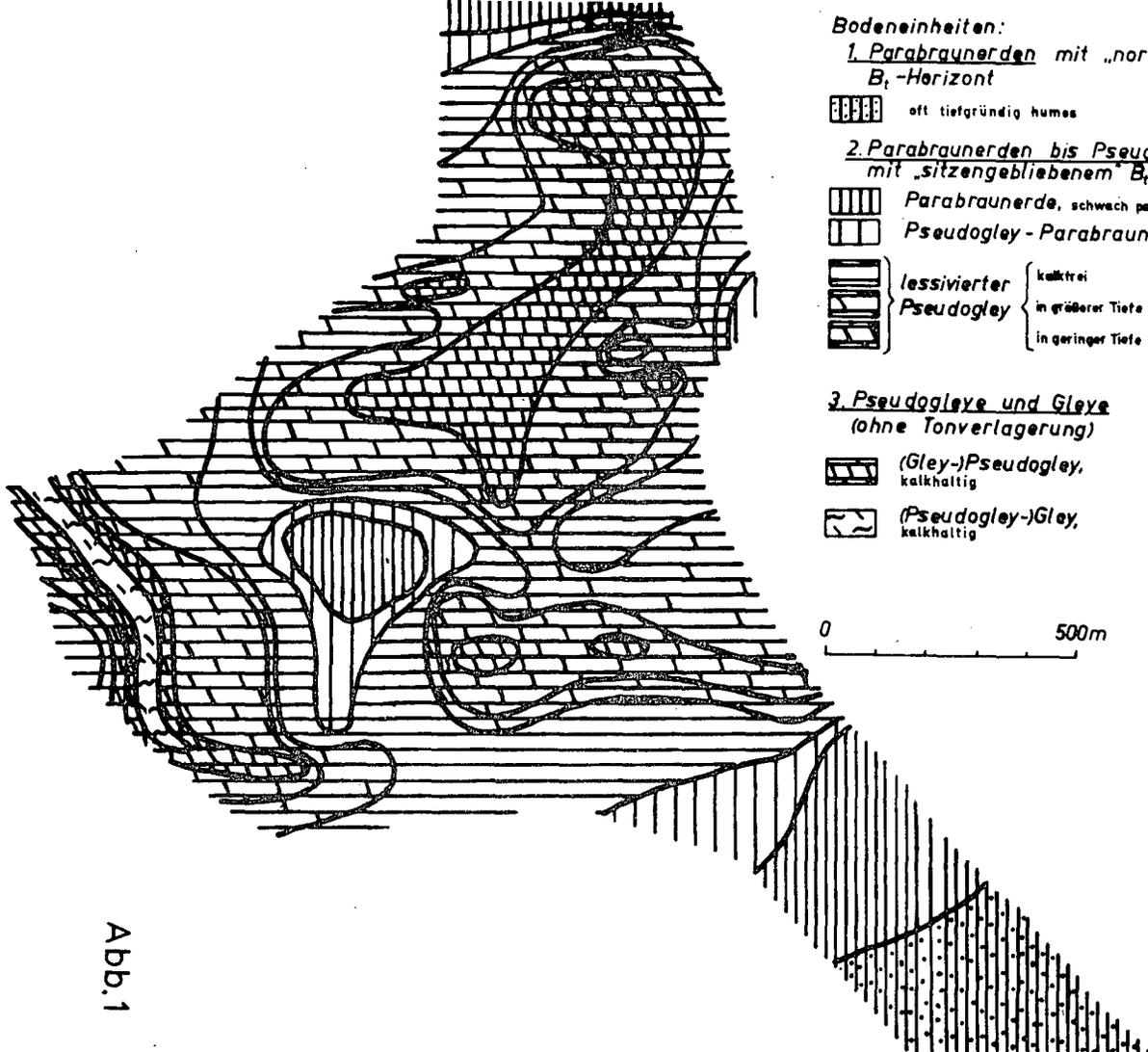
- 3) Soweit wie irgend möglich, sollte die Lage aller Bohrpunkte auf den Karten angegeben werden, um so dem Benutzer der Karte ein Bild über die Zahl der Bohrpunkte in den einzelnen Kartiereinheiten zu geben. Diese Maßnahme ist aber nur dann wirklich sinnvoll, wenn sie gekoppelt wird mit:
- 4) Wiedergabe von Verbreitungsmustern, d. h. von graphischen Darstellungen der räumlichen Verknüpfung der einzelnen Boden-Areale in der Landschaft. Die Wiedergabe solcher Verbreitungsmuster (wie etwa die der A Abb. 3 oder 4) müßte in den Legenden zu den Karten möglich sein.
- 5) Dem Benutzer der Bodenkarte muß die Nachvollziehbarkeit der Kartierung weitgehend ermöglicht werden. Der bodenkundlich geschulte Benutzer muß aus der Karte sowie aus der Angabe der (in ihrer Anzahl notwendigerweise immer beschränkten) Bohrpunkte, den bildlichen Verbreitungsmustern und den Angaben zur Reinheit in die Lage versetzt werden, die Kartierung nicht nur gedanklich nachvollziehen zu können, sondern in Einzelfällen bei besonderen Problemstellungen durch gezielte Nachkartierungen auch die Aussagekraft der Bodenkarte selbständig und mit vertretbarem Aufwand zu erweitern.

Zu diesen Thesen wird von ROESCHMANN (1972) Stellung genommen werden.

LITERATUR

- BAILLY, F.: Zur Vergesellschaftung der Böden aus Löß in der nördlichen Calenberger Börde. Habil.-Schrift TU Hannover, 1971
(im Druck: Geol. Jb., 1973)
- ROESCHMANN, G.: Zur Problematik der Reinheit von Kartiereinheiten auf Bodenkarten aus der Sicht der systematischen bodenkundlichen Landesaufnahme. Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch. 16 (1972)





Bodeneinheiten:

1. Parabraunerden mit „normalem“ B₁-Horizont

 oft tiefgründig humus

2. Parabraunerden bis Pseudogley mit „sitzengebliebenem“ B₁-Horizont

 Parabraunerde, schwach pseudovergleyt

 Pseudogley-Parabraunerde

 } lessivierter
 } Pseudogley { kalkfrei
 in größerer Tiefe kalkhaltig
 in geringer Tiefe kalkhaltig

3. Pseudogley und Gley (ohne Tonverlagerung)

 (Gley-)Pseudogley, kalkhaltig

 (Pseudogley-)Gley, kalkhaltig

0 500m

Abb. 1



Bohrpunkte: ●
Waldgrenze: —

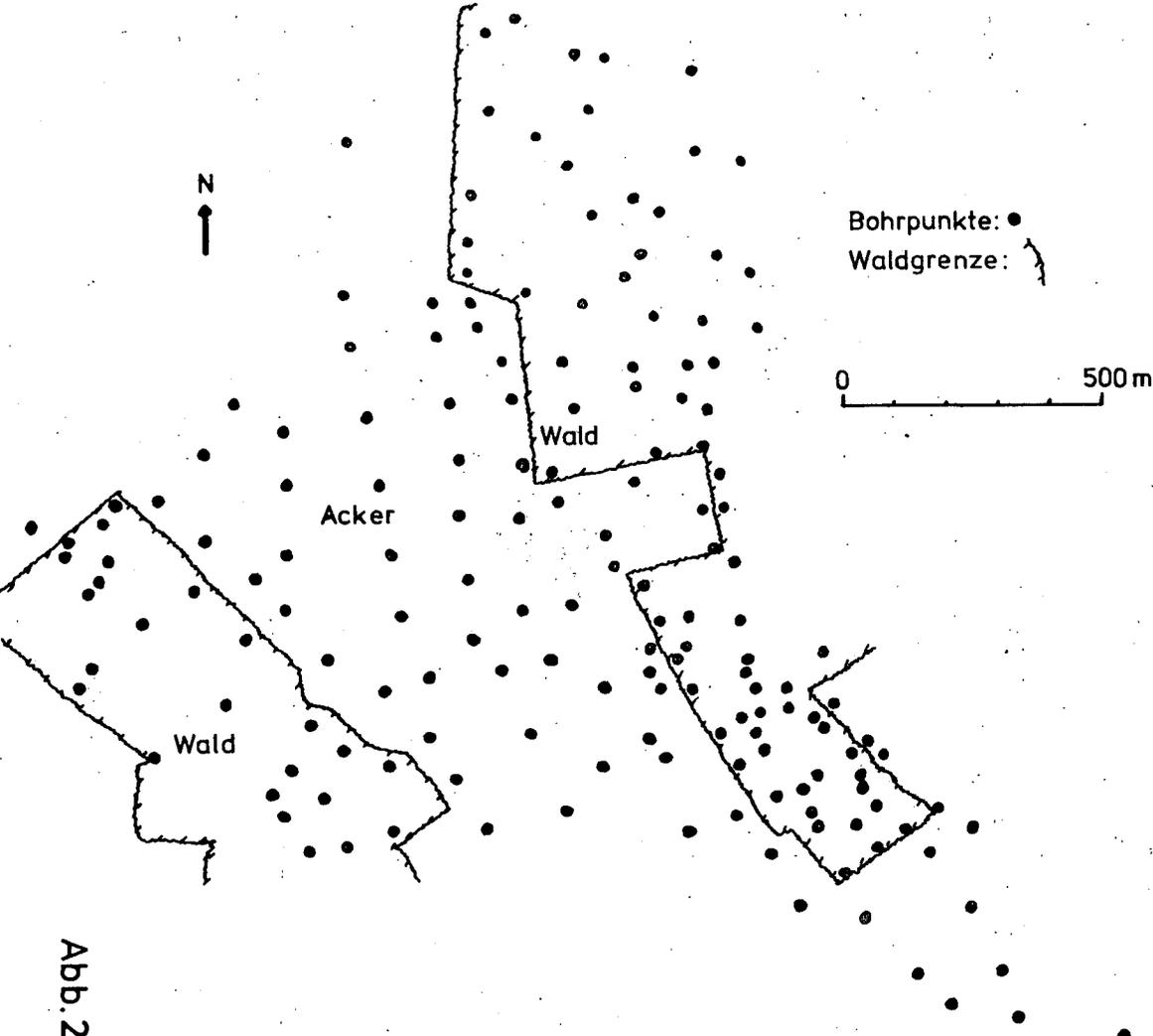
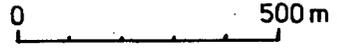
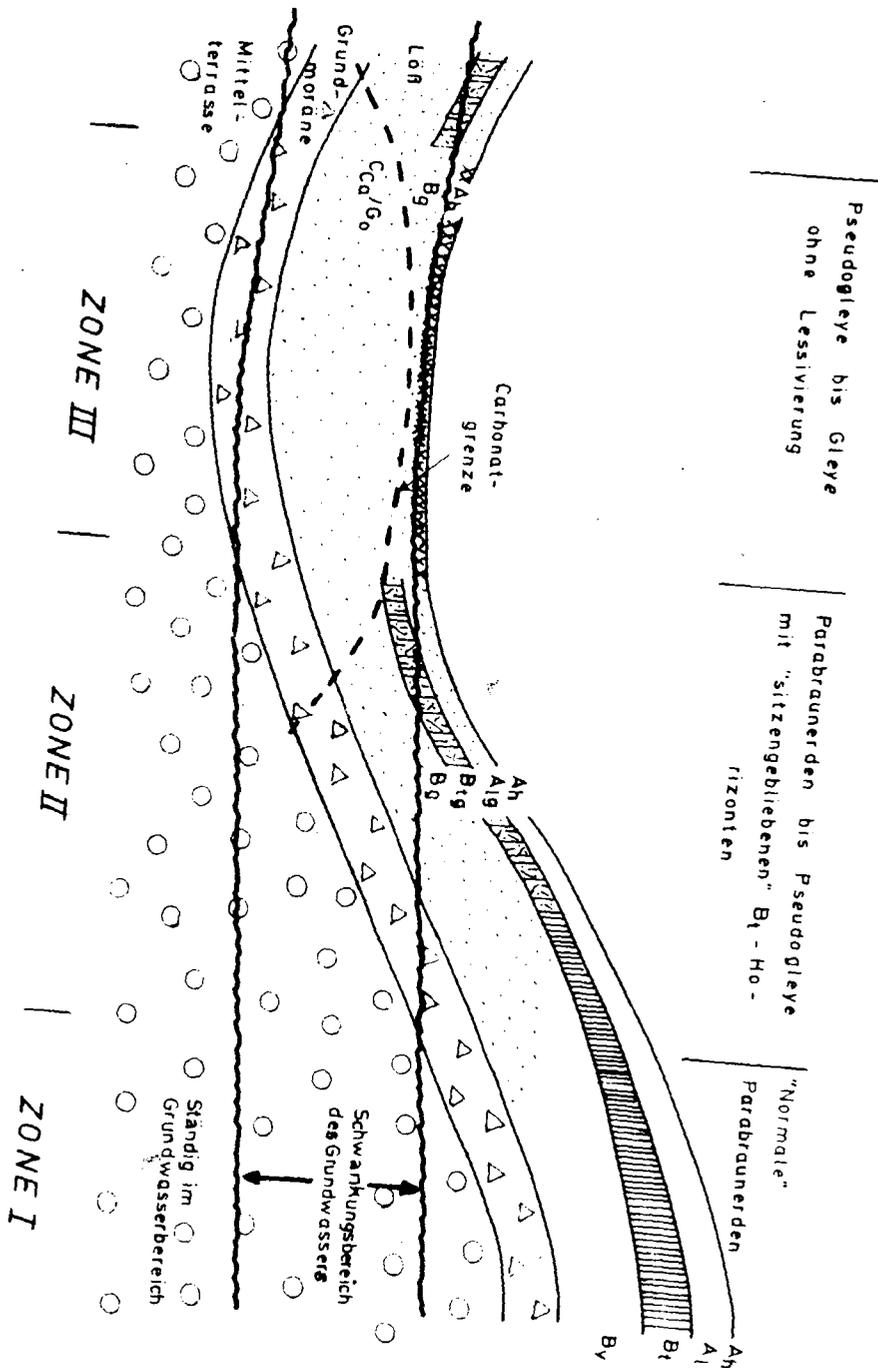


Abb. 2

Abb. 4



NNW

SO

Parabraunerden bis Pseudogleye mit „sitzengebliebenem“ B_t -Horizont
sowie Gley-Pseudogleye ohne Lessivierung

„Normale“ Parabraunerden

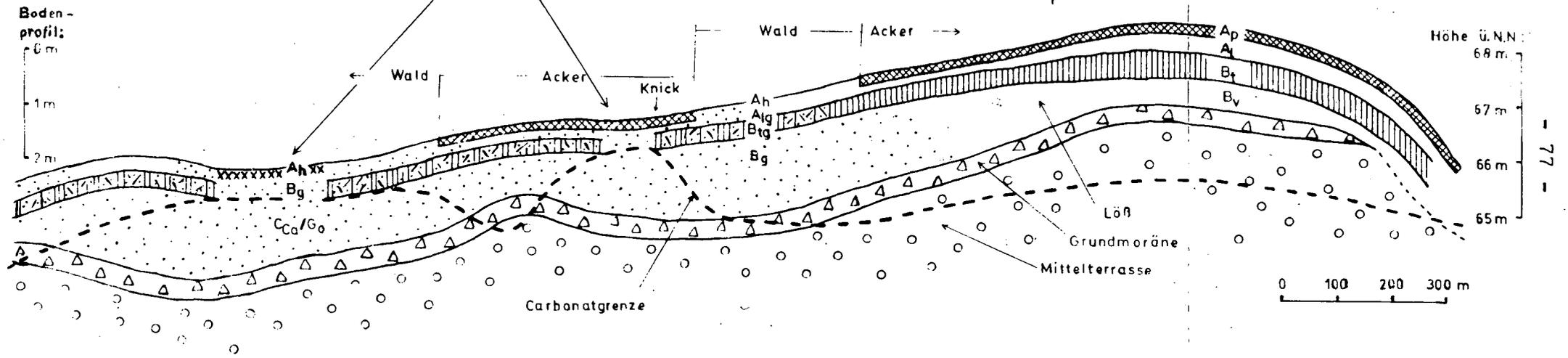


Abb.3

Zur Problematik der Reinheit von Kartiereinheiten auf Bodenkarten
aus der Sicht der systematischen bodenkundlichen Landesaufnahme

von
G. ROESCHMANN *)

I

Unter "Reinheit einer Kartiereinheit" wird hier das Ausmaß der pedologischen Variationsbreite einer auf einer Bodenkarte gleichartig dargestellten Fläche verstanden: bei großer Reinheit besteht die Fläche aus einem einzigen Pedotop mit gleicher Genese und gleichen Eigenschaften, bei geringer Reinheit aus z. B. genetisch und/oder ökologisch sehr verschiedenartigen Pedotopen ("Komplex-Bodeneinheiten" der Kartieranleitung, 1971). Hier soll nicht auf die Möglichkeiten der Definition und Klassifikation von landschaftlich zusammengehörenden, kartierbaren Ausschnitten aus der Pedosphäre eingegangen werden, wie sie z. B. von G. HAASE (1968), G. HAASE & R. SCHMIDT (1970) sowie von R. SCHMIDT (1970) in Form der Pedotope, Pedokomplexe, Pedochoren und Pedoregionen vorgenommen wurde. Vielmehr soll, über die Begründung der Notwendigkeit von Angaben zur Reinheit von Kartiereinheiten für praktische Zwecke hinaus, dargestellt werden, welche Probleme bei einer sich systematisch über große Landesteile erstreckenden Boden- und Standortkartierung auftreten, wenn solche Aussagen gemacht werden sollen.

II

Die Notwendigkeit von Angaben zur Reinheit von Kartiereinheiten auf Bodenkarten hat z. B. BAILLY (1972) für eine Auswertung im Rahmen wissenschaftlicher Grundlagenforschung - wie z. B. auf den

*) Niedersächs. Landesamt für Bodenforschung
3 HANNOVER-BUCHHOLZ, Alfred-Bentz-Haus

Gebieten der Bodengenetik, Bodensystematik und Bodengeographie - dargestellt. Sie haben aber auch für die Beantwortung praktischer Fragen Bedeutung.

Wie aus den Tabellen 1 und 2 hervorgeht sind außerhalb der Bodenkunde selbst viele Nachbardisziplinen an bodenkundlichen Forschungsergebnissen und an Bodenkarten interessiert. Dies gilt natürlich besonders dann, wenn die bodenkundlichen Aussagen auf die speziellen Belange dieser Fachbereiche Rücksicht nehmen, wie es in letzter Zeit in verstärktem Maße geschieht. Dementsprechend wird von modernen Bodenkarten eine große Vielfalt an Aussagen historischer, ökologischer und technischer Art erwartet (s. W. MÜLLER 1972 und 1971, R. LÜDERS 1971, G. ROESCHMANN 1967 a, b), zu denen heute auch Angaben über die Reinheit von Kartiereinheiten gehören sollten. Dies mögen folgende Beispiele zeigen, die sich beliebig vermehren ließen:

1. Den Planer kulturtechnischer Maßnahmen interessiert, wie groß der Flächenanteil eines als "entwässerungsbedürftig durch Dränung" gekennzeichneten Leitbodens einer heterogenen Kartiereinheit wirklich ist, damit er den zur Durchführung dieser aufwendigen Meliorationsmaßnahme benötigten Personal-, Sach-, Zeit- und Finanz-Aufwand berechnen oder wenigstens realistisch abschätzen kann. Ähnliches gilt z. B. für die Abschätzung des Aufwandes für die Anlage von Beregnungsanlagen auf trockenen Böden.
2. Den Landschaftsplaner interessiert u. a. wie groß der Flächenanteil stärker bzw. schwächer geneigter Flächen einer Kartiereinheit im Bergland ist, die je nach Neigung unterschiedlich aufwendige Maßnahmen zur Bekämpfung der Bodenerosion erfordern. Auch hier spielt u.a. die richtige Abmessung der verschiedenen Aufwendungen bei Planungen zur Bodenerhaltung eine erhebliche Rolle.
3. Den Agrarplaner interessiert für eine agrarstrukturelle Vorplanung, wie groß der Flächenanteil an optimal ackerfähigen Böden innerhalb einer auf der Karte gleichartig dargestellten Kartiereinheit mit ähnlichem Bodenaufbau, aber unterschiedlicher Bodenfeuchte ist.

Tab. 1: Möglichkeiten der Bodenbetrachtung und daran interessierte Fachgebiete

| Betrachtungsweise | Fachgebiete |
|--|---|
| 1) Naturobjekt | Bodengenetik, -Systematik, -Dynamik |
| 2) Erdgeschichtliches Dokument | Geologie, Geomorphologie |
| 3) <u>Landschafts-Element</u> | <u>Landschaftsplanung, Landschaftspflege, Geographie</u> |
| 4) Besiedelungs-Standort | Ur- und Frühgeschichte, Siedlungsgeographie |
| 5) Biologischer Standort allg. | Botanik, Zoologie, Mikrobiologie |
| 6) <u>Nutzpflanzen-Standort</u> | <u>Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Gartenbau</u> |
| 7) <u>Wasser-Speicher und -Filter</u> | <u>Wasserwirtschaft, Kulturtechnik</u> |
| 8) <u>Schadstoff-Filter und -Kompensator</u> | <u>Spez.Umweltschutz (z.B. Friedhofsplanung, Abfallbeseitigung)</u> |
| 9) Baugrund | <u>Bau- und Verkehrswirtschaft</u> |

Tab. 2: Benutzer von Bodenkarten (Beispiele)

| Fachgebiete | Anwendungsbereiche |
|----------------------------|---|
| Bodenkunde | Bodengeographie, Boden-Genetik, -Systematik, -Dynamik |
| Ur- u. Frühgeschichte | Siedlungsstandorte, Besiedlungsmerkmale in Böden |
| Geologie | Quartärgeologie (Schichtfolgen, Reliktböden) |
| Geographie | Geomorphologie, Landschafts- u. Siedlungsgeschichte |
| Biologie | Standortforschung |
| Raumordnung, Landesplanung | } Flächennutzungsplanung |
| Landwirtschaft | |
| Forstwirtschaft | Acker- und Pflanzenbau, Agrarstrukturplanung, Flurbereinigung |
| Gartenbau | Forstnutzungsplanung, Standortforschung |
| Kulturtechnik | Obst-, Gemüse-, Wein- und Zierpflanzenbau, Garten- und Landschaftsgestaltung |
| Landentwicklung | Bodenmelioration, Kultivierung |
| Landschaftspflege | Landschaftsplanung, Erholungsplanung |
| Wasserwirtschaft | Naturschutz, Erosionsschutz, Rekultivierung |
| Spez. Umweltschutz | Rahmenplanung, Grundwasserneubildung, -Schutz, -Beeinflussung (Beweissicherung), Wasserhaushalt |
| Bauwirtschaft | Abfall- und Schadstoff-Beseitigung (Industrie- und Siedlungsabfälle, Abwasser, Klärschlamm, Immissionen, Biocide); Friedhofsplanung |
| Verkehrswirtschaft | Bauleitplanung, Wohnbesiedlung, Industrieansiedlung |
| Bergbau | Trassenplanung, Beweissicherung |
| | Bergschäden an Böden, Beweissicherung |

Aus den Beispielen geht hervor, daß die Reinheitsangaben auf den Karten unterschiedlich genau sein müssen: der Kulturtechniker benötigt bei der Planung seines Meliorationsprojektes möglichst genaue, großmaßstäbige Bodenkarten, deren Kartiereinheiten einen hohen Grad an Homogenität aufweisen sollen, bzw. deren Heterogenität aus der Legende zur Bodenkarte möglichst genau (z. B. in %) hervorgehen sollte. Ähnliches gilt für das zweite Beispiel, wobei für den Landschaftspfleger häufiger Bodenkarten im Maßstab 1 : 25 000 ausreichen dürften.

Demgegenüber benötigt der landwirtschaftliche Berater für agrarstrukturelle Vorplanungen größerer Gebiete kleinmaßstäbige Bodenübersichtskarten (z. B. 1 : 200 000 bis 1 : 100 000), deren Genauigkeit naturgemäß geringer sein muß. Auf solchen Übersichtskarten stellen die Kartiereinheiten in der Regel mehr oder weniger heterogene Bodengesellschaften dar, die durch einen Leitboden und wechselnde, z. B. ökologisch oder meliorationstechnisch verschiedenartige Begleitböden gekennzeichnet sind (W. MÜLLER 1970, 1972). Auch aus solchen Karten sollte künftig mindestens ein ungefährer Schätzwert über den Flächenanteil der Leitböden innerhalb der Kartiereinheiten hervorgehen.

III

Wie das Kartenbeispiel von BAILLY (1972) aus der Calenberger Börde bei Hannover zeigt, lassen sich bei eingehender Geländeaufnahme und durch sekundäre Verdichtung des Bohrnetzes an kritischen Stellen recht genaue Aussagen über die Reinheit der Kartiereinheiten machen, die sowohl für allgemein wissenschaftliche, bodengenetische als auch für praktische Zwecke ausgewertet werden können. Die von BAILLY aufgestellten Mindestforderungen sind für solche Detailkartierungen und zur Beantwortung spezieller wissenschaftlicher oder praktischer Fragen in vollem Umfange gültig. Sie lassen sich jedoch nicht ohne weiteres auf die Bodenkarten einer systematischen bodenkundlichen Landesaufnahme übertragen, da diese bereits von der Aufgabenstellung her eine Reihe von begrenzenden Faktoren zu berücksichtigen hat, die bei unbegrenzten bodenkundlichen Detailkartierungen mit optimalem Genauigkeitsgrad nicht auftreten.

Die wichtigsten begrenzenden Faktoren sind

- a) der unterschiedliche Stand der Kenntnisse über die Böden eines großen Gebietes,
- b) der je nach Anwendungszweck der Karte vorgegebene, für manche Fragestellungen nicht optimale Maßstab,
- c) die Notwendigkeit der gleichartigen Darstellungsweise im gesamten Gebiet,
- d) die vorgegebenen, oft unzureichenden Finanzmittel,
- e) der meist beschränkte Personalbestand (Wissenschaftler, Techniker, Bohrgehilfen) sowie
- f) die in der Regel relativ kurze Zeitspanne, in der die Karten fertiggestellt werden müssen, damit sie dem Planer rechtzeitig zur Verfügung stehen.

IV

Trotz dieser Begrenzungen soll die Kartenunterlage jedoch möglichst vielseitig auswertbar sein. Dies erfordert

eine Beschränkung der Aussagenvielfalt und
eine Beachtung von Prioritäten innerhalb der verbleibenden
Aussagennotwendigkeiten:

Die Beschränkungen haben z. B. folgende Konsequenzen hinsichtlich der von BAILLY aufgestellten Forderungen:

- a) die Unterscheidung von Pedotopen und Pedokomplexen mit prozentualen Flächenangaben der beteiligten Böden sind nur auf großmaßstäbigen Bodenkarten (z. B. 1 : 5 000) und auch dort nicht immer möglich,
- b) die von BAILLY (1972) für streng wissenschaftliche Zwecke mit Recht geforderten stichprobenartigen Nachkartierungen mit statistischem Bohrnetz sind, trotz ihrer Berechtigung besonders in bodenkundlich wenig bekannten Gebieten, aus zeitlichen und finanziellen Gründen, nur selten möglich. (Die Kosten für eine 2 m-Bohrung dürften heute bei einer Zeitdauer der Bohrung von 15 - 20 Minuten - einschließlich der Wegezeiten - und unter Mithilfe eines Bohrgehilfen zwischen DM 10,-- und DM 20,-- liegen.)

- c) Die geforderte Angabe der Lagepunkte sämtlicher Bohrungen ist nur auf Karten größerer Maßstäbe sinnvoll, da sie z. B. auf Bodenkarten 1 : 25 000 bei einer mittleren Bohrdichte von 40 Bohrungen/km² (Extreme : 10 bis mehr als 100 Bohrungen/km²) zu einer wechselnd starken Überladung des Kartenbildes führen würde. (Für Interessenten an der Lage von Bohrpunkten stehen zudem die Bohrkarten in den Archiven der kartierenden Ämter zur Verfügung.)
- d) Eine Wiedergabe von "Verbreitungsmustern" (HAASE & SCHMIDT 1970) in Form von schematischen Geländequerschnitten, die typische räumliche Verknüpfungen von Böden in unterschiedlichen Landschaftsteilen erkennen lassen, ist im Rahmen der systematischen bodenkundlichen Landesaufnahme möglich und auch bereits in einer Reihe von Erläuterungstexten zu Bodenkarten zu finden. Die Querschnitte sollten sich künftig mehr als bisher auf typische Bodenvergesellschaftungen innerhalb von gleichartig dargestellten Bodeneinheiten beziehen. Dabei könnten auch z. B. die durchschnittlichen Flächenanteile der Böden in den jeweiligen Bodeneinheiten berücksichtigt werden.

Bei der Aufstellung von Prioritäten innerhalb der möglichen Aussagen zur Reinheit von Kartiereinheiten auf Bodenkarten sollten zunächst die Forderungen berücksichtigt werden, die von der planenden Praxis an die Karten gestellt werden. Hier sind vor allem die Fragen der Flächen-Homogenität (bzw. Heterogenität) und der Boden-Homogenität (bzw. -Heterogenität) innerhalb der gleichartig dargestellten Kartiereinheiten für praktische Auswertungen von Bedeutung (s. a. G. SCHAFFER 1970).

V

Die Darstellung der Flächen-Homogenität könnte z. B. relativ einfach durch geschätzte Angaben der Flächenanteile, der durchschnittlichen Flächengrößen sowie der Flächenformen erfolgen. Möglichkeiten zur Gliederung dieser Einzelkriterien der Flächen-Homogenität gehen aus den folgenden Tabellen hervor:

a) Flächenanteile

(Prozentgruppen)

| | |
|---|------------------|
| 1 | weniger als 10 % |
| 2 | bis 25 % |
| 3 | bis 50 % |
| 4 | bis 75 % |
| 5 | mehr als 75 % |

b) Flächengrößen-Klassen

| | | |
|---|---|-----------------------------|
| 1 | k | kleinflächig verteilt |
| 2 | m | mittelflächig verteilt |
| 3 | g | großflächig verteilt |
| 4 | z | großflächig zusammenhängend |

c) Flächenformen

| | | |
|---|---|--------------------------------------|
| 1 | k | kompakt, relativ einfache Begrenzung |
| 2 | z | zerlappt |
| 3 | s | saumförmig |
| 4 | l | langgestreckt |

Die Möglichkeiten und Arten der Darstellung dieser Kriterien auf Bodenkarten sind jedoch maßstababhängig. Auf groß- und mittelmaßstäbigen Bodenkarten (etwa bis 1 : 25 000), die relativ kleine Ausschnitte aus bestimmten Landschaftsteilen zeigen, könnte die Darstellung der Flächen-Homogenität z. B. in Form von Zahlen- oder gemischten Zahlen-Buchstaben-Symbolgruppen erfolgen, die hinter die jeweiligen Bodennamen im Legendentext gesetzt werden. Die Reihenfolge der Ziffern oder Buchstaben im Gesamtsymbol könnte der o. a. Reihenfolge der Einzelkriterien entsprechen (a bis c). In solchem Falle würde z. B. die Symbolgruppe 431 (bzw. 4gk) bedeuten: Flächenanteil zwischen 50 und 75 %, großflächig verteilt, kompakte Flächenform mit relativ einfacher Begrenzung. Als Beispiel für die Einfügung der Symbolgruppen in den Legendentext sei die Beschreibung einer Bodeneinheit aus der Landschaft des südniedersächsischen Berglandes gewählt:

"Saure Braunerde aus Buntsandstein (4 3 1), mäßig bis stark geneigte Hanglagen, auf kleinen Kuppen Braunerde-Ranker (1 1 1), an Mittel- oder Unterhängen Pseudogley-Braunerde (2 2 3) aus Buntsandstein-Fließerden; örtlich Braunerde-Pelosol (1 1 4) aus tonigen Schichten des Buntsandsteins."

Auf kleinmaßstäbigen Karten (ab 1 : 50 000 oder 1 : 100 000) wird diese Art der Darstellung der Flächen-Homogenität oft nicht mehr möglich sein, weil innerhalb des relativ großen Gebietes eines

solchen Kartenblattes die Flächen-Anteile, -Größen und -Formen eines Bodens innerhalb einer Kartiereinheit so stark wechseln, daß eine Symbolgruppe je Boden im Legendentext nicht mehr ausreicht, um die Vielfalt zu kennzeichnen. In solchen Fällen könnten z. B. in die Flächen der Kartiereinheiten auf der Karte Symbole oder Symbolgruppen gedruckt werden, die wenigstens die Flächen-Homogenität des jeweiligen Leitbodens charakterisieren. Eine andere Möglichkeit besteht darin, den starken Wechsel der Flächen-Homogenität der jeweiligen Böden im Kartengebiet durch eine O oder ein W vor der Symbolgruppe in der Legende zu kennzeichnen. Auch an die von G. SCHAFFER (1970) aufgezeigte Methode wäre zu denken. Hier können nur Möglichkeiten aufgezeigt werden, da solche Probleme in den kartierenden Landesämtern z. Zt. noch in der Diskussion stehen.

VI.

Ein Schema zur Beurteilung der Boden-Homogenität (bzw. -Heterogenität) ist schwieriger zu erstellen. HAASE & SCHMIDT (1970) gliedern die inhaltliche Heterogenität der von ihnen definierten Pedochoren nach Substrat- und Hydromorphie-Unterschieden und bezeichnen diese Unterschiede als "Pedoökologischen Kontrast". Diese Gliederung läßt außer acht, daß auch hydroökologisch nicht oder wenig wirksame und mit dem Substrat nicht erfaßbare Bodeneigenschaften - wie z. B. die Festigkeitsunterschiede von Podsol-B-Horizonten (Orterde, Ortstein) oder Relief-Unterschiede - für bestimmte Planungsfragen von Bedeutung sind. Aus diesem Grunde wird z. Zt. von kartierenden Institutionen geprüft, ob z. B. bodengenetisch, bodenökologisch oder bodentechnologisch wichtige Kriterien die Priorität haben sollen oder ob je nach Art des Bodens unterschiedliche Prioritäten gesetzt werden müssen.

Bis zur Klärung dieser Fragen und zur Aufstellung einer Gliederung des Homogenitätsgrades der Boden- bzw. Kartier-Einheiten auf Bodenkarten sollte noch mehr als bisher darauf geachtet werden, daß die Legendentexte außer den Leitböden der Bodeneinheiten mindestens

alle wichtigen Begleitböden enthalten. Für eine Beurteilung durch die Kartenbenutzer ist es darüber hinaus sehr wichtig, daß die Lagebeziehungen der Begleitböden zum Leitboden sowie substratabhängige Variationen so deutlich wie möglich gekennzeichnet werden, ähnlich, wie es in dem angeführten Legendentext-Beispiel versucht wurde. Unter dieser Voraussetzung kann sich der kundige Planer wenigstens in den Grundzügen ein Bild vom Boden-Homogenitätsgrad der kartierten Bodeneinheiten machen.

LITERATUR

- BAILLY, F. : Die Problematik der Reinheit von Kartiereinheiten, dargestellt an einem Beispiel aus der hannoverschen Lößbörde. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch., 16, S. 71 - 98, 1972
- HAASE, G. : Pedon und Pedotop. - Landschaftsforschung, S. 57-76, H. Haack, Gotha-Leipzig 1968 und Peterm. Geogr. Mitt., Erg.H. 271, Gotha 1968
- HAASE, G. & SCHMIDT, R. : Die Struktur der Bodendecke und ihre Kennzeichnung. - Albrecht-Thaer-Arch. 14, 5, 399-412, Berlin 1970
- LÜDERS, R. : Kleinmaßstäbliche Bodenübersichtskarten 1 : 100 000 für Zwecke der Raumplanung in Niedersachsen. - Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. 10, 347-349, Göttingen 1970
- MÜLLER, W. : Gesichtspunkte zum Inhalt von kleinmaßstäblichen Übersichtskarten für Zwecke der Landes- und Regionalplanung. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. 16, 19-27, 1972
- MÜLLER, W. : Die Bodenkartierung in Niedersachsen. Beih.Geol.Jb., Bodenkundl. Beiträge 99, 1, 1-12, Hannover 1970

- ROESCHMANN, G. : Kleinmaßstäbliche Bodenkarten und ihre Bedeutung für die landwirtschaftliche Planung und Beratung. Kali-Briefe 8, Fachgebiet 1, 5. Folge, Hannover 1967
- ROESCHMANN, G. : Inhalt und Verwendungsmöglichkeiten großmaßstäblicher Bodenkarten für die kulturtechnische und landwirtschaftliche Praxis und Beratung. - Kali-Briefe 8, Fachgebiet 1, 9. Folge, Hannover 1967
- SCHAFFER, G. : Gedanken zur Bildung von Bodengesellschaften. - Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. 10, 282-288, Göttingen 1970
- SCHMIDT, R. : Ergebnisse und Fortschritte in der Erforschung der Struktur der Bodendecke für die Charakterisierung heterogener Standorteinheiten. - Arch. Bodenfruchtbar. u. Pflanzenprodukt. 15, 1, 5-21, Berlin 1970
- SCHLICHTING, E. : Landschaften und Böden Südwest-Deutschlands. - Landwirtsch. Forschg. Sdrheft 20, 60-64, Frankfurt/M. 1966
- ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE: Kartieranleitung. - 169 S., 4 Abb., 30 Tab., 1 Taf., Hannover 1971

Die Auswertung von Bodenkarten für die Landschaftspflege,
insbesondere der BK 50 des Geologischen Landesamtes von
Nordrhein-Westfalen

von
F. Wilhelm Dahmen *)

1. Mehr und mehr wird Landschaftsplanung als eine notwendige Ergänzung der Raum- und Fachplanung erkannt und gewinnt so zentrale Bedeutung im Rahmen großräumiger Landschaftspflege. Selbstverständlich kann es sich dabei nur um Rahmenplanung handeln. Gerade hierbei treten ökologische Grundlagen und ihre Auswertung für die richtige Nutzung und Strukturierung der Landschaft in den Vordergrund. Bodenkarten geben dabei über wichtige Standortfaktoren, aber auch über einen wesentlichen Baustein landschaftlicher Gefüge und Systeme Auskunft.
2. Da Landschaft den Menschen wie auch den in ihr lebenden Pflanzen und Tieren als Umweltbasis dient, kann man Landschaftsplanung als Umweltplanung verstehen. Definiert man Umwelt im Sinne der Biologie als "... alles und nur das in der Umgebung eines Lebewesens, was von direkter Bedeutung für dasselbe ist"¹⁾, und versteht man ihr Zustandekommen aus den Ansprüchen von Umwelteignern an ihre Umgebung, so kommt man zu dem im beigefügten Schema veranschaulichten Umweltsystem mit seinen verschiedenen Beziehungskomplexen.

Den Boden erkennt man hierin als Umweltträger, der bestimmte seiner Bestandteile und Eigenschaften, z. B. Wasser, Nährstoffe,

1) Anlage 1 : Was bedeutet Umwelt?
F. W. Dahmen: Die Erde hat keinen Notausgang, Duisburg, 1972.

*) 52 Siegburg-Kaldauen, Kningelbach 30

Temperatur, als Umweltqualitäten zur Verfügung stellt. Die Landschaft, in die der Boden als Baustein integriert ist, erweist sich als Umweltfundament.

Als Ansatzpunkte einer umfassenden Umwelthygiene, zu denen die Landschaftspflege ihren Beitrag leisten kann, werden im ökologischen Beziehungskomplex die Umweltzuordnung und die Umweltmanipulation sichtbar - konkret, die Sorge für standortgemäße Nutzungen und Pflanzungen sowie Empfehlungen für richtige und rationelle Verbesserung von Umweltqualitäten, z. B. durch Windschutz, Düngung, Be- und Entwässerung usw.

Umfassender und fundamentaler sind die Ansatzpunkte im umweltbietenden Beziehungskomplex, dem klassischen Arbeitsfeld von Naturschutz und Landschaftspflege. Hier werden in Zukunft neben der Konservierung wertvoller und der Restaurierung zerstörter Landschaftsteile eine ökologisch und im Erscheinungsbild gute Gestaltung neuer und die Pflege gesunder Landschaftsteile zu Schwerpunkten eines landschaftlichen Umweltschutzes werden müssen. Landschaftsplanung liefert hierzu einen wesentlichen Beitrag. Die Kenntnis und Beachtung der Bodenverhältnisse stellt ein wichtiges Hilfsmittel dar. Von entscheidender Bedeutung wird es sein, sowohl die einzelnen Umwelträger, also z. B. Böden, Gewässer, Atmosphäre, wie auch das hochkomplexe Umweltfundament Landschaft in ihrem Systemcharakter zu erkennen und zu planen, d. h. deren Haushalt und deren endogene Regulations- sowie Regenerationskräfte und -mechanismen zu beachten. Struktur und Eigengesetzlichkeit bieten die wichtigsten Schlüssel zu diesem Systemverständnis, die Struktur zugleich planerische und praktische Ansatzpunkte für Erhaltung, Pflege, Um- oder Neugestaltung.

3. Die BK 50 des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen bietet nun eine sehr gute Information über den Umwelträger Boden, indem sie ihn zunächst in seiner Eigenart, Struktur und Substratabhängigkeit als Boden - d. h. als eigengesetzliches System - nutzungs- und wertneutral darstellt und sodann ergänzend Aussagen über seine potentiellen Umweltqualitäten macht, z. B. die nutzbare Wasserkapazität, sowie wichtige Eigenschaften als Baustein von Öko- und Geosystemen angibt, z. B. die pot. biologische Aktivität und die Erosionsgefährdung.

Der Maßstab 1 : 50 000 stimmt mit demjenigen des Gebietsentwicklungsplanes der Landesplanungsgemeinschaften in Nordrhein-Westfalen und dem des Landschaftsrahmenplanes Rheinland überein. Letzterer wird vom Referat Landschaftspflege des Landschaftsverbandes Rheinland (Nachfolger der preuß. Provinzialverwaltung) erarbeitet. Außer dem maßstabbedingten Differenzierungsgrad machen die sorgfältige Geländeerkundung und flächendeckende Bearbeitung diese Karte z. Zt. zur besten ökologischen Grundlagenskarte im Rheinland.

4. Nun kann man die Auswertung einer solchen, in der kartographischen Darstellung fachspezifischen Karte, die in den Randerläuterungen zusätzlich ein geordnetes und standardisiertes Bündel planungsbezogener Aussagen bietet, natürlich den einzelnen Planern überlassen. Punktuelle Aussagen wird er leicht entnehmen können, doch bedingt der Maßstab im Gegensatz zur BK 5 und BK 10 besonders für den Nicht-Bodenkundler gewisse Klippen. Planerischen Auswertungen für größere Räume, für die die Karte an sich eine hervorragende Grundlage bietet, stehen zwei Schwierigkeiten entgegen:

- Man muß gleichzeitig und zuverlässig von zahlreichen Bodeneinheiten bestimmte Kriterien wissen, da man sie aus der Kartensignatur nicht direkt entnehmen kann.
- Man muß Bodeneinheiten, die bezüglich der betrachteten Kriterien gleich sind, gedanklich zusammenfassen, obwohl sie in der Karte wegen anderer Unterschiede verschieden dargestellt sind.

So werden für räumliche Überblicke Auswertekarten notwendig. Weiter lassen sich Standorte weder ökologisch noch z. B. bezüglich ihrer Nutzungseignung oder ihrer Gefährdung durch Übernutzung und natürliche Abbauprozesse mittels eines einzigen Kriteriums charakterisieren. Meist sind hierzu Bündel aus 4 - 6 und mehr Kriterien notwendig. Mehrere entsprechende Einzelkarten erfordern eine kaum zu vollziehende geistige Zusammenschau.

Da Landes-, Orts- und Fachplaner ebenso wie der einzelne Landschaftsplaner mit einer solchen komplexen und zugleich flächendeckenden Auswertung methodisch und zeitlich überfordert sind, unterbleibt sie in der Praxis durchweg. Die Gefahr, daß die so wertvolle, weil als neutrale Fachkarte ergänzend mit zahlreichen nutzungs- und planungsrelevanten Aussagen erläuterte BK 50 bei

weitem nicht ausgeschöpft wird, ist daher groß. Hierin ist weder eine Kritik an den Erstellern der Karte noch an den Nicht-Benutzern zu sehen. Es bedarf einfach eines gesonderten Auswertungsschrittes und hierauf zugeschnittener Darstellungsmethoden, wenn der planerisch nutzbare Inhalt der Karte so leicht ablesbar gemacht werden soll, daß er regelmäßig benutzt wird. Die fachlich neutral konzipierte Bodenkarte bietet dabei das langfristig gültige Fundament zur Nachprüfung und zum tieferen Verständnis der Auswertung sowie zu ihrer Abwandlung und Ergänzung durch neu auftretende Fragestellungen. Auch kann man nun in Auswertekarten spezielle Gesichtspunkte, z. B. die komplexe ökologische Charakterisierung der Böden oder ihre Eignung für bestimmte Nutzungsarten oder auch bestimmte ökologisch und wirtschaftlich wichtige Bodeneigenschaften, wie z.B. Humus- und Skelettgehalt oder Textur der Feinerde herausgreifen und eigens in ihrer räumlichen Verteilung sichtbar machen.

5. Solche Versuche führten zur Entwicklung eines besonderen Verfahrens¹⁾ zur graphischen und kartographischen Veranschaulichung und Speicherung vieldimensionaler Datensysteme; denn um solche handelt es sich letztlich. Anlage 2 zeigt es in schematischer Form. Es soll anschließend am Beispiel der Auswertung von Bodenkarten erläutert werden, um zugleich Inhalt und Bedeutung der neu konzipierten Auswertekarten deutlich zu machen. Die Zahlen in Klammern verweisen auf die einzelnen Punkte des Schemas.

Ausgangspunkt des Verfahrens sind immer wieder Bündel verdateter Kriterien, in unserem Fall von bestimmten, kartographisch erfaßten Bodeneinheiten. Hieraus werden nun die wichtigsten problemrelevanten Kriterien ausgewählt (2). In unserem Beispiel sind es bezüglich der Eignung der Böden als Pflanzenstandorte die Faktoren: Wasser, Säuregrad, Durchlüftung und Nährstoffe.²⁾ Zur Vervollständigung kann man etwa die Klimafaktoren Licht und Wind (dieser u. a. stellvertretend für die schwer faßbare Verdunstung) hinzufügen. Diese objekt- und problemrelevant ausgewählte und daher spezifische Datenmenge (3) wird nun durch Systematisieren der Kriterien und

-
- 1) Erstmals auf der Internationalen Erfinder- und Neuheiten-Messe in Köln in IX/72 vorgestellt und mit einer Bronze-Medaille ausgezeichnet.
2) Im Sinne OBERDORFERS ausschließlich N- und P-Verbindungen.

Abstufung derselben (4) zu einem spezifischen vieldimensionalen Datensystem (5). In unserem Beispiel kann man es als 6dimensionalen ökologischen "Raum" auffassen. In ihm lassen sich konkrete Objekte, z. B. Bodeneinheiten, einem bestimmten Ort zuweisen und so durch geordnete Datensortimente charakterisieren (8). Tabellarische Erfassung und datenmäßiger Vergleich sind danach möglich, aber recht unanschaulich.

Zur Veranschaulichung müssen zu dem Datensystem (5) adäquate geometrische Systeme gesucht oder entwickelt werden (9). Bei Faktorenkombinationen, wie bisher als Beispiel behandelt, bietet sich die Veranschaulichung von 2 Faktoren in den 2 Dimensionen von Rechtecken an, und zwar besonders übersichtlich, wenn die beiden Koordinaten nur in wenige Stufen (3 - 7) gegliedert wurden. Bei einem in jeder Richtung dreistufig gegliederten Quadrat entstehen so neun Felder, bei 7 Stufen schon 49, deren jedes eines der möglichen Wertepaare präsentiert. So hat ELLENBERG die Beziehungen zwischen Pflanzen oder Pflanzengruppen zu den Standortfaktoren Wasser oder Pflanzengruppen zu den Standortfaktoren Wasser und Säuregrad dargestellt. Die simultane Veranschaulichung von 4, 6 oder 8 Dimensionen gelingt nun auf kleiner Fläche durch Ineinanderschachteln solcher zweidimensionaler Systeme. Dabei wird z.B. jedes Feld des ersten Rechtecks nach dem gleichen Prinzip erneut unterteilt und so noch ein- oder zweimal. Es entstehen dann viele kleine Felder, die zunächst Elemente eines zweidimensionalen Systems sind. Es wiederholt sich nebenan in gleicher Weise und Bedeutung, so daß jedes dieser Kleinsysteme als Ganzes wiederum als Einzelfeld eines größeren Systems gleicher Art fungiert usw. Man kann auch Polarkoordinaten einbeziehen und die Richtung als eine, die Radien als andere Dimension auffassen. Auch hier ist ein Ineinanderschachteln, allerdings nicht unter erneuter Verwendung von Polarkoordinaten, möglich. Wenn nunmehr den einzelnen Koordinaten eines dieser vieldimensionalen geometrischen Systeme (10) die Dimensionen des adäquaten Datensystems zugeordnet werden (11), so hat man es für dessen Abbildung vorbereitet (12), und kann nun z. B. den "Ort" einer Bodeneinheit in dem oben beschriebenen ökologischen "Raum" anschaulich machen (13, 14, 15).

So entstanden das beigegefügte Ökodiagramm mit über 6.000 Kombinationsmöglichkeiten von 6 unterschiedlich abgestuften Ökodimensionen. Diese Zahl kann bei 8 Dimensionen oder stärkerer Abstufung der einzelnen leicht auf das Dreifache gesteigert werden. Die Übersichtlichkeit kann dabei durch entsprechende graphische Gestaltung durchaus erhalten bleiben. Die benötigte Fläche bleibt innerhalb DIN A 3. Auch Objektgruppen lassen sich so darstellen (16), z.B. das Sortiment von Bodeneinheiten eines Planungsraumes, ebenso Einzelobjekte wie z. B. Pflanzen, die mit ihren Standortansprüchen nicht einen einzigen Ort, sondern ganze Teilräume des ökologischen Gesamttraumes, u. U. sogar mit unterschiedlicher Vitalität, einnehmen.

Eine leichte Lesbarkeit der Diagramme wird z. B. durch Wechsel von der Schwarz-weiß- zur negativen Darstellung in hervorzuhebenden Bereichen oder auch dadurch erreicht, daß man das System mit den 3. und 4. Koordinaten in ein Farbsystem übersetzt und die hervorzuhebenden Felder in der entsprechenden Farbe anlegt. Danach kann man leicht die Felder im dritten System, welches die 5. und 6. Koordinate repräsentiert, in den Farbflächen schwarz hervorheben. Die Erfahrung lehrt, daß man sich außerordentlich schnell an diese graphische "Sprache" gewöhnt und sie nicht zuletzt eine große Gedächtnisstütze darstellt.

Schon dieser graphische Überblick über die Stellung von Einzelobjekten oder Gruppen in einem vieldimensionalen, aber begrenzten System bedeutet für die Lösung von Zuordnungsproblemen zwischen zwei Gruppen vielfaktoriell charakterisierter Objekte - also z.B. für die Auswahl standortgemäßer Pflanzen für landschaftspflegerische Maßnahmen - eine erhebliche Zeitersparnis und Erhöhung der Sicherheit durch die gleichwertige Berücksichtigung diverser Kriterien. Übrigens bleibt jedes Kriterium in den Diagrammen getrennt ablesbar, da keine mathematische Zusammenfassung, etwa durch Addition oder Multiplikation, stattfindet. Auch planerische Ziele können in den gleichen Diagrammen veranschaulicht werden, z. B. eine Veränderung des Wasser- oder Nährstoffangebotes einer Bodeneinheit, evtl. sogar unter zusätzlicher Kenntlichmachung des dazu notwendigen Aufwandes.

Mit der oben angedeuteten Übersetzung eines geometrischen Systems in ein Farbsystem wurde schon einer der Schritte zur kartographischen Veranschaulichung der Datensysteme aufgezeigt. Natürlich kann man auch entsprechende Rastersysteme entwickeln. Generell muß nur zum geometrischen System ein adäquates, für die Kartographie geeignetes Symbolsystem (Farben, Signaturen usw.) entwickelt werden(18). Dessen Kongruenz mit dem Datensystem (19) ermöglicht dann nach entsprechender Zuordnung der jeweiligen Dimensionen (20, 21) die Darstellung der verschiedenen, vieldimensional charakterisierten Objekte in einer Karte (22, 23).

Eine solche Karte vermittelt nun einen räumlichen Überblick über zugleich nach mehreren Kriterien charakterisierte Räume - in unserem Beispiel über die nach Wasser, Säuregrad, Durchlüftung und Nährstoffen beurteilten Bodeneinheiten. Bei umfassender charakterisierten Standorteinheiten könnten z. B. noch Licht und Wind hinzukommen.

Durch die Zuordnung der kartographischen Symbole zum Datensystem mit Hilfe von Symbolsystemen, wobei die geometrischen Systeme als Brücke und zur Veranschaulichung dienen, drückt jedes Symbol (Farbe, Raster u. dergl.) zugleich und ohne zusätzliche Differenzierung mindestens zwei Werte aus. Hierdurch bleibt die Karte "leicht" bzw. kann inhaltereicher werden. Außerdem bleiben in der Karte wie in den Diagrammen die Wertestufen aller Kriterien einzeln ablesbar. Die Verwandtschaft der Symbole aber bringt die Verwandtschaft der verschiedenen Einheiten klar zum Ausdruck, und zwar wiederum bezüglich 4 oder 6 Kriterien.

6. Es kann nur angedeutet werden, daß Dreieckskoordinaten andere Veranschaulichungsmöglichkeiten bieten, nämlich von Gemischen (Summen aus drei Komponenten (Summanden)). Als Beispiel seien die Zusammensetzung des Bodens aus Skelett, Feinerde und Humus, und diejenige der Feinerde aus Sand, Schluff und Ton angeführt. Graphisch ist hierbei zwar kein Ineinanderschachteln, aber ein Nebeneinander von Dreiecken als geometrische Systeme zur Veranschaulichung dieser Verhältnisse möglich. Auch kann eine Karte beide Gliederungen zugleich leicht zeigen, wenn man das eine Dreieck in ein Raster- und das andere in ein Farbsystem übersetzt.

Natürlich kann man auch die Nutzungseignung verschiedener Bodeneinheiten für diverse - etwa 6 - 8 verschiedene - Nutzungen nach 3 - 5 Einstufungen auf diese Weise graphisch und kartographisch sichtbar machen. In der Graphik ist es zusätzlich möglich, den Flächenanteil der einzelnen Einheiten am Gesamtraum darzustellen. So kann für planerische Zwecke aus der Bodenkarte, evtl. unter Zuziehung morphologischer und klimatologischer Unterlagen, eine wichtige Entscheidungshilfe abgeleitet und leicht auswertbar vorgelegt werden. Ich kann diese Möglichkeit nur andeuten, zumal die Details noch in der Entwicklung sind.

7. Zum Abschluß der methodischen Ausführungen muß noch auf die engen Beziehungen zur elektronischen Datenverarbeitung hingewiesen werden. Aus einer Datenbank mit digitalisierten Grenzlinien der Bodeneinheiten und einem Bündel im obigen Sinne systematisierter und abgestufter Informationen über jede Einheit kann man nicht nur jederzeit problemrelevante Datensortimente abrufen, sondern mit Hilfe eines zeichnenden Computers und ihm gemäßer Symbolsysteme auch nach freier Wahl die gerade benötigten Kriterienkombinationen in kürzester Zeit in einer Karte darstellen. Damit würde es leicht möglich, für aktuelle Planungs- und Entscheidungsprozesse das vorhandene Grundlagenmaterial übersichtlich, leicht auswertbar und termingerecht, um nicht zu sagen sofort vorzulegen.
8. Da auch bei der kartographischen Veranschaulichung immer wieder die gleichen Symbolsysteme verwandt werden können, entsteht wiederum eine "Sprache", an die man sich nach kurzer Zeit gewöhnt, so daß man dann nur noch die jeweilige Bedeutung der Dimensionen des Symbolsystems festlegen oder zur Kenntnis nehmen muß. Auch hierin ist ein nicht zu unterschätzender Vorteil für eine leichte und schnelle Auswertung z. B. der bodenkundlichen Grundlagen in der Landschafts-, Raum- und Fachplanung zu sehen.
9. Das Referat Landschaftspflege des Landschaftsverbandes Rheinland erarbeitet z. Zt. für das Blatt Krefeld der BK 50 und für die entsprechende Karte des Naturparks Schwalm-Nette an der deutsch-niederländischen Grenze solche Auswertekarten. Sie sollen nach

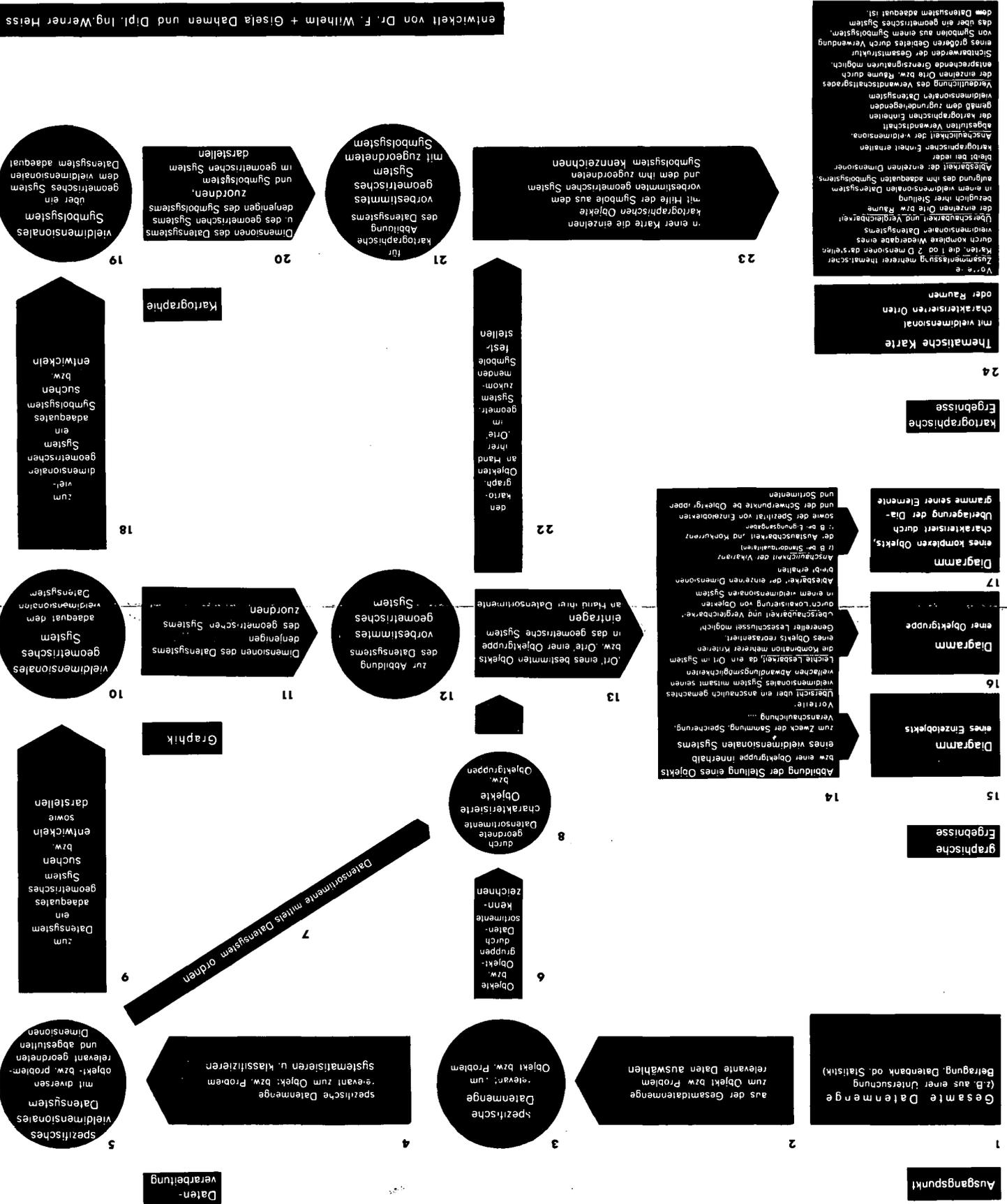
Erprobung in regelmäßiger Folge zu den Bodenkarten 1 : 50 000 erscheinen. Dabei ist an eine ökologische Auswertekarte mit den oben genannten Ökokoordinaten im Maßstab 1 : 50 000 und an vier auf 1 : 100 000 verkleinerte und so in den Blattschnitt einer 50 000er Karte gebrachte Karten gedacht. Die Auswertung der ökologischen Karten für die Straßenbepflanzung ist bereits mit der Straßenbauabteilung des Landschaftsverbandes abgesprochen. Unter den übrigen Karten wird je eine Darstellung der oben geschilderten Zusammensetzung des Bodens und der Feinerde mit Hilfe von Dreieckskoordinaten und eine der Nutzungseignung sein. Die beiden anderen Karten werden voraussichtlich eine spezielle Darstellung der landwirtschaftlichen Nutzungseignung sowie der Grundwasser- und Staunässeverhältnisse enthalten. In allen Fällen wird am Kartenrand ein ergänzender graphischer Überblick durch entsprechende Diagramme gegeben werden.

LITERATUR:

- ALEXANDER, C. Die Stadt ist kein Baum - Bauen und Wohnen Nr. 7/1967
- ARBEITSGEM.BODENKUNDE Kartieranleitung., Anleitung und Richtlinien z. Herstellung der Bodenkarte 1 : 25 000 - 2. Auflage, Hannover 1971
- DAHMEN, F. W. Ansatzpunkte zur Lösung der Umweltprobleme - Garten und Landschaft, Nr. 6/1970
- " Was bedeutet Umwelt? - Landschaftsverband Rheinland, Arbeitsstudie Nr. 21/1971
- " Die Antwort eines Landschaftsplaners auf die Umweltproblematik - Mitteilgn. Deutsch. Heimatbund, Nov. 1971
- " Landschaftsplanung, eine notwendige Ergänzung der Landes-, Orts- und raumbezogenen Fachplanung - Kleine Schriften des Deutschen Verbandes für Wohnungswesen, Städtebau und Raumplanung, Nr. 51/1972
- " Ansatzpunkte zur Auswertung der Bodenkarte 1 : 50 000 für die Landschaftspflege - Niederrhein. Jahrbuch 1972

- DAHMEN, F. W. und G. und KISKER, U. Führer zum Pflanzenkundlichen Lehrpfad im Naturlehrpark Heus Wildenrath, Köln und Krefeld, 1969
- DAHMEN, F. W. und HEISS, W. "Umwelt" - Schlagwort oder rettende Einsicht? - Der Aufbau, Nr. 5/6, Jg. 27, Wien 1972
- EHLERS, M. Baum und Strauch in der Gestaltung der deutschen Landschaft - Berlin und Hamburg, 1960
- ELLENBERG, H. Unkrautgemeinschaften als Zeiger für Klima und Boden - Landwirtsch. Pflanzensoziologie I, Stuttgart, 1950
- " Naturgemäße Anbauplanung, Melioration und Landespflge - Landwirtsch. Pflanzensoziologie III, Stuttgart, 1954
- " Vegetation von Mitteleuropa mit den Alpen - Stuttgart, 1963
- KLINK, H.-J. Geoökologie und naturräumliche Gliederung. - Grundlagen der Umweltforschung. - Geograph. Rundschau, Jg. 24, H. 1, 1972
- KNAPP, R. Vegetationskarte 1 : 50 000 für den Naturpark Schwalm-Nette, Beitrag z. Landsh.- und Einrichtungsplan für den Naturpark Schwalm-Nette, unveröff.; im M. 1 : 200 000 i. Druck
- MERTENS, H. Die Bodenkarte 1 : 50 000 von Nordrhein-Westfalen - Niederrhein-Jahrbuch 1972
- MERTENS, H. und MÜCKENHAUSEN, E. Die Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung - 2. Aufl., Düsseldorf, 1960
- MERTENS, H. und PAAS, W. Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:50 000, Blatt L 4704 Krefeld, Krefeld, 1969
- MERTENS, H. und PAAS, W. Geolog.bodenkundl. Übersichtskarte 1:50 000 f.d. Naturpark Schwalm-Nette, Beitrag z. Landsh.- und Einrichtungsplan für den Naturpark Schwalm-Nette; unveröff., i. Maßstab 1 : 200 000 im Druck
- NEEF, E. und BIELER, J. Zur Frage der landschaftsökologischen Übersichtskarte - Ein Beitrag zum Problem der Komplexkarte - Peterm.Geograph.Mittteilg., Jg.115, 1. Quartalheft 1971
- OBERDORFER, E. Pflanzensoziolog.Exkursionsflora - 3. Auflage., Stuttgart, 1970
- ROSSOW, W. Landschaftsplanung als Aspekt der Futurologie - Werk und Zeit, Beilage, Heft 3/1970
- SCHMITTHÜSEN, J. Begriff und Inhaltsbestimmung d. Landschaft als Forschungsobjekt v. geograph. u. biolog. Standpunkt - Arch.Naturach.u.Landschaftsforsch., Band 8, 1968, Heft 2

Verfahren zur graphischen und kartographischen Veranschaulichung und Speicherung vieldimensionaler Datensysteme



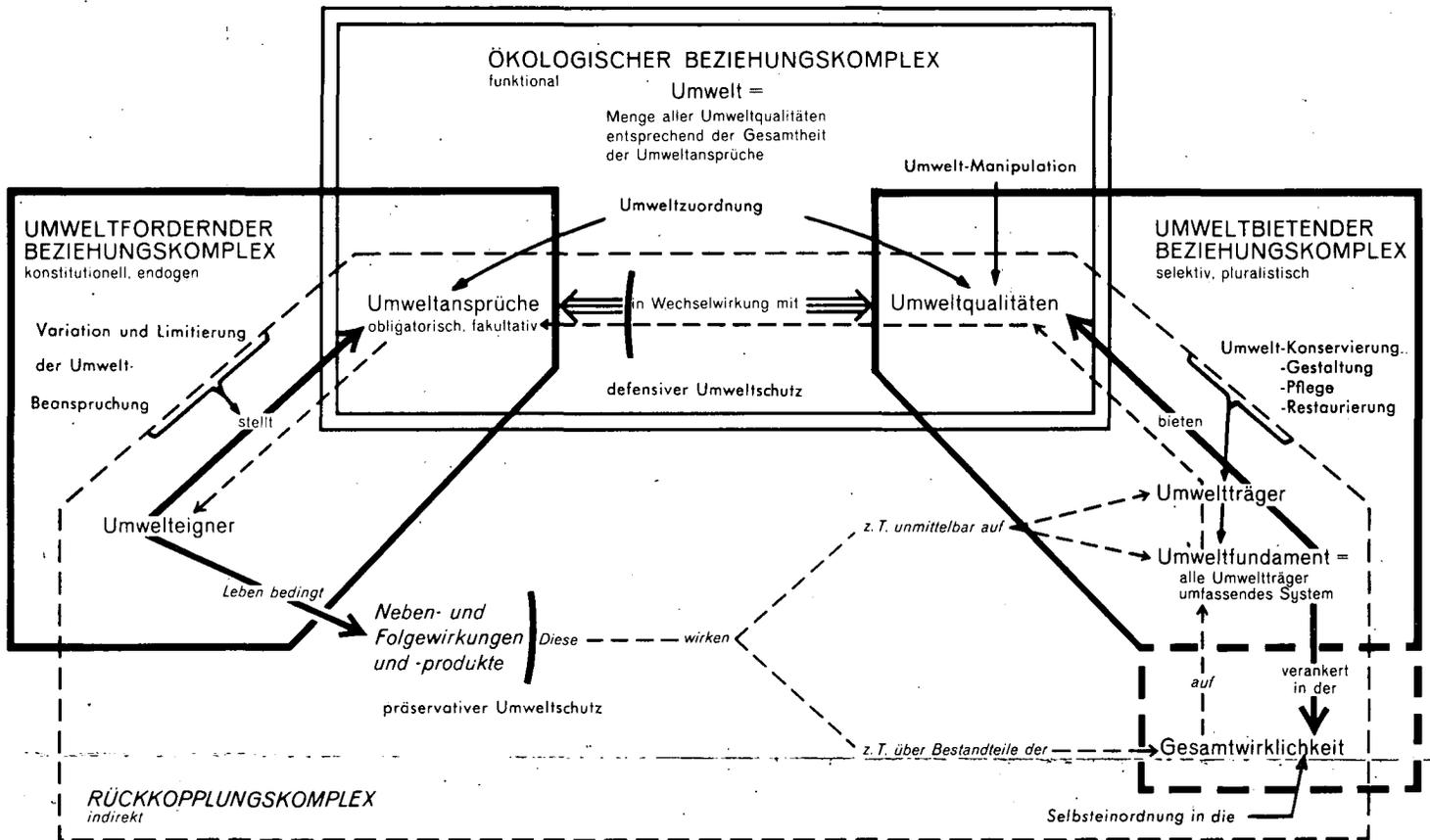
WAS BEDEUTET UMWELT ?

Der Begriff Umwelt im Sinne der Biologie bezeichnet alles und nur das, was in der Umgebung eines Lebewesens von direkter Bedeutung für dasselbe ist. Er kann auch auf Lebensgemeinschaften, Ökosysteme und größere geosphärische Einheiten angewandt und auf Kulturobjekte übertragen werden.

Gliederung der Umwelt in Schichten nach der Umweltwirkung

| | | | |
|--|---|---|--|
| Biotische Umwelt: (bei Lebewesen) | | Geistige Umwelt: (nur beim Menschen) | |
| physische Schicht | - naturgesetzlich auf den Körper wirkend | rationale Schicht | } schichtspezifisch Verstehen, Verwirklichung und Erfüllung fordernd |
| physiognomische Schicht | - als Erlebnisqualität Stimmung und Verhalten beeinflussend | aesthetische Schicht | |
| informative Schicht | - als Bedeutungsträger Information vermittelnd | ethische Schicht | |
| | | religiöse Schicht | |

BEZIEHUNGSKOMPLEXE IN UMWELTSYSTEMEN



Natürliche Umwelteigner:

Lebewesen, Lebensgemeinschaften, geosphärische Einheiten

Kulturelle Umwelteigner:

z.B. Bauwerke, Kunstwerke, Maschinen, Menschengruppen, Wirtschaftsbetriebe, Industriebetriebe

Umweltansprüche (beispielhafte Aufzählung):

| | | |
|---|--|---|
| physisch | physiognomisch | informativ |
| Platz, Wärme, Wasser, Nahrung, Strahlung, Giffreiheit | erlebbare Qualitäten, Gestalten, Vorgänge, Abwechslung, Pausen | wahrnehmbare und unterscheidbare Bedeutungsträger in angemessener Intensität und Dichte |

Umweltqualitäten (beispielhafte Aufzählung):

| | | |
|---|--|---|
| physisch | physiognomisch | informativ |
| Raum, Temperatur, Säuregrad, div. stoffl. Eigenschaften, mech., elektr. und magn. Kraftfelder | Figuren, Farben, Töne, Düfte als Einzelqualitäten und Komplexe; Verhaltensweisen | Licht, chem. u. mechan. Reize, Formen, Farben, Muster, Abfolgen |

Beispiele für Umweltträger:

div. Stoffe und Dinge wie Wasser u. v. a. chem. Substanzen, Luft, Sonnenstrahlung, Gesteine, Böden, Pflanzen, Tiere

Beispiele für Umweltfundamente:

der Wirt eines Endoparasiten, Ökotope bzw. -systeme wie ein See, Moor, Heide- oder Waldkomplex, Tal, Berg, Meerestell

ANSATZPUNKTE EINER UMFASSENDEN UMWELTHYGIENE

Die Prüfung und Zulassung von Pflanzenschutzmitteln -

Fragen an die angewandte Boden- und Standortkunde

von

W. D. Münch *)

Am 15. Mai 1969 trat das neue Pflanzenschutzgesetz der Bundesrepublik Deutschland in Kraft.

Aufgabe dieses Gesetzes ist u. a., Schäden abzuwenden, die bei der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (PSM) oder anderen Maßnahmen des Pflanzenschutzes insbesondere für die Gesundheit von Mensch und Tier entstehen können (§ 1 Abs. 1 Nr. 3). Dies verlangt von allen Beteiligten, angefangen vom Hersteller bis zum Anwender, ein hohes Maß an Verantwortung.

Pflanzenschutzmittel sind Stoffe oder Zubereitungen von Stoffen, die dazu bestimmt sind, Pflanzen vor Schadorganismen oder Krankheiten zu schützen; ferner Stoffe und Zubereitungen aus Stoffen, die dazu bestimmt sind, PSM zugesetzt zu werden, um deren Eigenschaften oder Wirkungsweisen zu ändern (§ 2 Nr. 3).

War bisher die Prüfung von PSM nur eine freiwillige, so ist nunmehr diese zwingend vorgeschrieben. Nicht zugelassene PSM dürfen nicht mehr im Handel sein.

Die Prüfung bzw. Zulassung eines PSM läuft wie folgt ab:

Antragstellung: hierzu sind umfangreiche Anlagen, die teils vom Antragsteller selbst, teils von amtlichen Prüfstellen oder sonstigen Institutionen erarbeitet sind, einzureichen. U. a. muß der Antrag ^{Angaben} über Rückstände, Abbaukurven und Metabolite der Präparate in und auf Böden enthalten. Sind die Unterlagen ausreichend, wird das Präparat in die Zulassungsprüfung genommen. Dabei werden die Angaben des Antragstellers vom Pflanzenschutzdienst sowie dem Bundesgesundheitsamt mit eigenen Versuchen überprüft. U. a. wird festgestellt, ob das PSM keine sonstigen schädli-

*) Biologische Bundesanstalt, Braunschweig, Messeweg 11/12

chen Auswirkungen, z. B. auf den Boden, hat, die nach dem Stand der Technik und der wissenschaftlichen Erkenntnisse nicht vertretbar sind (§ 8).

In einer abschließenden Sitzung von durch das BML ernannten Sachverständigen sowie von Bundesgesundheitsamt und der Biologischen Bundesanstalt wird über die Zulassung oder Ablehnung des PSM beraten.

Eine weitere wichtige gesetzliche Grundlage ist die Höchstmengen-Verordnung vom 30. November 1966, die Art und Menge der auf dem Erntegut zulässigen Rückstände von PSM regelt.

Ist die Prüfung der Wirksamkeit von PSM, die direkt oder über das Blatt wirken, relativ einfach, werden in zunehmendem Maße die Probleme bei der Prüfung von PSM, die über den Boden wirken, immer deutlicher. Der Grund hierfür liegt in der vielschichtigen Beeinflussung der einzelnen Bodenkomponenten, denn neben klimatischen Einflüssen bestimmen die bodenbürdigen entscheidend die Wirkung dieser Präparate. Am besten läßt sich dies bei den Herbiziden zeigen.

Die Wirkung ist auf humusarmen Böden z. B. wesentlich größer; gleichzeitig steigt aber die Anfälligkeit der Kulturpflanzen. Ähnliches gilt für einen höheren Wassergehalt des Bodens, der u. a. wiederum vom Schluff- und Tongehalt abhängig ist. Diese Tatsache trifft nicht nur für die sogenannten Bodenherbizide zu, sondern auch z. B. für die Wachstoffs, die wenigstens zum Teil auch über den Boden wirken. Bei diesen Vorgängen nimmt die Adsorption des Wirkstoffes an die Bodenkolloide eine zentrale Stellung ein. Sie beeinflusst einmal den Transport des Herbizides im Boden bzw. die Auswaschung in tiefere Schichten und so die von der Pflanzenwurzel aufnehmbare Herbizidmenge. Sie beeinflusst ferner die chemischen und biologischen Abbauvorgänge, z. B. die Umwandlung in Metaboliten bzw. den Abbau der Präparate. Dies kann entweder eine Wirkungssteigerung oder eine Inaktivierung der Präparate bedeuten.

Für diesen Adsorptionsvorgang sind insbesondere sowohl die organische Substanz bzw. der Humus als auch der Gehalt an Tonteilchen verantwortlich. Die einzelnen Tonminerale wiederum weisen sehr unterschiedliche Oberflächenwerte auf, so z. B. Kaolinit $5 - 30 \text{ m}^2/\text{g}$ und Montmorillonit $600 - 800 \text{ m}^2/\text{g}$. Schwere Tonböden können daher recht unterschiedliche Sorptionsfähigkeit aufweisen.

Die Sorptionsfähigkeit der einzelnen Böden sollte daher weitgehend bekannt sein. Hierzu müssen die Böden standardisiert werden. Dies ist neben der Erfassung des pH-Wertes, Nährstoffgehaltes, Wasserhaushaltes, der Humusqualität usw. z. B. über die direkte Messung der Sorptionsfähigkeit, der Bestimmung der Bodenart (abschlämbbare Teilchen) sowie des Humusgehaltes möglich.

Zur Erfassung der Sorptionskapazität der Böden ist bei der Biologischen Bundesanstalt eine Freiland- sowie eine Schnellmethode nicht bekannt. Die relativ einfache Methylen-Blau-Methode ist nur bei lehm- und tonfreien bzw. -armen Böden mit einem Humusgehalt von unter 2 % anwendbar. Die Messung des T-Wertes oder der gesamten Austauschkapazität ergibt einen Wert, der sowohl auf der Austauschkapazität der Tonminerale als auch der des Humus beruht. Solange jedoch nicht geklärt ist, daß der T-Wert im linearen Verhältnis zur Sorptionsfähigkeit des Bodens steht, ferner, daß gleiche T-Werte bei ton- oder humusreichen Böden dieselbe sorptive Wirkung von Herbiziden bedingen, scheint vorläufig die Bestimmung von Bodenart und Humus ein gangbarer Weg zur Festlegung der Herbizidaufwandmengen zu sein.

Die Bodenarten sind im wesentlichen definiert nach ihrem Gehalt an Sand, Schluff und Ton, der im Labor relativ genau zu bestimmen ist. Im Freiland dient hierzu die Fingerprobe; eine genauere Schnellmethode ist hier nicht geläufig.

Die Bodenarten werden einmal nach der Reichsbodenschätzung klassifiziert; ausschlaggebend ist der Anteil an abschlämbbaren Teilchen, d. h. mit einem Durchmesser von unter $10\ \mu$ ($0.001\ \text{mm}$). Zum anderen gibt es eine Einteilung von Wiegner, der als abschlämbbare Teilchen solche mit einer Größe von kleiner $20\ \mu$ definiert. Ähnlich geht auch die Internationale Bodenkundliche Gesellschaft in ihrer Einteilung vor, wobei aber die Fraktion $20 - 200\ \mu$ zum Feinsand gerechnet wird; ferner die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft, die die Klasse $20 - 200\ \mu$ in die Klassen $20 - 60\ \mu =$ Grobschluff sowie $60 - 200\ \mu =$ Feinsand unterteilt. Die Klassen kleiner $20\ \mu$ werden ebenfalls noch weiter aufgegliedert. Schröder wiederum wählte, u. a. zwecks besserer graphischer Darstellung, als Klassenbreite nicht $2 - 6$, sondern $2 - 6.3$ (logarithmische Einteilung).

Die neueren Untersuchungsmethoden sind nach den Empfehlungen der DBG, die bisher vorliegenden "amtlichen" Unterlagen dagegen nahezu alle auf "abschlämbbare Teilchen" abgestimmt.

Die Definition des Humusgehaltes ist ebenfalls nicht einheitlich. Es wäre ggf. sinnvoller, lediglich von C-organisch zu sprechen, auf das auch untersucht wird.

Als Untersuchungsmethode steht im Labor einmal die Verbrennung zur Verfügung, die aber nur bei Sand- und Moorböden und nicht bei den problematischen Lehm- und Tonböden brauchbare Werte ergibt (u. a. wegen Kristallwasser), zum anderen die Na₂Oxydation (z.B. Methode Lichterfelde), die aber ebenfalls nicht immer befriedigt.

Ein weiteres Problem bei der Humusbestimmung ist der Umrechnungsfaktor, d. h. wieviel Prozent Kohlenstoff die ermittelte organische Substanz enthält. Die Umrechnungsfaktoren schwanken in der Literatur zwischen 1.7 und 2.0. Auch aus diesem Grunde wäre es besser, nur noch vom Prozentgehalt an C-organisch zu sprechen.

Ferner können bei hohem Anteil lebender Bestandteile wie Edaphon, Pflanzenwurzeln usw. Abweichungen vom tatsächlichen Humusgehalt von bis zu 20 % auftreten.

Eine Aussage über die chemische Zusammensetzung des Humus ist mit diesen Methoden ebenfalls nicht möglich. Die Sorptionskapazität zweier Böden mit gleichem Gehalt an C-organisch bzw. Humus, jedoch mit verschiedenen Humusarten bzw. unterschiedlicher Humuszusammensetzung ist mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht die gleiche.

Bei stark anmoorigen Böden sind vielfach die Zusammenhänge besser aufzuzeigen, wenn statt der Gewichtsprocente die Volumenanteile gewählt werden. Eine Schnell- sowie eine Freilandmethode, die vergleichbare Aussagen zuläßt, steht nicht zur Verfügung; ebenso wie die Ansprache der Humusformen im Freiland noch sehr subjektiv ist.

Zusammenfassend ist festzustellen: Für eindeutige Aussagen über die Wirksamkeit sowie die erforderlichen Aufwandmengen für PSM, die über den Boden wirken, ist die Klassifizierung der Böden erforderlich. Hierzu stehen jedoch zur Zeit weder Freiland- noch Labormethoden zur Verfügung, von denen bewiesen ist, daß sich mit ihnen für die Belange des Pflanzenschutzes hinreichend genaue Ergebnisse erarbeiten lassen. Ideal wäre eine einheitliche Standortskartierung, aus der u. a. die Sorptionsfähigkeit, der Wasserhaushalt und das Klima der einzelnen Parzellen hervorgeht.

Grundzüge einer Schnellmethode der Standortkartierung
im Maßstab 1 : 50 000 als Grundlage für die Agrar- und
Landschaftsplanung in Baden-Württemberg

von

S. Müller,^{*)} K.-F. Schreiber^{**)} und F. Weller^{**)}

Die Notwendigkeit einer standortgemäßen Agrar- und Landschaftsplanung hat in den letzten Jahren durch die erforderlich gewordene Anpassung der landwirtschaftlichen Produktion an die veränderte Wettbewerbssituation und durch die Forderungen nach einer den Gesichtspunkten des Umweltschutzes Rechnung tragenden Raumordnung stark zugenommen. Damit ist der Bedarf an naturwissenschaftlich fundierten Planungsunterlagen sprunghaft angestiegen. Von Planungsseite werden v. a. Karten mit unmittelbaren Aussagen über die natürliche Standortseignung für verschiedene Nutzungsmöglichkeiten gewünscht. Weitere Forderungen sind eine für den Planer leicht verständliche Darstellung sowie - aus Kosten- und Termingründen - die Möglichkeit einer schnellen Ausführung.

Nach diesen Gesichtspunkten werden z. Zt. im Auftrag des Baden-Württembergischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Umwelt gemeinsam von der Forschungsstelle für Standortskunde der Universität Hohenheim, der Abteilung Botanik und Standortskunde der Bad.-Württ. Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt und dem Geologischen Landesamt Musterkarten für verschiedene Planungsmaßstäbe erarbeitet. Während für die Maßstäbe 1 : 5 000, 1 : 10 000, 1 : 25 000 und 1 : 200 000 bereits langjährige Erfahrungen der genannten Stellen vorliegen, war der Maßstab 1 : 50 000 bislang nicht bearbeitet worden. Da er aber für künftige Planungsaufgaben auf regionaler Basis besonders geeignet erscheint, wurde 1972 speziell für diesen Maßstab eine Schnellmethode der Standortkartierung entwickelt und am Beispiel des Kreises Aalen (Nordwürttemberg) erprobt. In dem angewandten Verfahren, das anlässlich der Löwensteiner

*) Geol. Landesamt, 7000 Stuttgart, Sängerestr. 5

***) Forschungsstelle für Standortskunde, 7981 Bavendorf,
Schuhmacherhof

Tagung auf einer Exkursion erläutert wurde, sind Grundlagen der detaillierteren, großmaßstäbigen Standortkartierungen mit solchen der Landschaftstypisierung, wie sie zunächst für regionale standortkundliche Gliederungen im Maßstab 1 : 200 000 erarbeitet wurden, kombiniert. In den folgenden Beiträgen werden zunächst diese Grundlagen und anschließend die praktische Durchführung der Kartierung umrissen.

Um Mißverständnissen vorzubeugen, sei vorweg betont, daß es sich nicht um eine Bodenkartierung, sondern um eine kombinierte Standortkartierung handelt, bei der sowohl bodenkundliche als auch meteorologische und vegetationskundliche Kriterien berücksichtigt werden, was sich für eine umfassende Standortsbeurteilung besonders bewährt hat (vgl. u. a. ELLENBERG 1967). Bodenkundliche Gesichtspunkte finden dabei Beachtung, soweit sie ökologisch von besonderer Bedeutung sind. Wenn sie in den folgenden Ausführungen im Vordergrund stehen, so ist dies v. a. durch die Thematik der Tagung bedingt.

I. Methodische Grundlagen der landbaulichen Standortkartierung

(K.-F. Schreiber)

Um die Frage nach der Leistungsfähigkeit eines Standortes, seiner möglichen Ertragsleistung oder -begrenzung für den Pflanzenbau einigermaßen zu beantworten, müssen wir versuchen, alle wichtigen, in irgendeiner Form ertragsbeeinflussenden Standortfaktoren oder Eigenschaften zu bestimmen. So erhalten wir ein - wenn auch stark vereinfachtes - Abbild des Zusammenwirkens der natürlichen Bedingungen, der Gesamtheit aller für das Leben wichtigen Eigenschaften eines Geländeteils, der potentiellen Lebensstätte, wie SCHMITHÜSEN (1961) den Standort definiert.

Damit werden aber nicht immer die jeweiligen, bereits bestehenden Belastungen eines Standortes erfaßt, erst recht nicht seine Belastbarkeit oder gar die Funktionen, die er - als Wuchs- und Wohnplatz - in Verbindung mit einer ganz bestimmten Lebensgemeinschaft im Naturhaushalt eines Landschaftsausschnittes oder einer Landschaft ausübt. Hier ist die Bezugsbasis das Ökosystem, ein von Lebewesen und ihrer anorganischen Umwelt gebildetes Wirkungsgefüge, das sich weitgehend selbst reguliert (ELLENBERG 1971). Stoff- und Energieflüsse sowie die Regulationsmechanismen in einem Ökosystem und zwischen verschiedenen Systemen müßte jedoch der

Planer kennen, zumindest aber deren Ergebnisse verarbeiten können, wenn er eine in bestimmten Grenzen belastbare, in ihren einzelnen Teilen wie im Gesamten ausgewogene, funktionsgerechte Landschaft bei seinen Planspielen formulieren und entwickeln will.

Wir sind weit davon entfernt, heute schon darüber genaue Auskunft geben zu können. Es geht vielmehr immer noch darum, möglichst für alle Agrar- und Landschaftsplanungen wenigstens in groben Umrissen eine kartenmäßige Aussage über die Standortverhältnisse zu machen, eine bislang noch nicht vollzogene flächendeckende Inventaraufnahme über Gunst und Ungunst der Ländesenatur schleunigst nachzuholen, damit Entscheidungen über die künftige Form der Nutzung bestimmter Landschaften nicht ohne Kenntnis ihres natürlichen Potentials erfolgen.

Diese Problemstellung zwingt zu einem beträchtlichen Zusammenstreichen der bei einer solchen Standortkartierung zu berücksichtigenden Naturgegebenheiten auf wenige wesentliche Faktoren, von denen wir wissen oder meinen, daß sie als natürliche Voraussetzungen das Kräftespiel in einem Ökosystem bestimmen. Eine weitere Forderung sind einfache, rasche Feldmethoden, die es gestatten, den betreffenden Faktor oder den Faktorenkomplex in unserem Falle möglichst pflanzengemäß und ohne langwierige und komplizierte Messungen und Laboruntersuchungen zu erfassen.

Das bedeutet allerdings keinesfalls, daß solche Untersuchungen nicht erforderlich wären; im Gegenteil, wir brauchen im Sinne einer Systemanalyse dringend umfangreiche und genaue Messungen über die verschiedensten Teile und das Beziehungsgefüge eines Standortes. Nur sind sie für eine unter Zeitzwang zu erhebende Vorabinformation nicht erlangbar.

Im Rahmen der landwirtschaftlichen Standortkartierung in Südwestdeutschland ist - ähnlich wie bei der forstlichen Standortkartierung - ein kombiniertes Verfahren entwickelt worden, das mit verschiedenartigen Schnellmethoden aus dem bodenkundlichen, agrarmeteorologischen und vegetationskundlichen Bereich arbeitet. (Eine genauere Information über diese Methoden erhält man bei ELLENBERG u.a. 1956, SCHREIBER 1969 und WELLER 1970)

Die W ä r m e v e r h ä l t n i s s e werden durch mehrjährige, vergleichende Beobachtungen des Entwicklungszustandes der Pflanzendecke und die Kartierung von phänologischen Wärmestufen erfaßt, denen für das allgemeine Verständnis näherungsweise Klimadaten (z. B. Jahresdurchschnittstemperatur oder Länge der durchschnittlichen Vegetationszeit) zugeordnet werden. Für Baden-Württemberg liegt eine solche Karte im Maßstab 1 : 200'000 bereits vor (ELLENBERG 1956). Daraus lassen sich in Anlehnung an das örtliche Relief detailliertere Wärmegliederungen kurzfristig ableiten.

Neben dem Wärme Klima wird die K a l t l u f t g e f ä h r d u n g durch Temperaturmeßfahrten in Strahlungsächten aufgenommen und durch Bonitierungen aufgetretener Frostschäden an empfindlichen Kulturpflanzen (vgl. WINTER 1958; WELLER u. SCHREIBER 1965) sowie durch Abgrenzung geländeklimatischer Besonderheiten, wie nächtlicher lokaler Windsysteme mit ihrer frostmildernden Wirkung, ergänzt und geeicht.

Der W a s s e r h a u s h a l t läßt sich bei entsprechender Arten- und Gesellschaftskenntnis durch die Grünlandgesellschaften charakterisieren (vgl. u. a. WITTMANN 1971 bzw. in diesem Band), denen auch bestimmte ökologische Gruppen der Ackerunkrautgesellschaften mit Hilfe vergleichbarer Bodenprofile zugeordnet werden können; darüber hinaus dienen auch alle hydromorphen Merkmale des Bodenprofils selbst und seine abgeschätzte nutzbare Wasserkapazität in Verbindung mit Klimadaten zur weiteren Beurteilung der Feuchtigkeitsbedingungen.

Im Übrigen werden die B o d e n v e r h ä l t n i s s e mit Hilfe von Profilbohrungen erfaßt. Neben einer Ansprache des Bodentyps erfolgt eine Charakterisierung von Bodenart und -schichtung, sowie der daraus und der Gründigkeit, Durchwurzelbarkeit und Humosität resultierenden "potentiellen Trophie" oder "natürlichen Nährkraft" des Bodens. Auf Kalkgehalt oder Versauerung der Böden gibt neben bodenkundlichen Feldmethoden die Vegetation zusätzliche Hinweise.

Schließlich finden auch die Hangneigung und andere die Bewirtschaftung erschwerende Geländeformen sowie die Erosionsanfälligkeit Berücksichtigung.

Alle erhobenen Faktoren und Standortmerkmale werden mit Hilfe von Zahlen und Buchstaben in bestimmte, 5-, 10- oder mehrstufige Parameter eingeordnet oder, wie z. B. die Bodenarten, durch allgemein gebräuchliche Kürzel gekennzeichnet. So ergibt sich endlich für die Charakterisierung eines Standortes eine Zahlen-Buchstaben-Kombination, die, gewissermaßen als "ökologischer Typ", auch in verschiedenen Landschaften wiederkehren kann, sofern dort die gleichen Standortverhältnisse herrschen. Dies erlaubt überregionale Vergleiche und die Übertragung von Anbauerfahrungen, die für die Standortbewertung eine unentbehrliche Hilfe sind.

Alle hier genannten Standortseigenschaften werden unter Zuhilfenahme vorhandener Unterlagen, wie z. B. Bodenkarten, Bodenschätzung etc., im Gelände erarbeitet und dabei Flächen annähernd gleicher natürlicher Bedingungen ausgegrenzt; eine so umgrenzte *S t a n d o r t s e i n - h e i t* (Ökotope) ist damit auch ein Raum mit annähernd gleicher natürlicher Anbaueignung und Ertragsfähigkeit.

Es findet kein Übereinanderlegen von Karten verschiedenster Faktoren statt, die man am Schreibtisch in möglichst deckungsgleiche Einheiten zu bringen sucht. Die Standortseinheit ist also nicht die Summe aller Einzelfaktoren, die zunächst aus ihrem standörtlichen Zusammenhang gelöst und qualitativ oder quantitativ erfaßt und abgestuft wurden. Es entsteht im Feld in Form einer Komplexanalyse und durch Integration ein neues Ganzes, das damit dem landschaftlichen Axiom von NEEF (1967) gerecht wird. Die Darstellung der Standortseinheiten als ökologisch inhomogene Flächen oder als landschaftstypisch verzahnter Komplex ist eine Frage des Maßstabs.

Analyse und Synthese sind die beiden ersten Schritte der Standortskartierung (vgl. Abb. 1). Ohne Bewertung ihrer Nutzungsmöglichkeiten sind solche Grundlagen für den Agrar- und Landschaftsplaner aber nur bedingt verwendbar. Deshalb folgt als dritter Schritt, der hier jedoch nicht näher erläutert werden kann, eine *E i g n u n g s b e w e r - t u n g* des Ertrags- und Qualitätsverhaltens bestimmter Kulturpflanzen, von ganzen Fruchtfolgen oder Kulturarten sowie eine Abwägung der verschiedenen Möglichkeiten naturgemäßer Nutzung auf den einzelnen Standorten, so problematisch eine solches Unterfangen bei den mangelhaften Informationen, die wir bislang darüber besitzen, auch derzeit noch sein mag (vgl. z. B. SCHREIBER 1969). Diese Angaben werden durch Hinweise auf die Gefährdung durch bestimmte Nutzungsformen ergänzt, soweit wir heute deren Folgen übersehen können.

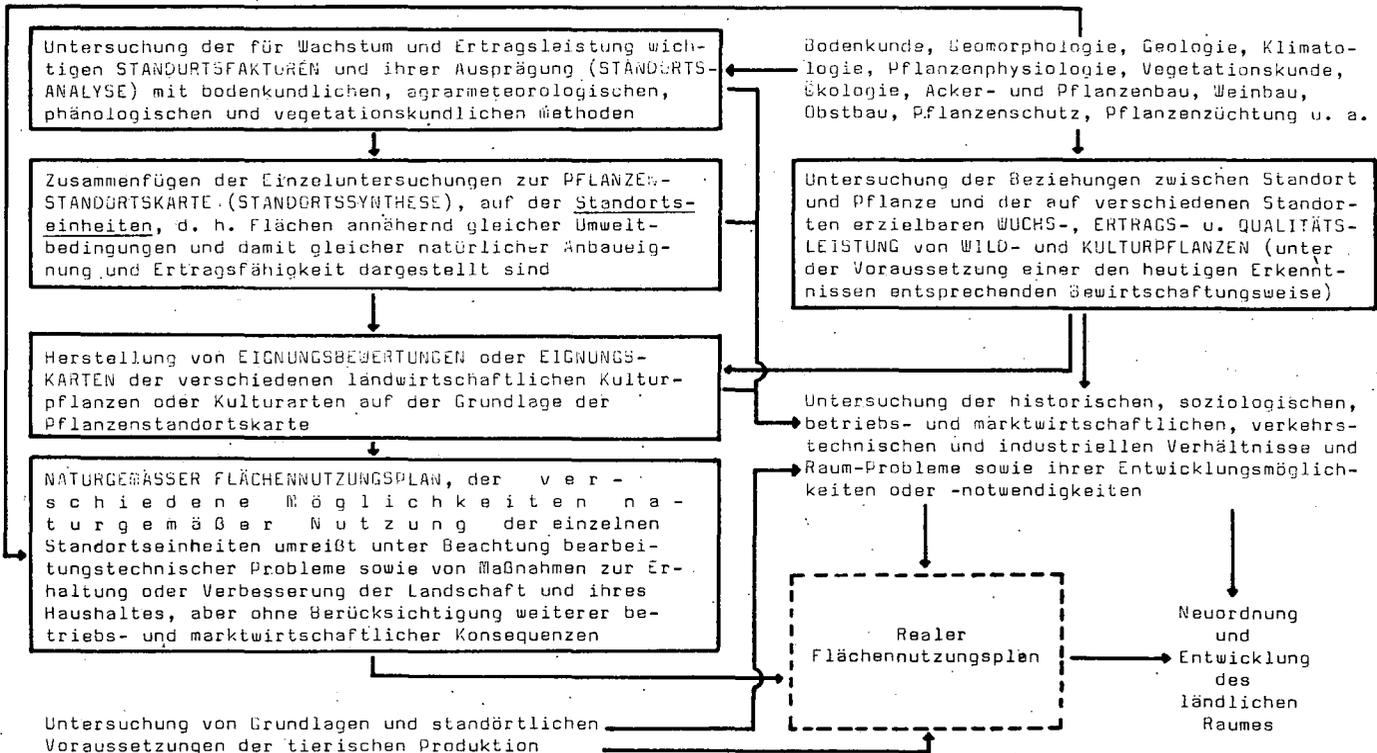


Abb. 1 Arbeitsschritte bei der landbaulichen Standortskartierung und deren Verwendung als Grundlage für die Agrar- und Landschaftsplanung

II. Geologisch-bodenkundliche Landschaftstypisierung

(S. Müller)

Eine standortkundliche Schnellkartierung findet im südwestdeutschen Schichtstufenland in der Geomorphologie und Geologie feste Orientierungshilfen. Das generell mit ein bis zwei Grad nach Südosten einfallende Schichtengebäude wurde im Pleistozän in mehreren Schüben zur heutigen Meereshöhe angehoben, wobei die Erosion den Wechsel härterer und weicherer Gesteine in charakteristischen Formen herauspräparierte, so daß das geologische Grundgerüst fast überall durch die Landschaftsformen hindurchscheint. Außer vom anstehenden mesozoischen Gesteinskörper wird der Boden aber von zahlreichen oft unregelmäßigen Deckschichten bestimmt, wie von Löss und Lößlehm, periglazialen Wanderschutt, Flußsanden u. a., z. B. - wie im Kreis Aalen demonstriert - von Auswurfmassen aus dem Meteoritenkrater des Rieses. Um dennoch übergreifende geologisch-bodenkundliche Hilfsmittel sowohl für die forstliche Standortskartierung 1 : 10 000 als auch für die landwirtschaftlichen Standortseignungskarten 1 : 50 000 und für eine in Vorbereitung begriffene Bodenübersichtskarte 1 : 200 000 von Baden-Württemberg zu schaffen, hat Verfasser für Baden-Württemberg geologisch-bodenkundliche Landschaftstypen zusammengestellt, die größtenteils auch Bodenlandschaften sind. Sie beziehen sich auf charakteristische Landschaftsteile, die durch das geologische Grundgerüst bedingt sind. Diese werden weiterhin modifiziert nach der wechselnden Petrographie und nach den bodenbildenden Deckschichten, die das anstehende Gestein überlagern. Ihre Ausdehnung geht aber nicht überall direkt aus der Geomorphologie hervor, sondern ist örtlich zu ermitteln, was bei einiger Übung mit Übersichtsbefahrungen möglich ist.

Die Bodenverhältnisse können bei gleichem Grundgestein in jungen oder alten Landschaften, bzw. in warmen oder kühlen Klimabereichen verschieden sein, deshalb ist auch die Gliederung nach geologisch-bodenkundlichen Landschaftstypen einer wuchsklimatischen Gliederung untergeordnet, die z. B. im forstlichen Bereich mit Wuchsgebieten und Wuchsbezirken arbeitet. Auf bodenkundliche Sonderentwicklungen mit stark ferretisierten Böden in Altflächen des Sandsteinkeupers wurde bei der Exkursion hingewiesen.

Tab. 1

Geologisch-bödenkundliche Landschaftstypen im Bereich des unteren und mittleren schwarzen Jura (Lias).

| Ausgangsmaterial der Bodenbildung | Landschaftstypen Toposequenzen der Bodentypen (In Klammern: pauschalisierte Substratgruppen der landwirtschaftlichen Standortseignungskarte 1 : 50 000) | | | | | | | | | |
|--|---|------------------------------------|---|-----------------------------------|--|----------------------------|------------------------|---------------------|--------------|--------------|
| Lias-Flachlandschaft | | | | | | | | | | |
| Lößlehme und schluffige Decklehme über undurchlässigem Untergrund | <table border="0"> <tr> <td>a Parabraunerde</td> <td rowspan="2">}</td> <td rowspan="2">(Lehm bzw. Tonlehm)</td> </tr> <tr> <td>b Pseudogley-Parabraunerde</td> </tr> <tr> <td>c Parabraunerde-Pseudogley</td> <td rowspan="3">}</td> <td rowspan="3">(Tonlehm bzw. Lehm)</td> </tr> <tr> <td>d Pseudogley</td> </tr> <tr> <td>e Stagnogley</td> </tr> </table> | a Parabraunerde | } | (Lehm bzw. Tonlehm) | b Pseudogley-Parabraunerde | c Parabraunerde-Pseudogley | } | (Tonlehm bzw. Lehm) | d Pseudogley | e Stagnogley |
| a Parabraunerde | } | (Lehm bzw. Tonlehm) | | | | | | | | |
| b Pseudogley-Parabraunerde | | | | | | | | | | |
| c Parabraunerde-Pseudogley | } | (Tonlehm bzw. Lehm) | | | | | | | | |
| d Pseudogley | | | | | | | | | | |
| e Stagnogley | | | | | | | | | | |
| Feinsandig-steinige Lias-Verwitterungsdecke | <table border="0"> <tr> <td>a Ranker</td> <td rowspan="4">}</td> <td rowspan="4">(Sand bzw. Sandkerf)</td> </tr> <tr> <td>b Braunerde</td> </tr> <tr> <td>c Podsol-Braunerde</td> </tr> <tr> <td>d Pseudogley-Braunerde</td> </tr> </table> | a Ranker | } | (Sand bzw. Sandkerf) | b Braunerde | c Podsol-Braunerde | d Pseudogley-Braunerde | | | |
| a Ranker | } | (Sand bzw. Sandkerf) | | | | | | | | |
| b Braunerde | | | | | | | | | | |
| c Podsol-Braunerde | | | | | | | | | | |
| d Pseudogley-Braunerde | | | | | | | | | | |
| schluffig-tonige Lias-Verwitterungsdecke | <table border="0"> <tr> <td>a Pararendzina-Pelosol (Mergelton)</td> <td rowspan="4">}</td> <td rowspan="4">(Tonlehm und Ton)</td> </tr> <tr> <td>b Parabraunerde-Pelosol (Tonlehm)</td> </tr> <tr> <td>c Pseudogley-Pelosol</td> </tr> <tr> <td>d Pseudogley</td> </tr> </table> | a Pararendzina-Pelosol (Mergelton) | } | (Tonlehm und Ton) | b Parabraunerde-Pelosol (Tonlehm) | c Pseudogley-Pelosol | d Pseudogley | | | |
| a Pararendzina-Pelosol (Mergelton) | } | (Tonlehm und Ton) | | | | | | | | |
| b Parabraunerde-Pelosol (Tonlehm) | | | | | | | | | | |
| c Pseudogley-Pelosol | | | | | | | | | | |
| d Pseudogley | | | | | | | | | | |
| Tonmergel mit Kalksteinbänken | <table border="0"> <tr> <td>a Pelosol-Pararendzina (Mergelton)</td> <td rowspan="3"></td> </tr> <tr> <td>b Pelosol (Ton)</td> </tr> <tr> <td>c Pseudogley-Pelosol, Pseudogley (Ton)</td> </tr> </table> | a Pelosol-Pararendzina (Mergelton) | | b Pelosol (Ton) | c Pseudogley-Pelosol, Pseudogley (Ton) | | | | | |
| a Pelosol-Pararendzina (Mergelton) | | | | | | | | | | |
| b Pelosol (Ton) | | | | | | | | | | |
| c Pseudogley-Pelosol, Pseudogley (Ton) | | | | | | | | | | |
| Lias-Flachhügelland | | | | | | | | | | |
| Schluffiger Mergelton (Lias beta) | <table border="0"> <tr> <td>a Pelosol-Pararendzina (Ton)</td> <td rowspan="3"></td> </tr> <tr> <td>b Parabraunerde-Pelosol (Tonlehm)</td> </tr> <tr> <td>c Pseudogley-Pelosol, Pseudogley (Ton)</td> </tr> </table> | a Pelosol-Pararendzina (Ton) | | b Parabraunerde-Pelosol (Tonlehm) | c Pseudogley-Pelosol, Pseudogley (Ton) | | | | | |
| a Pelosol-Pararendzina (Ton) | | | | | | | | | | |
| b Parabraunerde-Pelosol (Tonlehm) | | | | | | | | | | |
| c Pseudogley-Pelosol, Pseudogley (Ton) | | | | | | | | | | |
| Tonmergel mit Kalksteinbänken (z. B. Numismalimergel, Amaltheenton, Jurensimergel) | <table border="0"> <tr> <td>a Pararendzina (Mergelton)</td> <td rowspan="3"></td> </tr> <tr> <td>b Pelosol (Ton)</td> </tr> <tr> <td>c Pseudogley-Pelosol, Pseudogley (Ton)</td> </tr> </table> | a Pararendzina (Mergelton) | | b Pelosol (Ton) | c Pseudogley-Pelosol, Pseudogley (Ton) | | | | | |
| a Pararendzina (Mergelton) | | | | | | | | | | |
| b Pelosol (Ton) | | | | | | | | | | |
| c Pseudogley-Pelosol, Pseudogley (Ton) | | | | | | | | | | |

Neben den fertigen Hilfsmitteln, die dem Kartierer bereits zur Verfügung stehen: Regionale Gliederung des Landes nach wuchsklimatischen Grundlagen, Bodenschätzungskarte, geologische Karten, ermöglicht erst eine geologisch-bodenkundliche Landschaftstypisierung die Schnellkartierung im angestrebten Maße.

Aus dem der Kartierung zugrunde liegenden geologisch-bodenkundlichen Tabellenwerk werden im folgenden zwei Beispiele dargestellt, die bei der Exkursion demonstriert wurden (Tab. 1).

In der Tabelle sind links die wichtigsten geologischen Substrate angeführt. Auf der rechten Seite ist die geländeabhängig aus ihnen entstandene Toposequenz der Bodentypen in alphabetischer Reihenfolge schematisch aufgeführt. Die Initialstadien der Bodenbildung sind normalerweise auf die erosionsgefährdeten exponierten Lagen beschränkt. In mittleren noch abflußgünstigen Lagen finden sich die unter den örtlichen Verhältnissen voll entwickelten Bodentypen, während ausgereifte abflußträge Oberflächen oft gealterte und vernässende Böden aufweisen. (vgl. MÜLLER 1961, MÜLLER et al. 1967). Hinter den Bodentypen werden in Klammer die vom Kartierer im Schnellverfahren anzusprechenden Substratgruppen genannt, die neben Angaben über den Wasserhaushalt sowie über Chemismus, Gründigkeit und Humusführung (=potentielle Trophie) in der Standortsformel (vgl. Beitrag WELLER) erscheinen. Die sich im Bodentyp äußernde Spanne der Bodenentwicklungsstufe schreibt der Kartierer als Anmerkung zur Formel, soweit er dies im Einzelfall vermag. Wo er das nicht kann, ist es Sache der Berater, die Bodentypenspanne zu ermitteln. Normalerweise ist aber die bodentypologische Gesetzmäßigkeit mit der Landschaftstypisierung in ausreichendem Maße erfaßt.

III. Durchführung der Kartierung

(F. WELLER)

Eine flächenhafte Aufnahme und Darstellung von Standortseinheiten (vgl. Beitrag SCHREIBER) ist nur auf großmaßstäbigen Karten möglich. Die Grenze der Darstellbarkeit wechselt je nach dem Grad der Vielfältigkeit des Geländes, ist jedoch spätestens beim Maßstab 1 : 25 000 erreicht. Außerdem würde die genaue räumliche Abgrenzung von Standortseinheiten für eine Übersichtskarte kleineren Maßstabs einen viel zu hohen Aufwand erfordern. Aus den genannten Gründen ist es notwendig, bei Standortsaufnahmen im Maßstab 1 : 50 000 und kleiner statt einzelner Standortseinheiten (Ökotope) umfassendere S t a n d o r t s - k o m p l e x e (Ökochoren) als Kartiereinheiten zu Grunde zu legen. Sie setzen sich je nach der Beschaffenheit des Geländes und der durch den Maßstab gegebenen Darstellungsmöglichkeiten aus einer kleineren oder größeren Zahl verschiedener benachbarter Standortseinheiten zusammen, die in ihren ökologischen Eigenschaften durchaus verschiedenartig sein können. Charakteristisch für einen solchen Standortskomplex ist jedoch, daß die verschiedenen Standortseinheiten mit typischen Flächenanteilen und in einem typischen Verteilungsmuster auftreten, die ihn von anderen Standortskomplexen mehr oder weniger deutlich unterscheiden.

Bei der Entscheidung darüber, welche Kriterien für die verschiedenen Standortskomplexe als typisch gelten können, ist dem subjektiven Ermessen naturgemäß mehr Spielraum gegeben als bei der Abgrenzung einzelner Standortseinheiten. Um trotzdem ein einheitliches, reproduzierbares Verfahren zu gewährleisten, ist es wichtig, bereits vor Beginn der eigentlichen Kartierarbeit für das jeweilige Gebiet einen Rahmen aufzustellen, innerhalb dessen die Kartierer sich über die zu erwartenden Standortskomplexe orientieren können. Hierfür bieten die bei den beteiligten Stellen vorliegenden bzw. in Arbeit befindlichen regionalen Gliederungen von Baden-Württemberg im Maßstab 1 : 200 000 wichtige Unterlagen (teilweise publiziert, z. B. SCHLENKER 1963, SCHREIBER und WELLER 1966). Dank dieser Unterlagen konnte für die Beispielskarte 1 : 50 000 des Kreises Aalen kurzfristig der notwendige Kartierrahmen aufgestellt werden, mit dessen Hilfe die Kartierer schon

nach wenigen einführenden Übersichtsbegängen in der Lage waren, selbständig nach einheitlichen Gesichtspunkten die vorkommenden Standortkomplexe zu unterscheiden und abzugrenzen.

Sieht man von den klimatischen Standortskomponenten zunächst ab, so geht es darum, die für die verschiedenen Standortkomplexe typischen Bodengesellschaften (Bodenlandschaften, Bodentypengefüge, Bodenkomplexe, Pedochoren) einschließlich des Reliefs zu erfassen und hinsichtlich der wichtigsten physiologisch wirksamen Faktoren so zu charakterisieren, daß darauf eine Bewertung der natürlichen Eignung für bestimmte landbauliche Nutzungsformen aufbauen kann (vgl. Beitrag SCHREIBER). Hierfür erfolgen bei einer jeweils auf die Geländeverhältnisse abgestimmten Begehung oder Befahrung nachstehende Arbeitsschritte:

1.) Abgrenzung von visuell leicht unterscheidbaren landschaftsmorphologischen Einheiten.

Die zu unterscheidenden Einheiten sind im Kartierahmen aufgeführt. Es können komplexe L a n d s c h a f t s t y p e n (z.B. Flachlandschaft, Flachhügelland, Hügelland) oder auch aus der Umgebung besonders hervorstechende L a n d s c h a f t s t e i l e (z. B. Hangfuß, Steilhang, Flachtälchen) sein. Zusätzlich werden Besonderheiten festgehalten, z. B. Kleinräumig starker Reliefwechsel, Steilkanten, Dolinen, Rutschungen, Blöcke und Felsen.

2.) Abgrenzung von pauschalierten Substratgruppen innerhalb der einzelnen landschaftsmorphologischen Einheiten.

Sie erfolgt anhand von Bohrprofilen, die unter Berücksichtigung der Geländeform, des Flächeneindrucks einer einheitlichen oder wechselnden Bodenbeschaffenheit und der Vegetation gezielt entnommen werden. Wichtige Hilfsmittel sind dabei die Tabellen der geologisch-bodenkundlichen Landschaftstypen (vgl. Beitrag MÜLLER), geologische Karten und Bodenschätzungskarten.

Treten innerhalb einer landschaftsmorphologischen Einheit verschiedene Bodensubstratgruppen auf, so wird eine weitere Untergliederung dieser Einheit notwendig, sofern die Substrate nicht sehr eng und regelmäßig

miteinander verzahnt vorkommen und dadurch einen untrennbaren Komplex bilden. Für diese Entscheidungen können Bodenschätzungskarten wertvolle Hinweise geben. Allerdings ist deren großer Maßstab für die Zwecke einer Übersichtskartierung sehr hinderlich. Es hat sich deshalb bewährt, aus den Bodenschätzungskarten eine pauschalisierte Auswertungskarte im Maßstab 1 : 25 000 anzufertigen, jedoch muß nachdrücklich darauf hingewiesen werden, daß die in den Bodenschätzungskarten angegebenen Bodenarten nicht unbesehen übernommen werden dürfen. So sind zum Beispiel im Kreis Aalen flachgründige, trockene Rendzinen aus Weißjurakalken genauso als SL oder LS bezeichnet wie mittelgründige, mäßig frische, saure Braunerden aus Keupersandsteinen oder Goldshöfer Sanden. Sie müssen selbstverständlich bei der Standortkartierung streng unterschieden werden. Die Angaben der Bodenschätzungskarten dürfen deshalb vom Kartierer nur insoweit als Orientierungshilfe verwendet werden, als sie ihm aufzeigen, wo er großflächig einheitliche Verhältnisse erwarten kann und wo er mit kleineren oder größeren Unterschieden rechnen muß. Die Beurteilung selbst erfolgt immer an den Bohrprofilen. Diese können aber bei Berücksichtigung der Bodenschätzungskarten wesentlich gezielter und damit in geringerer Anzahl entnommen werden, was den Zeitaufwand bei der Geländearbeit erheblich vermindert.

3.) Ermittlung und Abgrenzung von Wasserhaushaltsstufen mit Hilfe der Vegetation und der Bohrprofile.

Die richtige Beurteilung des Wasserhaushalts der Böden ist eine der wichtigsten Voraussetzungen für die ökologische Charakterisierung und eine darauf aufbauende Eignungsbewertung der Standortkomplexe. Da hierüber bislang kaum Unterlagen vorhanden sind - die Bodenschätzungskarten enthalten nur für Grünland Angaben, und auch diese sind meist viel zu ungenau - liegt in der Ansprache des Wasserhaushalts ein Schwerpunkt der Geländearbeit. Die Merkmale des Bodenprofils reichen allein zur Beurteilung nicht aus. Deshalb erhalten die Kartierer eine eingehende vegetationskundliche Schulung unter besonderer Berücksichtigung von Zeigerpflanzen für den Wasserhaushalt. Zusätzlich wird jeweils vor Beginn der Kartierung in einem neuen Arbeitsgebiet bereits bei den Vorbesichtigungen ein Querschnitt durch die vorkommenden Wasserhaushaltsstufen und ihre typische Verteilung innerhalb der Landschaft gegeben.

4.) Ermittlung der potentiellen Trophie aus den Bohrprofilen.

Als Beurteilungskriterien für diesen zur Charakterisierung des Speicher- und Transformationsvermögens der Böden für Nährstoffe, insbesondere für Stickstoff, eingeführten Begriff dienen Gründigkeit, Bodenart, Humosität, Humusform und Mächtigkeit der Humushorizonte. Die Bonitierung erfolgt in einer zehnstufigen Relativskala, in welche sich die Kartierer erfahrungsgemäß rasch einarbeiten.

Eine wertvolle Orientierungshilfe für die flächige Abgrenzung bieten auch hier die Bodenschätzungskarten, da sich Bodenzahlen und potentielle Trophie vielfach gleichsinnig verhalten.

5.) Charakterisierung der Standortskomplexe durch Kurzformeln und Bewertung der natürlichen Standortseignung.

Die zur Klassifizierung von landschaftsmorphologischer Einheit, Substratgruppe, Wasserhaushaltsstufe und potentieller Trophie mit Hilfe des Kartierrahmens ermittelten Buchstaben und Kennzahlen werden anschließend für jeden Standortskomplex zu einer Kurzformel zusammengefaßt. Sie muß noch durch weitere Zahlen und Buchstaben zur Charakterisierung der Wärmeverhältnisse und lokalklimatischen Besonderheiten ergänzt werden (vgl. Beitrag SCHREIBER).

Mit dem Aufstellen der Standortsformel verbindet der Kartierer zugleich eine Bewertung der natürlichen Eignung des Standortskomplexes für eine großflächige Nutzung als Acker, Grünland und Wald. Zur raschen Eingruppierung dient ein einfacher Schlüssel, der - vorwiegend auf dem Wasserhaushalt basierend - zehn bis zwölf Gruppen unterscheidet.

Diese Eignungsgruppen bestimmen später die Farbgebung in der Reinkarte. Sie wird durch Signaturen ergänzt, welche auf die durch Relief, Wärmeverhältnisse und Kaltluftgefahr bedingten zusätzlichen Standortunterschiede und die davon abhängigen Entscheidungen über mögliche Feldfrüchte und Sonderkulturen hinweisen.

Als Beispiel für eine Standortsformel folgt nachstehend die Kurzcharakterisierung eines im Lias-Flachhügelland des Kreises Aalen weitverbreiteten Standortkomplexes:

lg, TL-T, 5 -6 (8), 4-5, 4(5), (u-K), (o), IIIb

In dieser Formel folgen von links nach rechts:

Landschaftsmorphologische Einheit: lg = Lias-Flachhügelland

Substratgruppe: TL-T = Tonlehm bis Ton, entkalkt

Wasserhaushalt: 5-6 (8) = mäßig wechselfeucht bis stark wechselfeucht
(örtlich, v.a. in Mulden, sehr feucht)

Potentielle Trophie: 4-5 = gering bis mittelmäßig

Wärmestufe: 4(5) = mäßig kühl (örtlich in Sonnlagern etwas wärmer),
entspricht ungefähr einer Jahresdurchschnittstemperatur
von 7-7,5 (-8)°C und einer Vegetationsdauer von 190-200
(-205) Tagen

Kaltluftgefährdung: (u-K) = örtlich (v. a. Kuppen und Rücken) wenig
(u) oder (v. a. Mulden) stark gefährdet (K), im Übrigen
verbreitet mittlere Gefährdung

Windgefährdung: (o) = örtlich windoffen (v. a. Kuppen und Rücken)

Eignungsbewertung: III b = wegen vorwiegend mittel- bis flachgründiger,
+ stark wechselfeuchter, toniger Böden landbaulich meist
nur als Grünland nutzbar, für Waldbau mittelmäßig

Zusätzlich zu den in der Feldkarte als Formeln enthaltenen Informationen werden in einem Feldbuch für jeden Standortskomplex die wichtigsten Standortseinheiten, deren ungefährender Flächenanteil und ihre typische Situation innerhalb des Komplexes sowie die sie bestimmenden Bodentypen vermerkt.

Nach den bisherigen Erfahrungen können mit dem geschilderten Verfahren zwei Kartierer gemeinsam bei mittelschweren Geländebedingungen eine Tagesleistung von rd. 1 000 ha erreichen. Diese Angabe bezieht sich auf landwirtschaftlich genutzte und brachliegende Flächen. Wälder bleiben von dieser Kartierung ausgenommen, da sie ohnehin bei der forstlichen Standortskartierung in einem größeren Maßstab bearbeitet werden. Waldflächen, für die eine forstliche Standortskarte bereits vorliegt, werden in der Reinkarte durch eine besondere Tönung kenntlich gemacht. Außerdem ist beabsichtigt, die Karten durch hydrogeologische Hinweise zu ergänzen.

LITERATUR

- ELLENBERG, H., 1956: Wuchsklimakarte von Baden-Württemberg 1 : 200 000. Stuttgart
- , 1967: Vegetations- und bodenkundliche Methoden der forstlichen Standortskartierung. Veröffentl. Geobot. Inst. ETH, Stiftg. Rübel, 39, 298 S.
- , 1971: Versuch einer Klassifikation der Ökosysteme nach funktionalen Gesichtspunkten. Manuskript. Göttingen, 25 S.
- , K.-F. SCHREIBER, R. SILBEREISEN, F. WELLER und F. WINTER, 1956: Grundlagen und Methoden der Obstbau-Standortskartierung. Obstbau 75, Stuttgart, Nr. 5, 6 u. 7, 75-77, 90-92, 107-110
- MÜLLER, S., 1961: Grundzüge der Bodenbildung im würtbg. Keuperbergland. Mittlg. Ver. f. Forstl. Standortskunde u. Forstpflanzenzüchtg. Nr. 11, Stuttgart, 3 - 60
- , et al., 1967: Südwestdeutsche Waldböden im Farbbild. Schriftenreihe der Landesforstverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart, 67 S., 120 Farbtafeln
- NEEF, E., 1967: Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre. Leipzig 152 S.
- SCHLENKER, G., 1963: Zur Wuchsbezirksgliederung in Südwürttemberg-Hohenzollern. Allg. Forstzeitschr. Nr. 20, 326-328
- SCHMITHÜSEN, J., 1961: Allgemeine Vegetationsgeographie. Lehrbuch allg. Geographie, IV, 2. Aufl. Berlin, 262 S.
- SCHREIBER, K.-F., 1969: Landschaftsökologische und standortkundliche Untersuchungen im nördlichen Waadtland als Grundlage für die Orts- und Regionalplanung. Arb. Univ. Hohenheim 45, 166 S.
- SCHREIBER, K.-F., u. F. WELLER, 1966: Die natürlichen Grundlagen landbaulicher Nutzungsmöglichkeiten in Mittelbaden. Vierteljahresbericht 1966/I der Planungsgemeinschaft Mittelbaden, Offenburg, 76 S. (mit 1 Karte)
- WELLER, F., 1970: Landbauliche Standortskarten für die Landschaftsplanung. Natur und Landschaft 45, 203 - 209
- , und K.-F. SCHREIBER, 1965: Le noyer comme moyen auxiliaire pour déceler les risques de gelée tardive sur un terrain. (Walnußbäume als Hilfsmittel zur Feststellung der Spätfrostgefährdung im Gelände). Phytoma 17, Paris, Nov., 26 - 30
- WINTER, F., 1958: Das Spätfrostproblem im Rahmen der Neuordnung des südwestdeutschen Obstbaues. Gartenbauwiss. 23, 342 - 362
- WITTMANN, O., 1971: Bodenkarte von Bayern 1 : 25 000 mit Erläuterungen, Blatt Nr. 6833 Hilpoltstein. München, 164 S.

Filterfunktionen der Böden im Stoffkreislauf

Tagung der Kommissionen II und IV gemeinsam
mit der Gesellschaft für Pflanzenernährung
vom 3. bis 5. 10. 1972 in Bonn

INHALT

| | | |
|-----|---|-----|
| 1. | <u>Die Filterfunktion von Böden</u> , B. Ulrich | 123 |
| 2. | <u>Filterfunktionen im Ökosystem des zentral-amazonischen Regenwaldes</u> , H. Klinge u. E.J. Fittkau | 130 |
| 3. | <u>Bioelementflüsse im Wurzelraum saurer Waldböden - Messung und Ergebnisse</u> , Robert Mayer | 136 |
| 4. | <u>Eine Methode zur Gewinnung von kapillar gebundenem Bodenwasser - Testergebnisse und erste Analysendaten</u> , P. Germann | 146 |
| 5. | <u>Untersuchungen zur Auswaschung von Nährstoffen und Schwermetallen bei Anwendung größerer Klärschlammengen</u> , N. El-Bassam und C. Tietjen | 156 |
| 6. | <u>Stoffzusammensetzung des Boden- und Grundwassers in Sandböden in unterschiedlichen Tiefenbereichen bei organischer und mineralischer Düngung, auf Acker und Grünland</u> , P. Foerster | 165 |
| 7. | <u>Miscible Displacement in Soils</u> , R.R. van der Ploeg und P. Bencke | 179 |
| 8. | <u>Mineralöle im Boden und Wasser</u> , H. Gebelein | 207 |
| 9. | <u>Das Retentionsvermögen von Torfen für einige gelöste Stoffe im Abwasserfaulschlamm</u> , W. Feige | 213 |
| 10. | <u>Die Bedeutung der Filtereigenschaften des Bodens für die Anlage von Friedhöfen</u> , W. G. Schrapf | 225 |
| 11. | <u>Adsorption, Abbau und Wanderung ausgewählter Biozide im Boden</u> , W. Friedrich | 230 |
| 12. | <u>Wechselwirkungen zwischen Bodenkomplex, Einzelkomponenten des Bodens und Bodenherbiziden</u> , A. Süß | 239 |
| 13. | <u>Grundwassereutrophierung durch landwirtschaftliche Nutzung am Beispiel eines niederrheinischen Wassergewinnungsgebietes</u> , H. Kußmaul | 246 |

| | | |
|-----|---|-----|
| 14. | <u>Eliminierung von Schwermetallverunreinigungen in Oberflächengewässern durch die Filterwirkung von Flußufern</u> , B. M. Hausen | 255 |
| 15. | <u>Sorptionsreaktionen zwischen suspendierten und gelösten Stoffen in Gewässern</u> , E. Schlichting und H. Wiechmann | 264 |
| 16. | <u>Veränderung hydromorpher Böden durch Überflutung und Uferinfiltration verschmutzter Gewässer</u> , H.-P. Blume und H.-P. Röper | 272 |
| 17. | <u>Anwendung hoher Gaben von Schweine- und Hühnergülle im Ackerbau auf Sandböden</u> , H. Hoffmann | 280 |
| 18. | <u>Untersuchungen über den Einfluß von Vollpappe auf das Pflanzenwachstum</u> , G. Windaus, E. Petermann und D. Hase | 292 |
| 19. | <u>Untersuchungen zur Ermittlung des Toxizitätsgrenzwertes von Zink bei Hafer und Rotklee</u> , A. v. Hodenberg | 301 |
| 20. | <u>Kupferanreicherung in hopfengenutzten Böden der Hallertau</u> , W. Rieder u. U. Schwertmann | 310 |
| 21. | <u>Filterfunktion und Produktivität von Böden</u> , A. Finck | 311 |

Die Filterfunktion von Böden

von
B. Ulrich *)

In Ökosystemen ist der Boden der Ort, in dem die von Primär- und Sekundärproduzenten erzeugten Abfälle abgebaut und in den Kreislauf zurückgeführt werden. Dem Boden kommt hierbei eine Transformatorfunktion zu, die in der Abfallaufnahme, der (biologischen und chemischen) Abfallumwandlung und der Speicherung der umgewandelten (z. B. mineralisierten) Stoffe in wieder verwertbarer Form besteht.

Schema 1 zeigt, daß der Mensch bei Beseitigung von Abfallmaterie andere Wege eingeschlagen hat. Da die Luft nahezu kein, Wasser nur ein begrenztes Speichervermögen aufweist, gelangen die Abfallstoffe letztlich doch in die Bodendecke. Die Abfallverdünnung durch Einleiten in Luft und Wasser ist ökologisch ein Umweg. Der Mensch hat wegen der unzureichenden Nahrungsgrundlage in der Vergangenheit die Filterfunktion des Bodens unterbewertet: Der Boden muß nicht vor Abfällen geschützt werden, sondern Produktionsfunktion und Filterfunktion des Bodens müssen aufeinander abgestimmt sein. Für das Wiedereinschleusen von Abfallstoffen in den natürlichen Kreislauf bieten Ökosysteme mit hoher Biomasseproduktion die günstigsten Voraussetzungen.

Schema 2 zeigt detaillierter die Wege bei der Luftreinigung. Die Hauptmasse wird durch Ausregnen beseitigt. Manche Pflanzenbestände (z. B. Fichtenwälder) bieten als Folge hoher Interception gute Voraussetzungen für die Auslösung von Gasen (bes. SO_2), die durch

*) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität
Göttingen, 34 Göttingen, Büsgenweg 2

nachfolgende Niederschläge auf die Bodenoberfläche transportiert werden - solche Pflanzenbestände führen eine echte Ausfilterung herbei und tragen zur Luftreinigung bei. Schema 3 zeigt für N, S und H als quantitativ und qualitativ wichtige Bioelemente im Niederschlagswasser das Ausmaß der zivilisationsbedingten Umsatzbeschleunigung. Besonders schädlich wirkt sich die SO_2 -bedingte pH-Erniedrigung im Niederschlagswasser aus (Verwitterung von Bauwerken, Rosten von Eisen, auf bodensauren Standorten: Schädigung des biologischen Bodenzustands, Verjüngungshemmung für Boden- und Baumvegetation durch extreme Versauerung (pH 3) der obersten Mineralbodenschicht, pH-Absenkung und Al-Anreicherung im oberflächennah austretenden Versickerungswasser). Schema 4 zeigt die Abpufferungsmechanismen in Böden: Im Boden werden H-Ionen aus dem Versickerungswasser entnommen, in Kalkböden Ca dafür eingespeist, in sauren Böden dagegen Al. Die Pufferkapazität ist fast unendlich groß, doch treten im unteren Bereich des Pufferbereichs (gegen pH 3) bereits schwere ökologische Störungen auf.

Schema 5 faßt die Filterfunktionen des Bodens gegenüber Düngemitteln und organischen Stoffen zusammen. D bedeutet die Zufuhr (z. B. durch Düngung), T die Tiefenverlagerung mit dem Versickerungswasser, die bei Austransport aus dem Wurzelraum als Auswaschung oder Austrag bezeichnet wird; zusätzlich angegeben ist die Größenordnung der Geschwindigkeit der Tiefenverlagerung für durchschnittliche Niederschlags- und Durchlässigkeitsverhältnisse. Der Ringpfeil zeigt an, daß der Boden ein Speichervermögen für das betreffende Bioelement besitzt. Die Filterwirkung des Bodens ergibt sich aus der Relation Vorraterhöhung (Ringpfeil) zu Tiefenverlagerung, bei Auftreten beider Pfeile ist sie durch die Höhe der Zufuhr (Filterbelastung) und die Bodeneigenschaften (Filterqualität) steuerbar. Beim Stickstoff ist das Speichervermögen des Ökosystems steuerbar; bei der derzeitigen Bewirtschaftungsweise zeigen Wald-Ökosysteme eine Vorraterhöhung, d. h. sie wirken als Filter, während landwirtschaftlich genutzte Flächen eher einen Vorratsabbau beim Stickstoff zeigen (Vernachlässigung der Humuswirtschaft).

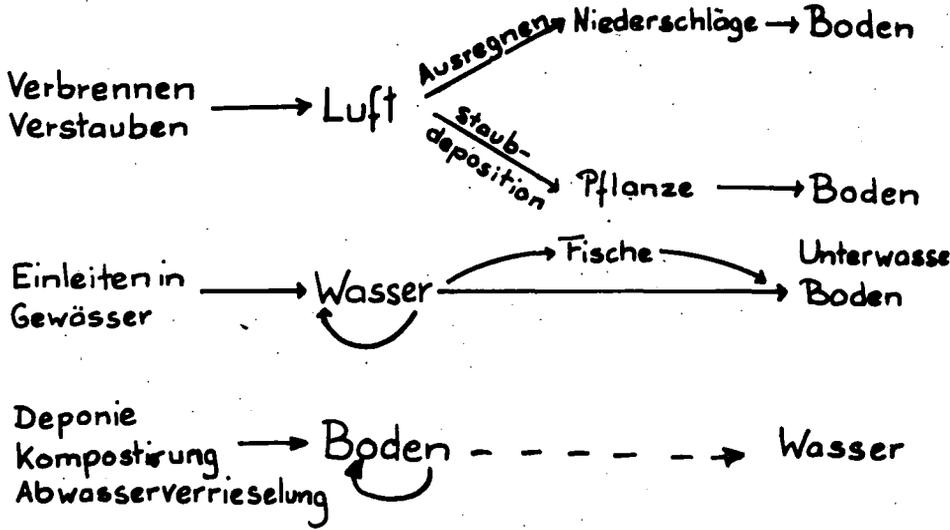
Unter der Voraussetzung konstanten Vorrats kann zur Berechnung der N-Verluste aus gedüngten Flächen folgende Bilanzgleichung als Annäherung verwendet werden:

$$\begin{array}{rccccccc} \text{N-Zufuhr} & - & \text{N-Export} & = & \text{N-Verlust} & = & \text{Nitrat-} & + & \text{gasförmiger} \\ \text{(Düngung)} & & \text{(Nutzung)} & & & & \text{auswaschung} & & \text{N} \end{array}$$

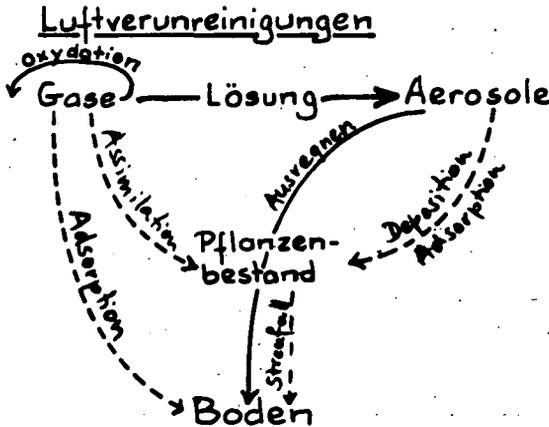
Schema 6 gibt die Art des Transports von Streusalz (NaCl) wider. Das Salz wandert in einer sich auffächernden Sickerfront mit Geschwindigkeiten von dm/Jahr. Die Speichermöglichkeit im Boden ist sehr begrenzt. Verbunden mit dem Salztransport ist Nährstoffauswaschung, so daß durch zusätzliche Düngung gegebenenfalls für Nährstoffersatz zu sorgen ist.

Schema 1

Beseitigung von Abfallmaterie



Schema 2



Schema 3

Ausregnen (in industriefernen Waldgebieten im Raum Hann.Münden - Göttingen)

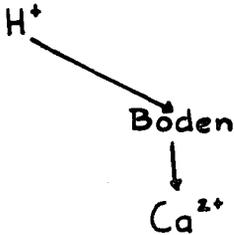
| | kg/ha, Jahr | Vielfaches des natürlichen Niveaus |
|--|-------------|------------------------------------|
| N (als NH_4^+ , NO_3^-) | 20 | 5 - 10 |
| S (als SO_4^{2-} , SO_4^{2-}) | 50 | ? |
| H (als H^+) | 1 | 100 |

(pH 6,2 → pH 4,2)

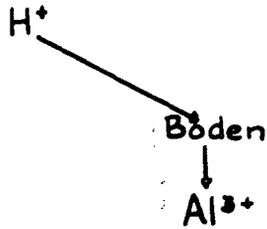
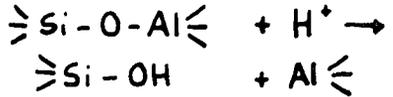
Schema 4

Abspufferung von H-Ionen durch Mineralböden

Ca-carbonat-haltige Böden



Ca-carbonatfreie Böden

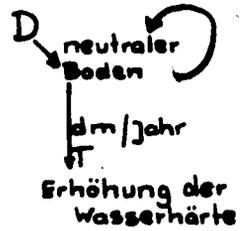
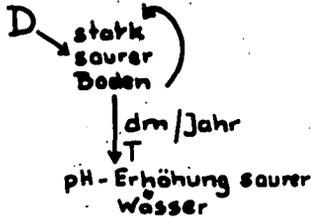


pH-Bereich: 8 - 6

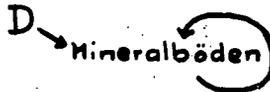
5 - 3

Düngung

Ca:
(aus Kalkung)



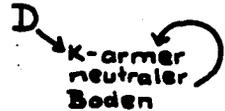
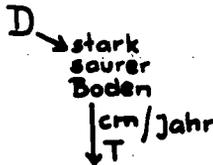
P:



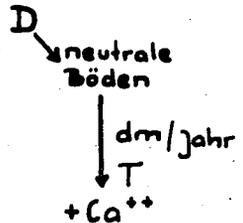
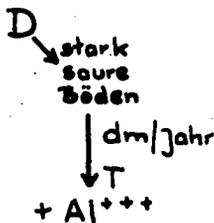
N:



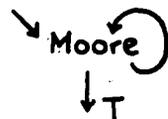
K:



Cl⁻, SO₄⁻⁻
als Begleitionen:



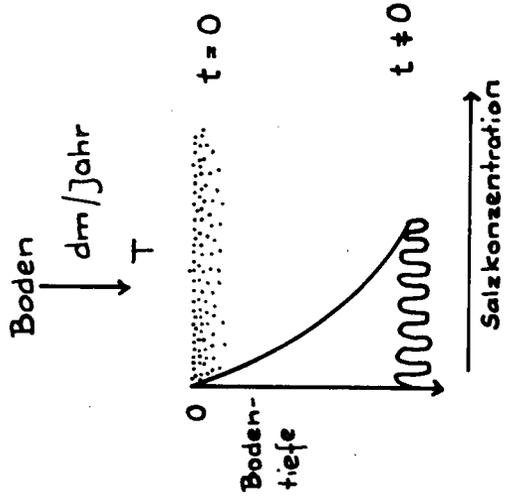
Organische Stoffe



Trinkwasser-
Gewinnung

Schema 6

Streusalz (NaCl)



Filterfunktionen im Ökosystem des zentralamazonischen Regenwaldes

von
H. Klinge und E. J. Fittkau *)

Unsere Ausführungen beruhen auf einer Waldaufnahme, die W. A. RODRIGUES und H. KLINGE (1971) auf einer Fläche von 0,2 ha im zentralamazonischen Regenwald NE Manaus, Amazonas, Brasilien durchführten, bei der alle Pflanzen über 1,5 m Scheitelhöhe kartiert, vermessen, geerntet und gewogen wurden; kleinere Pflanzen wurden nur gezählt, geerntet und gewogen.

Die Struktur des Waldes

In dem in 6 Stockwerke gegliederten Wald (KLINGE 1972) nimmt der Durchmesser der Stämme zum obersten Stockwerk auf fast 40 cm zu; die Individuendichte ist im untersten Stockwerk am größten (Tab. 1).

Tabelle 1 Individuenzahl, Durchmesser in Brusthöhe, Stammkreisfläche und Stammvolumen im zentralamazonischen Regenwald

| Stockwerk | Individuenzahl % | dbh cm | Stammkreisfläche % | Stammvolumen % |
|----------------|---------------------|-----------|-----------------------|-------------------|
| A | 0,2 | 38,5 | 32,9 | 32,0 |
| B | 0,9 | 24,4 | 52,8 | 63,7 |
| C ₁ | 1,5 | 8,5 | 10,0 | 3,7 |
| C ₂ | 3,4 | 2,9 | 3,0 | 0,4 |
| D | 4,9 | 1,1 | 0,05 | 0,1 |
| E | 89,1 | 0,5 | 1,3 | 0,1 |

Die Frisch-Biomasse setzt sich aus 2,7 % Blattmasse, 31,3% Astwerk und Zweigen sowie 66 % Stammholz zusammen; die oberen Stockwerke weisen den größten Anteil an diesen Biomasse-Fractionen auf (Tab.2). Auch die unterirdische Biomasse ist stockwerksartig gegliedert

Anmerkung zu Tab. 1 und 2: Den Berechnungen liegen die Werte für einen 50 m² großen Ausschnitt unserer Untersuchungsstelle zugrunde.

*) Max Planck-Institut für Limnologie, Abteilung Tropenökologie, Plön/Holstein

(Tab. 3); über 40 % der Feinwurzelmasse findet sich im A-Hor., je 30 % im doppelt so mächtigen oberen sowie im 4-fach so mächtigen unteren B-Hor. (KLINGE, in Vorb.)

Die Stockwerke sind floristisch deutlich differenziert (Tab. 4); die Auswertung eines 80 % der Gesamtpopulation über 1,5 m h/0,2 ha umfassenden Anteiltes erbrachte 52 Familien, unter denen 14 Familien (darunter Violaceae, Burseraceae, Palmae, Sapotaceae, Rubiaceae und Leguminosae) mit jeweils hohen Arten- und Individuenzahlen vertreten sind (KLINGE 1972, FITTKAU and KLINGE 1972). Jedes Stockwerk ist durch eine unterschiedlich große Zahl von Familien charakterisiert,

Tabelle 2 Biomasse des zentralamazonischen Regenwaldes

| Stockwerk | Blatt % | Ast % | Zweig % | Stamm % | Oberirdisch % | Grobwurzeln % |
|----------------|------------|----------|------------|------------|------------------|------------------|
| A | 1,4 | 11,1 | 24,4 | 34,5 | 27,2 | 22,2 |
| B | 71,5 | 88,9 | 44,2 | 58,6 | 65,2 | 65,5 |
| C ₁ | 15,1 | | 24,7 | 5,7 | 5,9 | 8,5 |
| C ₂ | 3,7 | | 6,0 | 1,0 | 1,2 | 2,5 |
| D | 7,0 | | 0,3 | 0,2 | 0,3 | 0,9 |
| E | 1,3 | | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,4 |

Tabelle 3 Feinwurzelmasse des zentralamazonischen Regenwaldes

| Horizont | Mächtigkeit | Frischgewicht t/ha | Länge 10 ³ km je ha | Prozentualer Anteil der Durchmesserklassen an Gesamtmenge je Horizont | | |
|----------|-------------|-----------------------|---|---|----------|--------|
| | cm | | | 0,3 cm | 0,3-1 cm | 1-5 cm |
| A | 16 | 87,7 | 11,6 | 31,4 | 26,0 | 42,6 |
| ob. B | 31 | 60,7 | 7,2 | 23,9 | 22,2 | 53,9 |
| unt. B | 60 | 57,6 | 4,1 | 22,5 | 16,2 | 61,3 |

Tabelle 4 Floristische Struktur des zentralamazonischen Regenwaldes

| Stockwerk | Familien (52) | | Arten (451) | | Individuen | |
|----------------|---------------|----------|-------------|----------|--------------------|-------------------|
| | typische | zusätzl. | typische | zusätzl. | typischer Arten | zusätzl. Arten |
| A | 7 | | 8 | | 8 | |
| B | 16 | 4 | 36 | 15 | 42 | 16 |
| C ₁ | 9 | 20 | 17 | 74 | 21 | 118 |
| C ₂ | 7 | 27 | 14 | 197 | 22 | 439 |
| D | 13 | 36 | 23 | 294 | 35 | 965 |

die in der Regel nur durch wenige Arten mit wenigen Individuen vertreten sind; schwächere, d. h. jüngere Individuen dieser Arten können auch in tieferen Stockwerken vorkommen. Andere Arten dieser Familien wie auch andere Familien sind charakteristisch für tiefere Stockwerke. Leguminosae sind in allen Stockwerken stark vertreten; Sapotaceae, Violaceae und Burseraceae beherrschen die unteren Stockwerke; Lauraceae und Palmae dominieren im Stockwerk D, Euphorbiaceae im Stockwerk B.

Nährstoffauswaschung und exogene Nährstoffzufuhr

Unter dem feucht-tropischen Klima mit Niederschlägen um 2000 mm/Jahr ist Zentralamazonien einer hohen Durchfeuchtung ausgesetzt, unter deren Einwirkung sich stark saure Latosole gebildet haben (ANON. 1969); ihre Nährstoffreserven sind außerordentlich gering. Eine Folge der hohen und ständigen Durchfeuchtung der zentralamazonischen Ökosysteme ist eine starke Durchwaschung, die zur Auswaschung der Böden führt, wie aus Wasseranalysen von Bächen hervorgeht. Regionale Unterschiede in der Auswaschung lassen sich feststellen und führten E. J. FITTKAU (1972) zur Gliederung Amazoniens auf geochemischer Grundlage, die Zentralamazonien als ärmstes Teilgebiet erkennen läßt.

Nach Untersuchungen von H. UNGEMACH (ANON. 1972 a) läßt sich für die Rio-Negro-Region, an deren südöstlichem Rand unsere Walduntersuchungsstelle liegt, die Nährstoffauswaschung wie folgt angeben (Tab. 5).

Tabelle 5 Nährstoffauswaschung, Nährstoffeintrag über den Niederschlag und Nährstoffgehalt des Streufalles in Zentralamazonien

| | kg / ha / Jahr | | |
|-----------------------|----------------------|------------------|------------------------------|
| | Nährstoffauswaschung | Nährstoffeintrag | Nährstoffgehalt der Streu 1) |
| Ges. N | 5,8 | 10 | 105,6 |
| org. N | 4,9 | 3 | n.b. |
| Ges. P | 0,1 | 0,3 | 2,1 |
| P(P ₀ ---) | 0,09 | 0,07 | n.b. |
| Ges. ⁴ Fe | 6,5 | 2,1 | 1,2 |
| Ca ⁺⁺ | 4,9 | 3,7 | 18,3 |
| Mg ⁺⁺ | 2,6 | 3 | 12,6 |
| K ⁺ | 6,5 | n.b. | 12,7 |
| Na ⁺ | 11,0 | n.b. | 5,0 |
| Mn | 0,1 | n.b. | 0,7 |

1) Nach H. KLINGE and W. A. RODRIGUES 1968

Nach Untersuchungen desselben Autors (ANON. 1972 b) steht ihr ein Nährstoffeintrag über den Niederschlag in annähernd gleicher Größenordnung gegenüber. Nur Eisen macht eine deutliche Ausnahme. Bei aller Problematik der Bestimmung kleinster Nährstoffmengen in Niederschlags- und Dränagewasser sowie der Berechnung von Auswaschung und Eintrag von Nährstoffen für große Regionen werten wir die durch H. UNGEMACH aufgestellte Bilanz als ausgeglichen.

Ein Vergleich der Nährstoffmengen dieser Bilanz mit denen des Streufalles zeigt klar, wie groß die Bedeutung des Nährstoff-Flusses der Streu für die Ernährung des Biomasse-, Individuen- und Artenreichen Waldes ist. Die angegebene Nährstoffauswaschung müßte aber über längere Zeit zu im Ökosystem sichtbaren Folgen führen, stünde ihr nicht eine Nährstoffzufuhr gegenüber (vgl. auch STARK 1971).

Der zentralamazonische Regenwald als Filtersystem

In der Stockwerksgliederung, die oben an Hand einiger Parameter aufgezeigt wurde¹⁾, erkennen wir ein Filtersystem, das die Nährstoffe des Niederschlages einzufangen gestattet. So zeigt die Erfahrung, daß es im Bestand noch lange Zeit nach Beendigung eines Regenfalles "weiterregnet", daß ein Teil des Niederschlagswassers infolge der Struktur des Kronenraumes der einzelnen Stockwerke und infolge von Menge, Form und Verteilung der Blätter den gesamten Kronenraum nur langsam passiert. Während dieser Zeit steht dieses Tropfwasser in direktem Kontakt mit den Blättern und mit deren Epiphyllen (vor allem Pilze, Bakterien, Algen und Moose, vgl. J. RUINEN 1961), die besonders auf den Palmwedeln so auffällig sind. So sind genügend Zeit und Möglichkeiten für die Aufnahme von Nährstoffen aus dem Niederschlag, aber auch für die Auswaschung von Nährstoffen aus den Blättern und deren Bewuchs gegeben. Die im Bestand eine viel geringere Rolle spielenden Makro-Epiphyten wie Bromeliaceae, Orchidaceae und Araliaceae fangen einen weiteren Anteil von Nährstoffen ein. Bei ihrem Absterben wie bei dem der Blätter gelangen diese Nährstoffanteile in die Bodenstreu und können bei deren Abbau endgültig in den internen Nährstoffkreislauf des

1) Eine viel weitergehende Strukturanalyse wird von uns in Zusammenarbeit mit dem Institut für Weltforstwirtschaft - Prof. Dr. E. BRÜNING - der Universität Hamburg durchgeführt.

Ökosystemes eintreten. Ein weiterer Teil des Niederschlages wird über das Astwerk und die Stämme dem Boden direkt zugeleitet und steht auf seinem Wege über diese über 2 ha/ha große Fläche im Kontakt mit dem so auffälligen Flechtenbewuchs der Borke. Der hier aufgenommene Nährstoffanteil gelangt beim Abstoßen der Borke oder später beim Tod der Bäume schließlich auch auf den Boden, wird dort mineralisiert und tritt in den internen Kreislauf des Ökosystemes ein.

Die nicht in den oberirdischen Teilen der Vegetation abgefangenen Nährstoffe des Niederschlages gelangen zusammen mit den dort ausgewaschenen Nährstoffmengen im Tropfwasser und Stammablauf endlich in den Boden und treffen dort auf die Wurzelmasse sowie auf die Bodenmikroflora. Wurzeln wie Mikroorganismen ernähren sich von diesen Nährstoffen und den bei der Mineralisierung freiwerdenden und bewahren sie vor der Auswaschung. Die Mycorrhiza-Pilze Amazoniens, die nach N. STARK und F. WENT and N. STARK (1971, 1968) selbst an der Mineralisierung beteiligt sind, leiten die aus der Streu freigesetzten Nährstoffe den Wurzeln direkt zu, so daß sie gar nicht in die Bodenlösung eintreten. Daß die bekannte flache Durchwurzelung des tropischen Regenwaldbodens nicht nur mit dem Nährstoffangebot der Streu zusammenhängt, sondern auch mit dem Bestreben der Vegetation, Nährstoffe direkt aus Tropfwasser und Stammablauf einzufangen, geht nach unserer Meinung daraus hervor, daß der Wurzelfilz des oberen A-Hor., der wie ein Teppich dem Mineralboden aufliegt, sich den Stammfuß um so mehr hinaufschiebt, je stärker die Stämme sind - dem Stammablauf also "entgegenwächst".

Zusammenfassung

Für eine angespannte Nährstoffsituation im zentralamazonischen Regenwald sprechen alle bisher bekannt gewordenen Wasser-, Boden- und Vegetationsanalysen (N. STARK 1970), sowie die praktische Erfahrung bei landwirtschaftlicher Nutzung seines Bodens. Nährstoffverluste, z. B. durch Auswaschung, müßten daher für den Fortbestand des natürlichen Ökosystems bedrohlich werden. Die Bilanz zwischen

Auswaschung und Eintrag von Nährstoffen mit dem Niederschlag zeigt, daß derartige Verluste offenbar nicht eintreten. Die Ursachen dafür liegen in speziellen Anpassungen an die angespannte Nährstofflage ('direct nutrient cycling hypothesis' von N. STARK 1970) und in der Struktur des Ökosystems (Messierung der oberirdischen Biomasse in den oberen Straten, Anhäufung der Arten und Individuen in den unteren Stockwerken, Anreicherung der Wurzelmasse nahe der Bodenoberfläche, starker epiphyllischer und epiphytischer Bewuchs), dessen Vegetation als Filtersystem funktioniert. Daß nach Kahlschlag die ursprüngliche Struktur des Waldes in Jahrzehnten nur auf nährstoffreichen Böden wiederaufgebaut werden kann, auf den nährstoffarmen Böden Zentralamazoniens aber nie mehr erreicht wird, zeigt ebenso die entscheidende Bedeutung des Faktors Nährstoffe im Niederschlag wie die Leistungsfähigkeit des Filtersystems im natürlichen Ökosystem.

LITERATUR

- Anonymous (1969) Os solos da área Manaus-Itacoatiara. Ensaio Nr. 1, Estado do Amazonas, Manaus.
- Anonymous (1972 a) Die Ionentracht des Rio Negro, Staat Amazonas, Brasilien, nach Untersuchungen von Dr. Harald Ungemach. Amazoniana 3(2), 175 - 185.
- Anonymous (1972 b) Regenwasseranalysen aus Zentralamazonien, ausgeführt in Manaus, Amazonas, Brasilien, von Dr. Harald Ungemach. Amazoniana 3(2), 186 - 199.
- Fittkau, E.J. (1972) Neues Material zur geochemischen Gliederung Amazoniens. In: P. Müller (1972) Zweites Symposium über "Biogeographische und landschaftsökologische Probleme Südamerikas" in Saarbrücken. Mitt. Biogeogr. Abt. Geogr. Inst. Univ. Saarlandes 3, 1 - 8.
- Fittkau, E.J., and H. Klinge (1972) On biomass and trophic structure of the Central Amazonian rain forest ecosystem. Biotropica (im Druck).
- Klinge, H. (1972) Struktur und Artenreichtum des zentralamazonischen Regenwaldes. Amazoniana (im Druck).
- Klinge, H., and W.A. Rodrigues (1968) Litter production in an area of Amazonian terra firme forest. I, II. Amazoniana 1(4), 287 - 302, 303 - 310.
- Klinge, H., and W.A. Rodrigues (1971) Matéria orgânica e nutrientes na mata de terra firme perto de Manaus. Acta Amazonica 1(1), 69 - 72.
- Ruinen, J. (1961) The phyllosphere. I. Plant and Soil 15(2), 81-109.
- Stark, N. (1970) The nutrient content of plants and soils from Brazil and Surinam. Biotropica 2(1), 51 - 60.
- Stark, N. (1971) Nutrient cycling II: Nutrient distribution in Amazonian vegetation. Trop. Ecol., 12(2), 177 - 201.
- Went, F.W., and N. Stark (1968) The biological and mechanical role of soil fungi. Proc. natn Acad. Sci. USA 60, 497 - 504.

Bioelementflüsse im Wurzelraum saurer Waldböden

Messung und Ergebnisse

von

Robert Mayer *)

Wenn wir ein Untersuchungsobjekt vor uns haben, welches der unmittelbaren Beobachtung nicht oder nur schwer zugänglich ist, so lassen sich Vorstellungen über dieses Objekt und die in seinem Inneren ablaufenden Vorgänge schon dadurch gewinnen, daß wir die stofflichen Einnahmen und Ausgaben, den Input und den Output dieses Systems beobachten. Ähnlich ist die Situation, wenn wir die Filterwirkung eines Bodens beurteilen wollen: wir beobachten zunächst lediglich, daß während des Transportes einer Reihe von Stoffen durch den Boden der eine mehr, der andere weniger zurückgehalten wird. Erst daran schließen sich Überlegungen an, worin die Filterwirkung des Bodens seine Ursache hat.

Das in Frage stehende Untersuchungsobjekt ist hier ein Waldboden, als dessen obere Begrenzung der O_L -Horizont der organischen Auflage und als dessen untere Begrenzung die Trennungsebene zwischen dem durchwurzelt und dem undurchwurzelt Bodenraum definiert sei. In diesem System sollen die pro Zeit- und Flächeneinheit transportierten Bioelementmengen, die Bioelementflüsse gemessen werden, wobei wir unter Bioelementen alle diejenigen chemischen Elemente verstehen, die im Stoffhaushalt eines Wald-Ökosystems eine quantitativ wesentliche Rolle spielen.

In dem so definierten System läßt sich der Input verhältnismäßig einfach messen: da für die hier untersuchten Bioelemente unter natürlichen Bedingungen entweder das Niederschlagswasser oder die an der Bodenoberfläche auftreffende organische Substanz das fast ausschließliche Transportmedium ist, genügt es, Niederschlagswasser und organische Substanz unmittelbar über der Bodenoberfläche aufzufangen, ihre

*) Institut für Bodenkunde und Waldernährung, 34 Göttingen-Weende, Büeßenweg 2

Masse und ihren Gehalt an Bioelementen zu bestimmen. Auf diese Messungen soll hier nicht weiter eingegangen werden.

Schwieriger gestaltet sich die Messung des Output. Da wir die Wurzeln definitionsgemäß zum System rechnen wollen, wissen wir immerhin, daß sich der Output, d. h. der Verlust des Systems an Bioelementen, fast ausschließlich über das aus dem Wurzelraum nach unten ausströmende Sickerwasser vollzieht. Der Bau von herkömmlichen Lysimetern zum Auffangen des Sickerwassers verbietet sich bei einem Buchenaltbestand wegen der erforderlichen Größe und wegen des damit verbundenen Eingriffes in den Wasserhaushalt des Standortes von selbst. Es wurden daher Unterdruck-Lysimeter zum Auffangen des Sickerwassers verwendet, wie sie zuerst von COLE (1958) gebaut und beschrieben wurden und wie sie ähnlich auch von CZERATZKI (1959) verwendet wurden.

Es handelt sich um keramische Platten, die in unserem Fall einen Durchmesser von 28 cm haben. Ihr Bau ist in Abb. 1 dargestellt. Die Unterseite der Platte ist mit einem PVC-Netz als Dränkörper versehen, die Abdichtung erfolgt durch eine Lage Epoxidharz. Eine PVC-Schlauchleitung führt zu einem an Vakuum angeschlossenen Vorratsgefäß.

Erhebliche Schwierigkeiten bereitete die Auswahl eines geeigneten Plattenmaterials. Sämtliche untersuchten Tonplatten, Metall- und Glassinterplatten schieden aus, weil sich in ihnen Umtauschvorgänge abspielen oder weil sie in erheblichem Maße selbst in Lösung gehen und somit eine durch die Platte perkolierende Lösung chemisch erheblich verändern. Filterpapiere auf Zellulose- oder Kunststoffbasis scheiden wegen geringer mechanischer Festigkeit aus.

Verwendung fand schließlich eine hochgesinterte Keramik aus Al_2O_3 (SKA 100 FF der Firma Haldenwanger, Berlin), die nach intensiver Reinigung mit HCl eine perkolierende Lösung weitgehend unverändert ließ. Die Durchlässigkeit der Platte liegt bei 0.8 cm/Tag, der Luftdurchschlagspunkt liegt über 1 atm, der mittlere Porendurchmesser wird vom Hersteller mit 0.6μ angegeben.

Der Einbau der Platten ist in Abb. 2 schematisch dargestellt. Von einem Bodeneinschlag aus wird das zu untersuchende Schichtelement seitlich durch einen Tunnel unterfahren. Die Lysimeterplatte wird

an die Oberseite des Tunnels fest angepreßt und nach unten verdämmt. Der Boden über der Platte bleibt ungestört. Anschließend wird die Grube mit demselben Material wieder verfüllt.

Zum Auffangen des Sickerwassers wurden in einer Bodentiefe fünf derartige Platten eingesetzt.

Die Schlauchleitung jeder Platte führt in ein Auffanggefäß, welches an eine Vakuumpumpe angeschlossen ist. Die Unterdruckregelung an der Platte erfolgt nun in der Weise, daß an der Plattenoberseite dieselbe Saugspannung erzeugt wird, wie sie in dem unmittelbar umgebenden Boden herrscht. Zu diesem Zweck wurden möglichst nahe der Plattenoberfläche Tensiometer eingesetzt. Von Hand wurde möglichst häufig (Überprüfung erfolgte täglich) der Tensiometer-Meßwert mittels eines Vakuumreglers auf die Platte übertragen, wobei die hydrostatische Höhendifferenz zwischen dem Vorratsgefäß und der Platte sowie der Druckabfall innerhalb der Platte zu berücksichtigen sind.

Die Unterdruckregelung sollte dem Zweck dienen, das Sickerwasser unter möglichst natürlichen Bedingungen dem Boden zu entnehmen. Da unter den gegebenen Bedingungen eine Wasserbewegung infolge kapillaren Aufstieges quantitativ keine bedeutende Rolle spielt und auch horizontale Wasserbewegungen in einer bevorzugten Richtung auszuschließen sind, müßte im Idealfall tatsächlich dieselbe Lösungsmenge die Lysimeterplatte wie den umgebenden Boden durchsetzen. Mit der geschilderten Unterdruckregelung kann dies allerdings nur angenähert erreicht werden. Auch der unter der Platte befindliche Boden, an den kein Sickerwasser nachgeliefert wird, verändert möglicherweise den Gradienten um und über der Platte, so daß dem Anspruch auf eine quantitative Erfassung des Sickerwasserflusses mit dieser Instrumentation nicht genügt werden kann. Wir arbeiten zur Zeit an einer Unterdruck-Lysimeteranlage, bei der die Unterdruckregelung durch Druckaufnehmer automatisiert werden kann und die hinsichtlich der Messung der Sickerwassermengen voraussichtlich zuverlässiger arbeiten wird.

Wenn freilich keine getrennten Messungen mittels anderer Methoden über die tatsächlich aufgetretenen Sickerwassermengen vorliegen, so können die in den Lysimeter aufgefangenen Lösungsmengen als erste

Annäherung für eine Bilanzierung der Bioelementflüsse dienen. Dies ist auch im vorliegenden Falle geschehen. Die Daten, die im Folgenden gegeben werden, sind insofern als vorläufig anzusehen, als sie eventuell nach Lieferung der in einem parallel laufenden Forschungsprogramm erarbeiteten Daten über die Sickerwassermengen an diesem Standort korrigiert werden müssen.

Die Untersuchungen wurden in einem 125-jährigen Buchenbestand im Solling auf einer sauren Braunerde aus Löß über toniger Buntsandsteinfließerde durchgeführt. Die Wurzeln dringen praktisch nicht in die sehr dicht gelagerte Buntsandsteinfließerde ein, so daß die Ebene an welcher der Output zu messen ist, mit der Untergrenze der recht lockeren Lößlehmauflage in etwa 100 cm Tiefe zusammenfällt. Bis in eine Tiefe von etwa 50 cm ist die Durchwurzelung besonders intensiv. Auch hier wurden Lysimeter eingesetzt.

Die Lysimeteranlage läuft seit Mai 1969. In Abb. 3 sind die Ergebnisse der Input- und Outputmessungen für den Zeitraum Juli 1969 bis Dezember 1971 dargestellt. Dieser Zeitraum wurde in 4 Jahresbilanzen unterteilt, wobei sich die einzelnen Jahresabschnitte überlappen. Jede Jahresbilanz ist in der Abbildung durch eine Säule repräsentiert. Auf diese Weise erhalten wir Bilanzen für 4 Jahresperioden mit ganz unterschiedlicher Niederschlagshöhe: Der Vergleich mit dem langjährigen Mittel für dieses Gebiet von 1088 mm Jahresniederschlag zeigt, daß es sich bei Abschnitt I und III um Jahre mit mittlerer Niederschlagshöhe handelt, während Abschnitt II ein ausgesprochen nasses, Abschnitt IV ein ausgesprochen trockenes Jahr ist.

Die erste Diagramm-Serie in Abb. 3 gibt den Bioelement-Input in kg/ha an, der an die im Freiland fallenden Niederschläge gekoppelt ist. Es handelt sich hier nicht um den Input in das oben definierte System des Waldbodens, sondern um den Input in das gesamte Buchenwald-Ökosystem.

In der zweiten und dritten Diagrammserie in Abb. 3 sind die mit der Kronentraufe und dem Stammablauf gekoppelten Bioelementflüsse dargestellt. Zusammen mit den an den Streufall gekoppelten Bioelementflüssen, die hier nicht dargestellt sind, bilden diese Flüsse den Input in das oben definierte System.

Der Output aus dem System, d. h. die mit dem Perkolationswasser gekoppelten Bioelementflüsse in 100 cm Tiefe sind in der vierten Diagrammserie dargestellt.

Die Daten zeigen zunächst, daß sowohl Input wie Output während eines Jahres beträchtlichen Schwankungen unterworfen sind. Generell ist ein Jahr mit hohen Niederschlägen verbunden mit einem hohen Input wie mit einem hohen Output. Diese Beziehung trifft für einige Elemente nicht zu, und sie kann auch nicht direkt wirksam sein, denn der Output eines bestimmten Jahres wird beeinflußt sein vom Geschehen während der davor liegenden Jahre. Auch die unterschiedliche Niederschlagsverteilung während eines bestimmten Zeitabschnittes wirkt sich differenzierend auf den Output aus.

Die jährlichen Schwankungen müssen beachtet werden, wenn es darum geht, eine Input-Output-Analyse, d. h. eine Interpretation der Zahlen durchzuführen. Eine derartige Interpretation soll an Hand der Tabelle 1 versucht werden: Hier sind die in Abb. 3 dargestellten Bioelementflüsse in Zahlen ausgedrückt, und zwar jeweils die Mittelwerte der 4 Jahresabschnitte. Außerdem werden die mit dem jährlichen Streufall gekoppelten Bioelementflüsse sowie die im jährlichen Holzzuwachs festgelegten Bioelementvorräte (PAVLOV 1972) angegeben.

Addieren wir die Bioelementflüsse der Zeilen (2), (3) und (4) und vergleichen diesen Input mit dem Output durch die Unterdrucklysimeter in 100 cm Tiefe (Zeile 6), so stellen wir fest, daß bei allen untersuchten Elementen der Input den Output z. T. erheblich übersteigt. Wir interpretieren diese Differenz als die Bioelement-Aufnahme durch die Pflanze unter der Annahme, daß sich der Boden selbst im stationären Zustand befindet, d. h. daß der Vorrat im Boden zeitlich unverändert bleibt.

Um dagegen die eigentliche Filterwirkung des Ökosystems zu beurteilen vergleichen wir den Gesamt-Input des Buchenbestandes, gemessen in den Freiland-Niederschlägen (Zeile 1) mit dem Output in den Unterdrucklysimetern (Zeile 6). Berücksichtigen wir, daß die jährlich im wachsenden Holz festgelegten Bioelementvorräte aus der Differenz

zwischen Gesamt-Input und Gesamt-Output gespeist werden müssen (immer vorausgesetzt der Boden befindet sich im stationären Zustand), so können wir den Boden-Output und die Bioelement-Vorratsänderung im Holz addieren (Zeile 8). Nun liefert der Vergleich zwischen Zeile (1) und Zeile (8) die Filterwirkung des Bodens selbst.

Wir sehen, daß für die meisten Bioelemente diese Flussbilanzen im Rahmen der Meßgenauigkeit ausgeglichen sind. Größere Differenzen treten bei K, Fe, Mn und N auf. Es bieten sich verschiedene Erklärungsmöglichkeiten für diese Differenzen an, auf die aber hier nicht eingegangen werden kann. Klärung wäre durch eine Bioelement-Inventur zu verschiedenen aufeinander folgen Zeitpunkten im Boden zu schaffen, um die ursprünglich gemachte Annahme vom stationären Zustand abzusichern.

Abschließend kann gesagt werden, daß zur Beurteilung der Filterwirkung eines Waldbodens eine Messung der Flüsse nach den geschilderten Methoden geeignet ist. Derartige Messungen müssen sich aber über mehrere Jahre mit unterschiedlichen Klimaausprägungen erstrecken, sie müssen außerdem durch eine Inventur der Bioelementvorräte ergänzt werden.

LITERATUR

- Cole, D. W., 1958 : Alundum tension lysimeters
Soil sci. 85 : 293-296
- Czeratzki, W., 1959: Untersuchung der Wasserbewegung im Boden mit Hilfe von Unterdrucklysimetern.
Z.Pfl.Ern.,Düng.,Bodenk. 87 : 223-229
- Mayer, R., 1971 : Diss. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen
- Pavlov, M., 1972 : Diss. Forstl. Fak. d. Univ. Göttingen

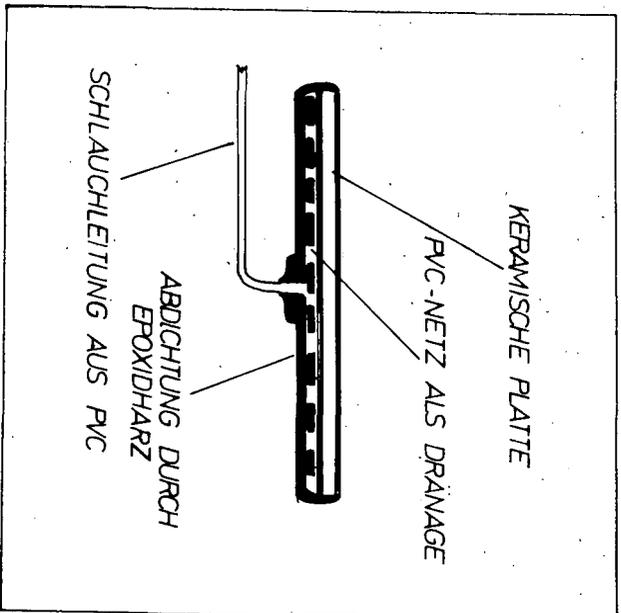


ABB. 1

- a - LYSIMETER
- b - TENSIO-METER
- c - AUFFANGGEFÄSS UND
VAKUUM

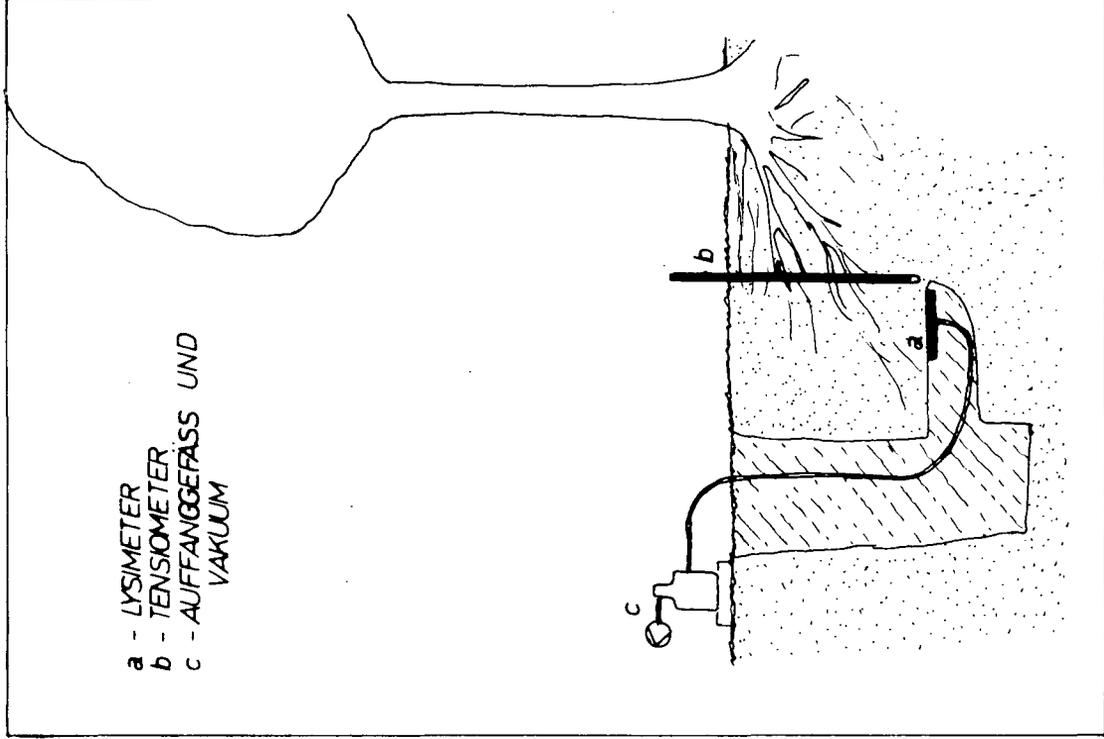


ABB 2

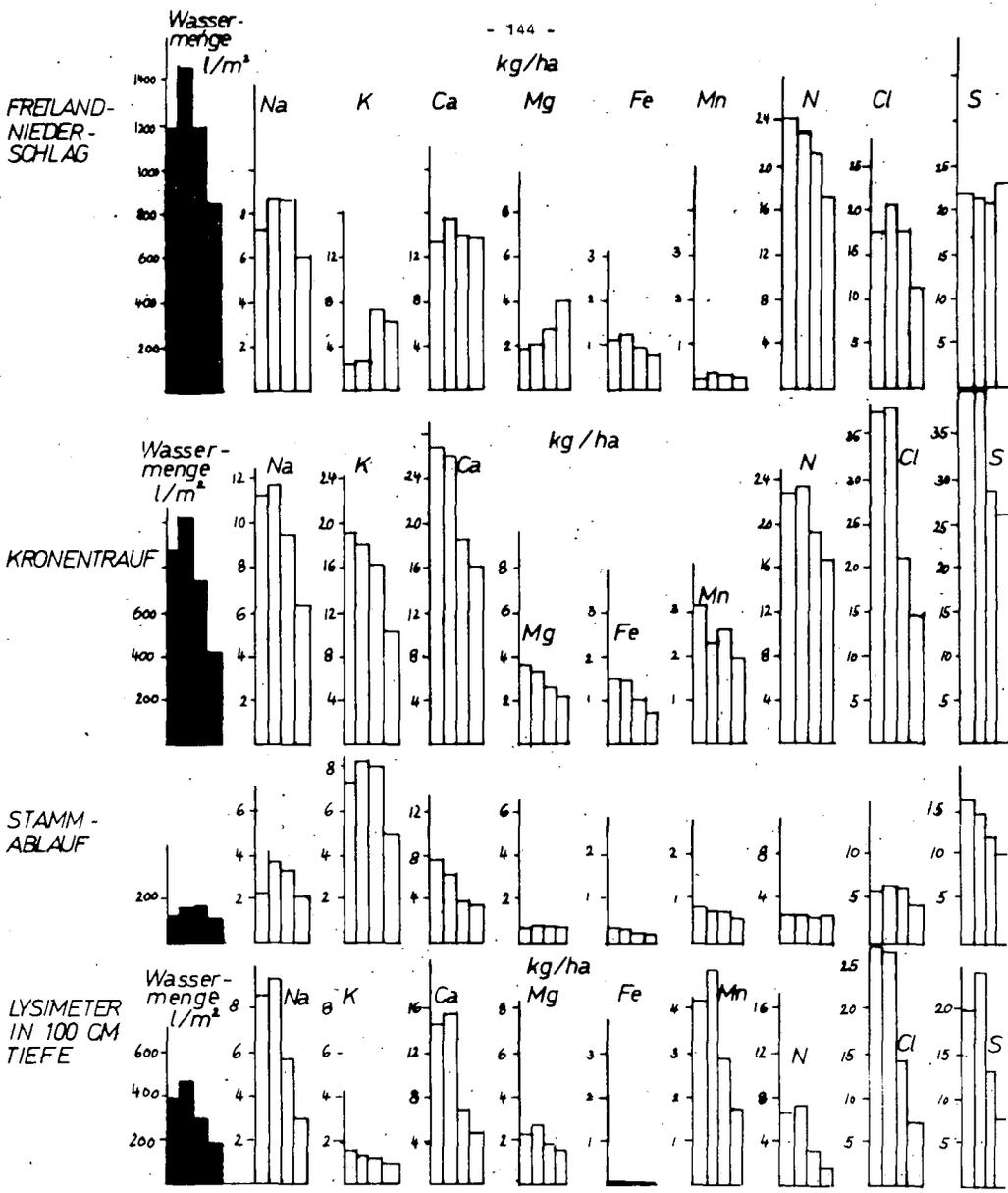


ABB. 3 : BIOELEMENFLÜSSE 1. SÄULE : JUL 69 - JUN 70 2. S. : JAN 70 - DEZ 70
 3. SÄULE : JUL 70 - JUN 71 4. S. : JAN 71 - DEZ 71

| | Wasser, l/m ² | Na | K | Ca | Mg kg/ha | Fe | Mn | N | Cl | S |
|---|-----------------------------|------|-------|-------|-------------|------|-------|-------|-------|-------|
| (1) FREILAND-NIEDERSCHLAG | 1164.0 | 7.58 | 3.79 | 13.07 | 3.54 | 0.99 | 0.249 | 21.51 | 17.15 | 22.21 |
| (2) KRONENTRAUFE | 768.6 | 9.74 | 15.68 | 21.97 | 2.93 | 1.16 | 2.46 | 20.20 | 27.93 | 32.75 |
| (3) STAMMABLAUF | 129.7 | 2.51 | 7.07 | 4.47 | 0.68 | 0.24 | 0.69 | 2.46 | 6.23 | 13.18 |
| (4) STREU | | 0.9 | 21.9 | 15.0 | 1.46 | 1.34 | 6.59 | 52.99 | 0.8 | 3.2 |
| (5) (2)+(3)+(4)=BODEN-INPUT | 898.3 | 13.5 | 44.65 | 41.44 | 5.07 | 2.74 | 9.74 | 75.65 | 34.93 | 49.13 |
| (6) LYSIMETER IN 100 CM = BODEN-OUTPUT | 332.2 | 6.70 | 1.20 | 10.15 | 2.09 | 0.05 | 3.43 | 4.69 | 19.07 | 16.4 |
| (7) ZUWACHS IM HOLZ | | 0.1 | 7.6 | 5.1 | 1.6 | 0.3 | 2.7 | 12.0 | | |
| (8) SUMME (6)+(7) | | 6.8 | 8.8 | 15.3 | 3.7 | 0.35 | 6.1 | 16.7 | 19 | 17 |

TAB.1: JAHRESBILANZ DER BIOELEMENTFLÜSSE IN EINEMBUCHENALTBESTAND
(Mittelwerte für den Zeitraum Jul.1969 bis Dez 1971)

Eine Methode zur Gewinnung von kapillar gebundenem Bodenwasser

Testergebnisse und erste Analysendaten

von

P. Germann*)

1. PROBLEMSTELLUNG

1.1 Einführung

Im Rahmen einer Felduntersuchung soll abgeklärt werden, wieviel Wasser und welche Menge von Elektrolyten mit dem Bodenwasser im Laufe der Zeit unter dem Hauptwurzelraum einer Wiese und eines Waldes in die Tiefe perkoliert. Die Menge des gesickerten Bodenwassers wird nach dem DARCY-Gesetz berechnet. Das kapillar gebundene Bodenwasser wird mit der hier beschriebenen Methode gewonnen und chemisch analysiert.

1.2 Anforderungen an eine Extraktionsmethode

1. Auf seinem Weg vom Boden bis in das Auffanggefäß darf das Bodenwasser chemisch nicht beeinflusst werden.
2. Der Lufteintrittswert des porösen Mediums, welches mit dem Boden in Berührung steht, soll bei Wassersättigung mindestens 700 μScm betragen.
3. Für Wasser soll das poröse Medium eine möglichst grosse Durchlässigkeit besitzen.
4. Die Wassermenge, welche zur kapillaren Sättigung des porösen Mediums nötig ist, soll so klein wie möglich sein.

1.3 Geprüfte Methoden

- Die Unterdrucklysimeter, wie sie von D. W. COLE (1958), W. CZERATZKI (1959) und D. W. COLE, Sp. GESSEL & E. E. HELD (1961) beschrieben wurden, dienen zwei Zwecken:

*) dipl. Forsting. ETH/SIA, Assistent an der Professur für Bodenphysik der ETH Zürich. CH-8903. Birmensdorf, Zürcherstrasse 111

1. Der Gewinnung von kapillar gebundenem Bodenwasser

2. Der quantitativen Erfassung der Sickermenge.

Da die Sickermenge mit einer anderen Methode erfasst wird, wurde auf diese Methode verzichtet.

- Die Extraktion mittels trockener Keramikelemente, wie sie D. SHIMSHI (1966) beschrieben hatte, konnte wegen der unbekanntenen Saugspannungsverhältnisse nicht angewendet werden.
- Die Extraktion mittels keramischer Zellen, wie sie von G. H. WAGNER (1962), R. R. PARIZEK & B. E. LANE (1970) und W. CZERATZKI (1971) veröffentlicht wurde, bereitete die folgenden Schwierigkeiten:
 1. Das keramische Material gibt Kalzium- und Magnesiumionen an das durchströmende Bodenwasser ab. (Siehe auch R. MAYER (1971).
 2. Die Wassermenge zur kapillaren Sättigung der Zelle ist zu gross.
- Eigene Versuche mit Zellen aus Nickelsinter schlugen fehl, da die Durchlässigkeit des Materials zu gering war (k -Wert: 10^{-7} cm/sec). Zudem wurde auch hier zur kapillaren Sättigung zu viel Wasser benötigt.

2. DIE ENTWICKELTE METHODE

2.1 Beschreibung des Extraktionskörpers

(Siehe hierzu die Abbildung 1. Die Nummern im Text beziehen sich darauf.)

Die Filterfolie (1) ist ein Nylonprodukt mit mittlerem Porendurchmesser von $0.5 \mu\text{m}$. Der Lufttrittswert bei Wassersättigung beträgt mehr als 700 WScm, der k -Wert für Wasser ist 2.5×10^{-5} cm/sec. Die Folie ist 0.1 mm dick und hat eine Porosität von 0.73. Zu ihrer Sättigung werden etwa 0.8 cm^3 Wasser benötigt.*) Sie wird auf einen Hohlzylinder aus porösem Supralen aufgeleimt (Supralen: Poröser Werkstoff aus gesintertem Niederdruckpolyäthylen**) (2). In jeden der beiden Hohlräume (3, 4) mündet eine Nylonkapillare (5, 6). Die Rohrmuffe (8) verbindet den Träger aus PVC (7) mit dem Halterungsrohr (9). Die Spitze aus PVC (7a) wird in den Träger (7) eingeschraubt.

*) Die Filterfolie ist erhältlich bei MILLIPOR FILTER GmbH, 6078 Neu-Isenburg (BRD) unter der Bezeichnung UHWP 293 oo

**) Supralenrohre können bezogen werden bei der Firma MANNESMANN Plastik-GmbH, Düsseldorf, unter der Bezeichnung "SUPRALEN RCH 1000 porös".

An dieser Stelle sei die Mitarbeit von Herrn cand. Ing. HTL Kurt Thalmann bestens verdankt, welcher bei der Lösung von technischen Problemen massgebend mitgewirkt hatte.

2.2 Der Einbau des Extraktionskörpers

Nachdem mit einem Bodenbohrer ein Loch ausgehoben wurde, wird mit einem Aushauer, dessen Durchmesser etwa 2 mm kleiner ist als derjenige des Extraktionskörpers, das eigentliche Bett ausgestochen. Der unter Vakuum im destillierten Wasser gesättigte Extraktionskörper wird an seinem Halterungsrohr in das Bett gepresst. Der Hohlraum über ihm wird etwa 20 cm hoch mit Feinerde ausgefüllt, der Rest wird mit Bitumen ausgegossen. Nachdem das Wasser aus dem Extraktionskörper entfernt wurde, ist er betriebsbereit.

2.3 Die Funktion des Extraktionskörpers

Die oben einmündende Kapillare wird während der Extraktionsphase verschlossen. An die unten einmündende Kapillare wird über ein Auffanggefäss aus PVC ein Vakuum angeschlossen. Beim Auswechseln eines vollen Gefässes wird die oben einmündende Nylonkapillare mehrmals geöffnet und geschlossen. Dadurch werden der Supralenzylinder und die Kapillaren weitgehend von der extrahierten Lösung entleert. So ist es möglich, zwei zeitlich nacheinander gewonnene Proben zu trennen.

Das Vakuum V im Auffanggefäss wird so bestimmt:

$V = S + h + 100 \text{ (WScm)}$. S ist gleich der im Boden gemessenen Saugspannung des Bodenwassers, h ist die vertikale Distanz des Auffanggefässes zum Extraktionskörper, und die 100 WScm werden benötigt, damit das Wasser in den Extraktionskörper perkoliert.

3. DURCHGEFÜHRTE TESTS UND IHRE ERGEBNISSE

3.1 Abschätzen des Bodenraumes, welcher durch die Extraktion beansprucht wird

Durch eine Simulation der nichtstationären, konzentrischen Wasserbewegung soll abgeklärt werden, wie weit in den Bodenraum hinaus die Wassergehaltsveränderung während eines Extraktionsvorganges greift. Die Grundlagen dazu sind das DARCY-Gesetz, die Funktionen $k = k(\psi)$ und $\psi = \psi(\Theta)$. Angenommen wird, dass der Boden homogen und isotrop sei.

Die Saugspannung im Boden und das Vakuum im Extraktionskörper werden vorgegeben. Es werden zwei Modelle behandelt: (Vgl. Abbildung 2) Beim Zylindermodell sind die Elemente gleicher Saugspannung zylindrisch um den Extraktionskörper angeordnet. Ihre Höhen nehmen mit zunehmender Distanz zum Extraktionskörper zu. Beim Kugelmodell sind diese Elemente sphärisch angeordnet.

Für das Bodenelement E_i gilt: Die Schichtdicke ist ΔR , das Volumen V_i , die äussere Mantelfläche sei A_i , die innere Mantelfläche sei A_{i-1} . Im Zeitpunkt j betrage der Wassergehalt Θ_i^j und die Saugspannung ψ_i^j . Der Ortsindex i nimmt von innen nach aussen zu. $FE_i^{j,j+1}$ sei die Wassermenge, welche im Zeitintervall $j, j+1$ aus dem Element $i+1$ in das Element i fliesse, $FA_i^{j,j+1}$ sei die Wassermenge, welche im Zeitintervall $j, j+1$ aus dem Element i in das Element $i-1$ fliesse. Es gelten die folgenden Gleichungen:

$$(1) FE_i^{j,j+1} = -\sqrt{k(\psi_{i+1}^j) \cdot k(\psi_i^j)} \cdot (\psi_{i+1}^j - \psi_i^j) / \Delta R \cdot A_i \cdot \Delta t \quad (\text{cm}^3)$$

$$(2) FA_i^{j,j+1} = -\sqrt{k(\psi_i^j) \cdot k(\psi_{i-1}^j)} \cdot (\psi_i^j - \psi_{i-1}^j) / \Delta R \cdot A_{i-1} \cdot \Delta t \quad (\text{cm}^3)$$

$$(3) \Theta_i^{j+1} = \Theta_i^j + (FE_i^{j,j+1} - FA_i^{j,j+1}) / V_i \cdot 100 \quad (\%Vol)$$

$$(4) \psi_i^{j+1} = \psi(\Theta_i^{j+1}) \quad (\text{WScm})$$

Ferner gilt:

| i | Zylindermodell | Kugelmodell |
|--------------------------|---|---|
| A_i (cm ²) | $\pi \cdot (R_0 + i \cdot \Delta R) \cdot h_i$ | $4 \pi (R_0 + i \cdot \Delta R)^2$ |
| V_i (cm ³) | $\pi \cdot [(2i-1)\Delta R^2 + 2R_0\Delta R] \cdot (h_i + h_{i+1})/2$ | $4 \pi /3 [(R_0 + i \cdot \Delta R)^3 - (R_0 + (i-1)\Delta R)^3]$ |
| h_i (cm) | $2(R_0 + i \Delta R)$ | |

Für die Rechnung wurde verwendet: $R_0 = 2.5$ cm (Radius des Extraktionskörpers)

$\Delta t = 1$ sec (Zeitintervall)

$\Delta R = 0.5$ cm (Schichtdicke)

Ferner war: $\log(k) = -0.961 \cdot [\log(\psi)]^2 + 2.678 [\log(\psi)] - 6.906$ $r^2 = 0.985$

$\log(\psi) = 0.0003 \cdot \theta^2 - 0.1619\theta + 7.983$ $r^2 = 0.904$

i nahm die Werte an von 1 - 100, j von 1 - 4000

Die Resultate und die in der Simulation verwendeten Modelle sind in Tabelle 1 und in Abbildung 3 zusammengestellt.

Tabelle 1: Modelle und Resultate der Simulation

| Modell | S WScm | V WScm | R ₆₀₀ (cm) | R ₃₆₀₀ (cm) | Q ₃₆₀₀ (cm ³) |
|-----------|-----------|-----------|-----------------------|------------------------|--------------------------------------|
| Kugel- | 85 | 150 | 4.5 | 12 | 42 |
| Kugel- | 158 | 300 | 4.5 | 11 | 36 |
| Kugel- | 294 | 500 | 4.5 | 10 | 19 |
| Zylinder- | 158 | 300 | 6 | 20 | 36 |

Dabei bedeuten:

S: Saugspannung im Boden

V: Vakuum im Extraktionskörper

R₆₀₀: Radius der Wassergehaltsveränderung nach 600 sec.

R₃₆₀₀: dto. nach 3600 sec.

Q₃₆₀₀: Wassermenge, welche nach 1 Std. simulierter Extraktion gewonnen wurde.

In bezug auf die gewonnene Wassermenge unterscheidet sich das Kugelmodell praktisch nicht vom Zylindermodell.

Die pro Zeiteinheit gewonnenen Wassermengen sind bei der Simulation etwa 10mal zu gross, verglichen mit den im Feld gemessenen Werten. Dies kann verschiedene Ursachen haben:

1. Der Kontakt der Filterfolie mit dem Boden ist nicht optimal
2. Die Modelle entsprechen nicht den natürlichen Gegebenheiten.
Insbesondere können die Flächen gleicher Saugspannung in natura andere Formen annehmen.
3. Die spezifische Wasserkapazität des Bodens kann während eines nicht-stationären Desorptionsvorganges wesentlich kleiner sein als jene, welche anhand der stationär bestimmten Desorptionskurve errechnet wurde. (SCHUSTER)

Betrachtet man den Durchmesser des Bodenraumes, welcher durch die Extraktion beeinflusst wird, in Abhängigkeit von der Extraktionszeit, so stellt man folgendes fest: Je länger der Extraktionsvorgang dauert, und je höher die Ausgangssaugspannung im Boden ist, umso langsamer greift die Wassergehaltsveränderung in den Bodenraum hinaus. Beide Effekte werden durch die abnehmenden k -Werte des Bodens verursacht. Der asymptotisch erreichte Grenzwert dürfte im Fall 1 einen Radius von etwa 30 cm ergeben und im Fall 3 einen solchen von etwa 20 cm.

3.2 Minimale Probemenge, welche nötig ist, um die Konzentration der Bodenlösung richtig zu erfassen.

Eine gewonnene Wasserprobe wird durch die zeitlich vor ihr extrahierte Wasserprobe beeinflusst. Dieser Einfluss ist direkt proportional zum Konzentrationsunterschied der beiden Lösungen und zur Restmenge welche von der zuerst gewonnenen Probe im Extraktionssystem verblieben ist. Damit diese Restmenge möglichst klein gehalten werden kann, wurde der Extraktionskörper mit einer dünnen Filterfolie und entleerbar konstruiert.

Es wurden verschiedenen konzentrierte NaCl-Lösungen durch den Extraktionskörper geleitet. Die Konzentration der zweiten Lösung sei gleich der Konzentration der ersten Lösung plus ein Konzentrationsunterschied. Der Wert λ ist das Verhältnis der beiden Konzentrationen.

Im Auffanggefäß wurde die Konzentration in Abhängigkeit der durchströmten Lösungsmenge gemessen. 100% des Konzentrationsunterschiedes wurden dann erreicht, wenn die Konzentration an der Aussenseite der Filterfolie gleich derjenigen im Auffanggefäß war (siehe Abbildung 4). Im Feld wurden bis jetzt λ -Werte von höchstens 3 gefunden. Daraus ist ersichtlich, dass Probenmengen von 100 cm^3 ausreichen, um die Konzentrationen der Bodenlösungen richtig zu erfassen. (Ausnahmen davon sind allerdings die Düngeversuche.)

4. ERSTE ANALYSEDATEN

Zwei Beispiele sollen die Tauglichkeit der beschriebenen Methode illustrieren.

Beispiel 1: Im Waldboden werden an 7 Entnahmestellen in den Tiefen 30, 100 und 300 cm Wasserproben gewonnen. In der zweiten Novemberhälfte 1971 wurde eine deutliche Zunahme der Kalzium-Konzentration des in 30 cm Tiefe gewonnenen Bodenwassers festgestellt. Eine analoge Zunahme wurde 6 Wochen später in 100 cm Tiefe beobachtet. Wenn nun angenommen wird, dass die Kalzium-Ionen lediglich durch Konvektion transportiert werden, dann kann die mittlere Sickergeschwindigkeit des Bodenwassers in dieser Zeitspanne berechnet werden:

$$v_T = 70 \text{ cm} / 42 \text{ Tage} = 2 \times 10^{-5} \text{ cm/sec}$$

Dieser Wert stimmt gut mit den aus den Tensiometerwerten berechneten Filtergeschwindigkeiten überein.

Beispiel 2: Zwölf Entnahmestellen im Boden unter einer Wiese sind in 100 cm Tiefe eingebaut. In der Umgebung von 6 Entnahmestellen wurde die Wiese Ende März 1972 normal gedüngt, die Umgebung der anderen 6 blieb ungedüngt. Das Bodenwasser wurde mit der hier beschriebenen Methode extrahiert und chemisch analysiert. Lediglich das Cl-Ion zeigt deutliche Unterschiede in den Konzentrationen zwischen gedüngter und ungedüngter Fläche. Alle anderen Ionen zeigen keine Unterschiede, sie wurden offenbar im darüberliegenden Boden absorbiert oder durch die Gräser aufgenommen.

5. BISHERIGER ANWENDUNGSBEREICH DER METHODE, VORSCHLÄGE

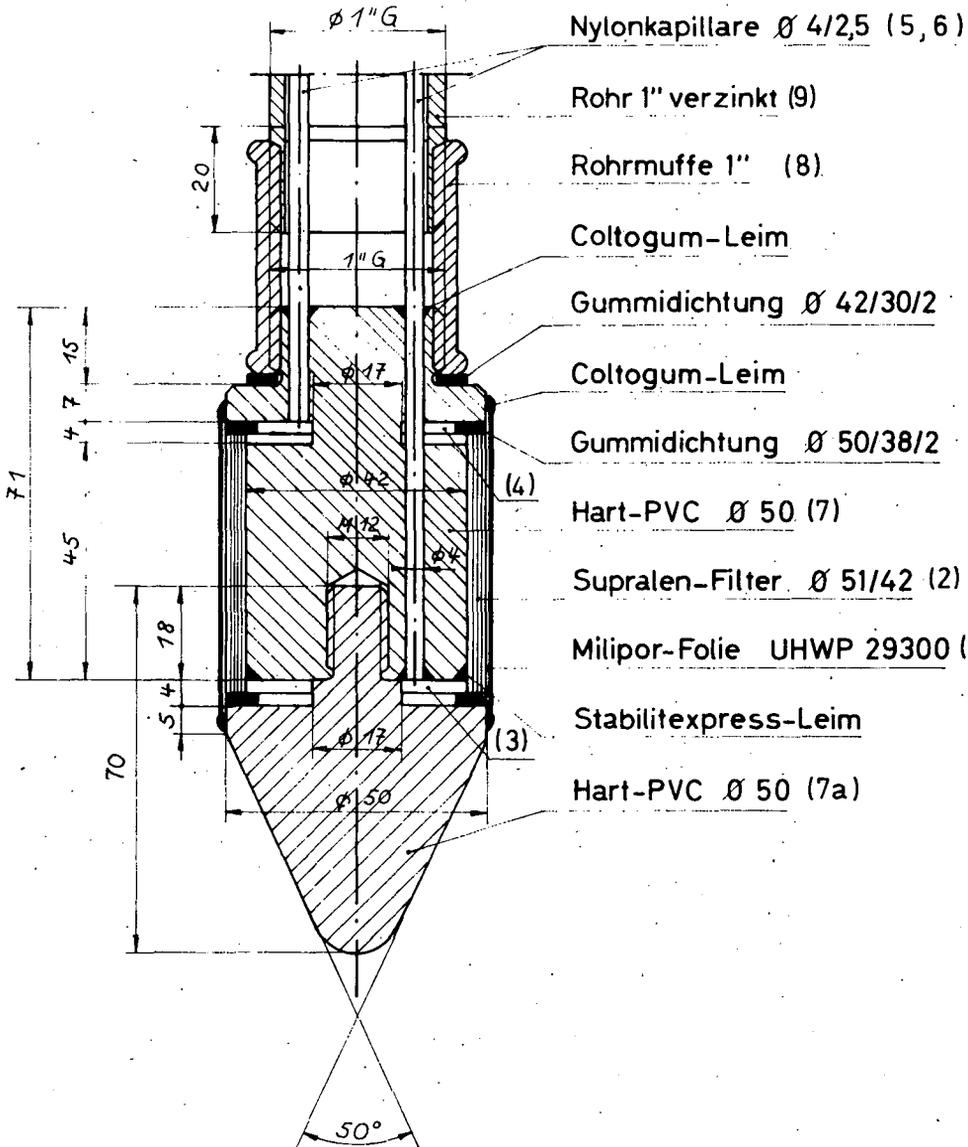
Die beschriebene Extraktionsmethode wird in einem aus Löss entstandenen Boden schon über ein Jahr erfolgreich angewendet. In diesem Boden war der Einbau der 33 Extraktionskörper einfach.

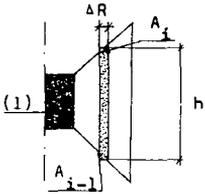
Da die Filterfolie äusserst empfindlich gegenüber mechanischer Beanspruchung ist, kann in skeletthaltigen Böden das eigentliche Bett des Extraktionskörpers z. B. mit gereinigtem Quarzmehl ausgekleidet werden. Es ist aber darauf zu achten, dass die Durchlässigkeit des Kontaktmaterials nicht allzu gering wird, da sonst Konzentrationsänderungen im Bodenwasser nicht mehr richtig erfasst werden können.

LITERATURVERZEICHNIS

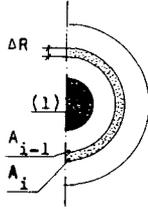
- COLE, D. W., 1958: Alundum tension lysimeters. Soil Sci. 58: 293-296.
- COLE, D. W., GESSEL, Sp. und HELD, E. E., 1961: Tension lysimeter studies of ion and moisture movement in glacial till and coral atoll soils. Soil Sci.Soc.Amer.Proc. 25: 321-325.
- CZERATZKI, W., 1959: Untersuchung der Wasserbewegung im Boden mit Hilfe von Unterdrucklysimetern. Z. Pflanzenern., Düng., Bodenkunde 87: 223-229.
- CZERATZKI, W., 1971: Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser. Landbauforschung Völkenrode 21/1: 13-14.
- MAYER, R., 1971: Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Wald-Oekosystems. Göttinger bodenkundl. Ber. 19: 1-119.
- PARIZEK, R. R. und LANE, B. E., 1970: Soil-water sampling using pan and deep pressure-vacuum lysimeters. J. Hydrol. 11: 1-21.
- SCHUSTER, Ch., 1973: Wasserspiegelabsenkung zwischen zwei Drainagegräben in natürlich gelagertem Boden am Hang. Diss. ETH Zürich (i.Dr.)
- SHIMSHI, D., 1966: Use of ceramic points for the sampling of soil solution. Soil Sci. 101: 98-103.
- WAGNER, G.H., 1962: Use of porous ceramic cups to sample soil water within the profile. Soil Sci. 94: 379-386.

Extraktionskörper





Zylindermodell



Kugelmodell

Abbildung 2: Die bei der Simulation verwendeten Modelle.

V_i : Volumen des Elementes i

A_i : Aeussere Mantelfläche

A_{i-1} : Innere Mantelfläche

(1) : Extraktionskörper

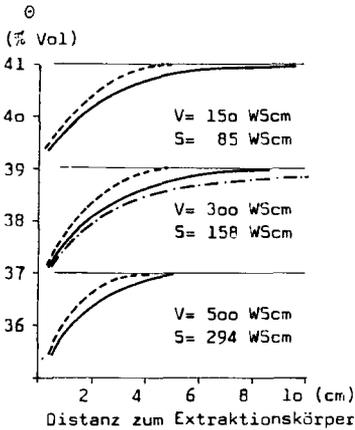


Abbildung 3: Wassergehaltsverteilung in Abhängigkeit von der Distanz zum Extraktionskörper.

--- Kugelmodell, nach 600 sec

— Kugelmodell, nach 3600 sec

- · - · - Zylindermodell, nach 3600 sec simulierter Absaugezeit

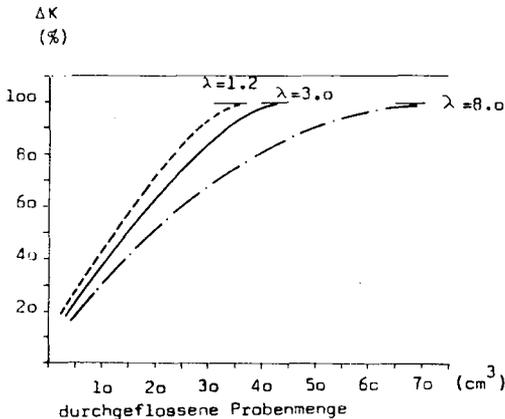


Abbildung 4: Probenmengen, welche nötig sind, um die äussere Konzentration zu erfassen.

K_1 : Konzentration innen

K_2 : Konzentration aussen

$$K_1 - K_2 = \Delta K$$

$$\lambda = \frac{K_2}{K_1}$$

Untersuchungen zur Auswaschung von Nährstoffen und Schwermetallen
bei Anwendung größerer Klärschlammengen

von
N. El-Bassam und C. Tietjen.*)

Die Landbehandlung von flüssigem Klärschlamm in größeren Mengen wirft das Problem auf, die Wanderung der zugeführten Mineralstoffe und Schwermetalle im Boden und den Grad einer möglichen Grundwasserkontamination zu beachten.

Eine Landbehandlung von pumpfähigem Klärschlamm ist gelegentlich erforderlich, ohne daß die pflanzenbauliche Verwertungsabsicht im Vordergrund steht, wenn die anfallenden Schlammengen zu groß sind und andere Beseitigungsmöglichkeiten durch Verbrennen, Trocknen, Kompostieren nicht bestehen. Damit stellt sich die Frage nach der maximalen Belastbarkeit der Ackerfläche.

NOSBERS (1968), PLATZEN (1970) sowie HINESLY et al. (1971) prüften die Auswaschung von Nährstoffen und Schwermetallen bei Klärschlammabwendung in Gefäß- bzw. Lysimeterversuchen. Wir verwandten die Saugvorrichtung nach CZERATZKI (1971) im Feldversuch.

Versuchsanlage

Der Feldversuch wurde im Juni 1971 in Völkenrode angelegt. Der Boden ist eine schwach gebleichte, pseudovergleyte Parabraunerde, ein schwach humoser, anlehmiger Sand, pH 6,3, Mächtigkeit der Krume 18 bis 20 cm. 2500 m³/ha flüssiger Klärschlamm, bei 28° im Klärwerk Peine ausgefault, wurde in 25 Einzelgaben je 10 mm von Juni bis November entsprechend der Aufnahmefähigkeit des Bodens verabreicht. Schlammtransport und -verteilung erfolgte aus einem Schlammspeicher mit einer Exzentrerschneckenpumpe über ein Schlebusch-Rohrverlegegerät mit einem 425 m langem Polyäthylrohr, an dessen Ende ein Großflächenregner auf einem Schlitten angeschlossen ist. Das Gerät arbeitet mit elektrischem

*) Institut für Pflanzenbau und Saatgutforschung der Forschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode

Antrieb selbsttätig; die Gleichmäßigkeit der Schlammverteilung ist befriedigend. Um die Bodenlösung mit der Saugvorrichtung kontinuierlich aus dem Feld zu gewinnen, wurden keramische Saugzellen mit einem Fassungsvermögen von etwa 250 ml in 1 und 2 m Tiefe eingesetzt (El-Basseam, 1972). Die Probeentnahme war abhängig vom Vorrat an Bodenwasser. Kleine Proben wurden nach Bestimmung des Nitratgehaltes und der elektrischen Leitfähigkeit gesammelt, bis die Menge für weitere Analysen ausreichte. Der Klärschlamm war im Nährstoffgehalt vergleichbar mit dem Klärschlamm des Niersverbandes, dieser hatte jedoch einen wesentlich höheren Gehalt an Schwermetallen (SCHÄFER und KICK, 1970). (Tabelle 1)

Ergebnisse

Die Saugvorrichtung ermöglichte, ab September Proben aus der Bodenlösung zu ziehen. Während die elektrische Leitfähigkeit des Wassers von der Fläche ohne Schlammzufuhr in beiden Tiefen nur geringe Änderungen im Bereich von 0,50 und 0,60 mmhos/cm aufwies, stieg die Leitfähigkeit auf der beschlammten Fläche Ende November steil an und erreichte in 1 m Tiefe 2,40 mmhos/cm. 25 Tage später wurde in 2 m Tiefe der höchste Wert mit 2,20 mmhos/cm gemessen. (Abbildung 1)

Sehr ähnlich verhielten sich die Nitratwerte. Auf der unbeschlammten Fläche lagen sie zwischen 20 und 40 ppm NO_3 . Die Schlammzufuhr führte in 1 m Tiefe bereits Ende September zu 90 ppm, und parallel zur Leitfähigkeit stiegen die Werte Ende November steil auf 460 ppm in 1 m Tiefe und mit zwei Wochen Verzögerung in 2 m Tiefe auf 370 ppm. (Abb. 2)

Die Analysen der angesammelten Wasserproben auf Nährstoffe und Schwermetalle zeigten erhebliche Streuungen, so daß in einigen Fällen erst nach längeren Untersuchungen Aussagen möglich sein werden. Es ist hierzu noch die Inhomogenität der Versuchsfläche in der Tiefe sowie die Funktion der eingebauten Saugkerzen zu prüfen.

Ein Vergleich der Proben vom November und vom Februar zeigt einen geringfügigen Anstieg der Phosphatwerte bei Klärschlammzufuhr, die Kaliwerte wurden etwa verdoppelt, Natrium erfuhr einen kleinen Zuwachs, die Gehalte an Kalk und Magnesium erhöhten sich auf beiden Flächen, durch Klärschlamm jedoch etwas stärker; Kupfer wurde durch Schlammzufuhr erhöht; vom Zink wurden die höheren Werte bereits im November gefunden. (Tabelle 2)

Tabelle 1: Chemische Kennwerte des angewandten Klärschlammes von 24 Proben (Juni bis September 1971)
bezogen auf Trockenmasse

| | | | | | |
|---|---|---------------|---------------------------------|----------|---------------|
| Trockensubstanz | % | 3,46 - 6,52 | Eisen, Fe | ppm | 24000 - 33280 |
| Asche | % | 49,52 - 57,31 | Kupfer, Cu | ppm | 281,9 - 326,1 |
| Kohlenstoff, C | % | 26,40 - 31,79 | Blei, Pb | ppm | 20,6 - 37,8 |
| Gesamtstickstoff, N | % | 3,06 - 4,50 | Nickel, Ni | ppm | 98,2 - 118,0 |
| Phosphat, P ₂ O ₅ | % | 2,34 - 4,53 | Zink, Zn | ppm | 1226 - 1296 |
| Kali, K ₂ O | % | 0,20 - 0,48 | Spezif. elekt. Leitfähigkeit | mmhos/cm | 3,3 - 4,0 |
| Kalk, CaO | % | 6,38 - 6,89 | | | |
| Magnesium, MgO | % | 0,59 - 0,69 | | | |
| Natrium, Na ₂ O | % | 0,28 - 0,45 | | | |

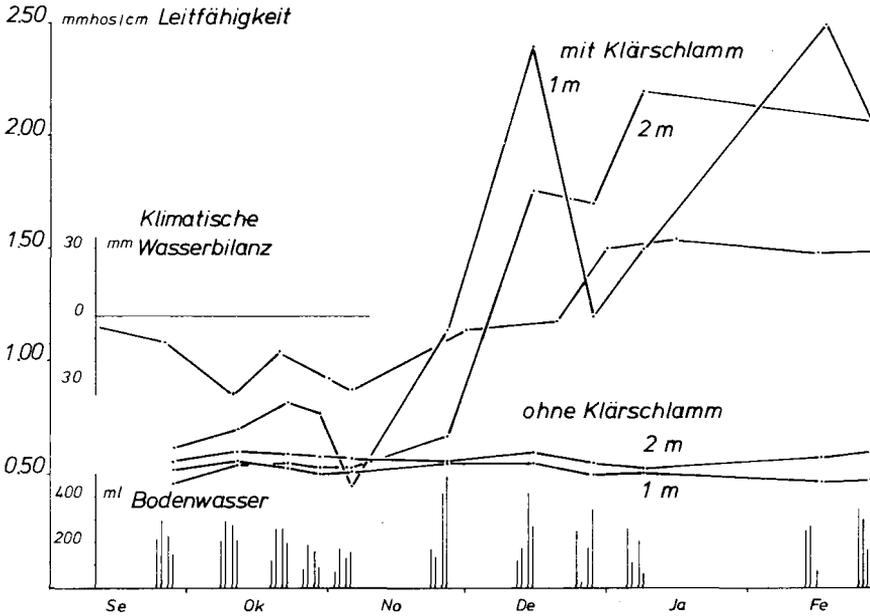


Abb. I: Elektrische Leitfähigkeit der Bodenlösung, klimatische Wasserbilanz (Summenwerte) und Entnahmefolge und Größe der Bodenwasserproben (Reihenfolge: ohne Klärschlamm 1 m, 2 m, mit Klärschlamm 1 m, 2 m)

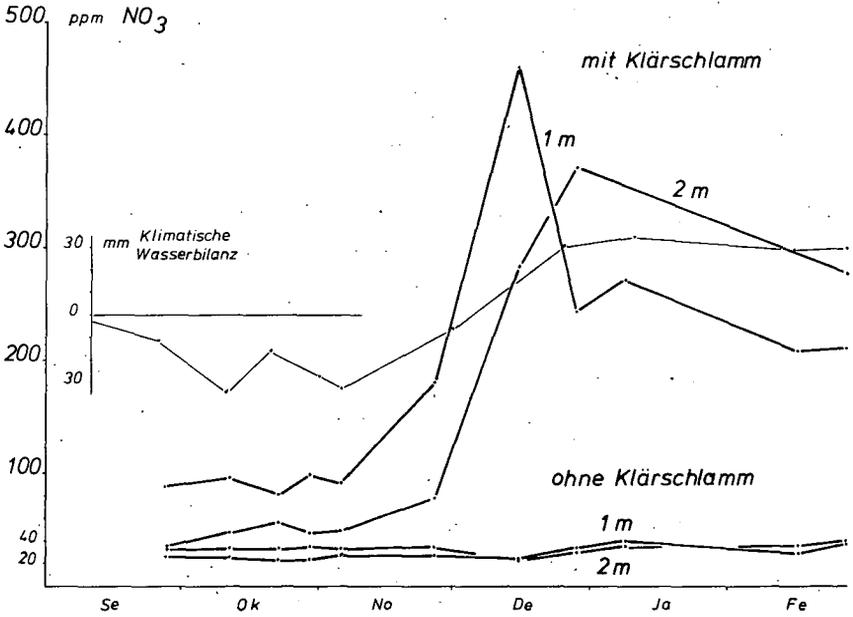


Abb. 2: Nitratkonzentration der Bodenlösung

Tabelle 2: Nährstoffe und Schwermetalle im Bodenwasser, mg/l

| | Tiefe | P ₂ O ₅ | K ₂ O | Na ₂ O | CaO | MgO | Cu | Zn |
|----------------------|-------|-------------------------------|------------------|-------------------|------|-----|-------|------|
| <u>November 1971</u> | | | | | | | | |
| Ohne Klärschlamm | 1 m | 0,31 | 4,4 | 20,0 | 42,4 | 5,7 | 0,02 | 0,13 |
| | 2 m | 0,26 | 2,2 | 16,0 | 44,6 | 5,4 | 0,02 | 0,23 |
| Mit Klärschlamm | 1 m | 0,35 | 7,7 | 20,2 | 47,1 | 5,6 | 0,02 | 0,39 |
| | 2 m | 0,27 | 8,6 | 20,2 | 47,9 | 5,5 | 0,02 | 0,43 |
| <u>Februar 1972</u> | | | | | | | | |
| Ohne Klärschlamm | 1 m | 0,29 | 2,7 | 15,3 | 50,9 | 6,3 | 0,025 | 0,13 |
| | 2 m | 0,26 | 4,8 | 21,0 | 48,1 | 6,6 | 0,03 | 0,13 |
| Mit Klärschlamm | 1 m | 0,37 | 8,6 | 27,0 | 57,0 | 7,6 | 0,04 | 0,18 |
| | 2 m | 0,33 | 6,3 | 25,3 | 58,3 | 7,8 | 0,06 | 0,19 |

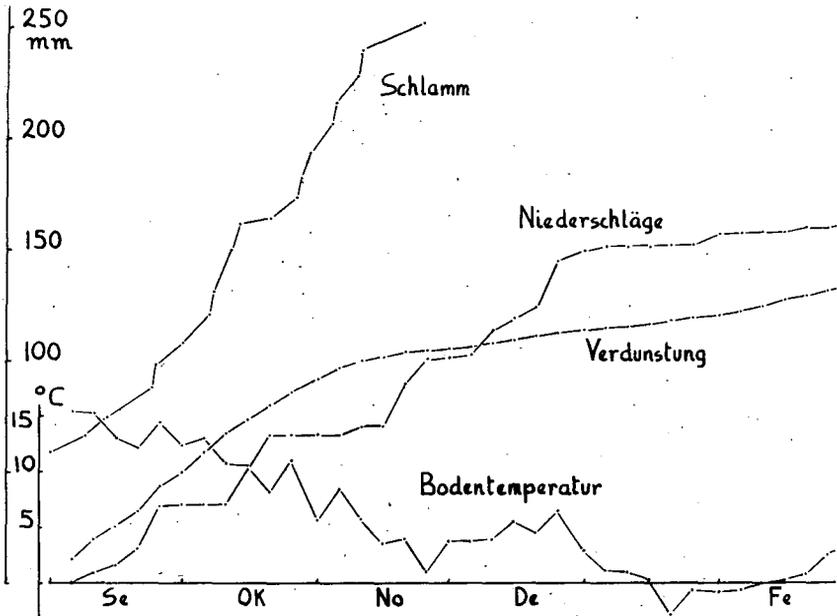


Abb. 3: Summendarstellung der Klärschlammzufuhr, der Niederschläge und der Verdunstungsbeanspruchung. Bodentemperatur in 20 cm (Pentadenmittel)

Diskussion

Die Verlagerung der Stoffe im Boden ist vom Wassergehalt des Bodens abhängig. Die Versuchsperiode von September bis Februar war durch geringe Niederschläge gekennzeichnet (Abb. 3). Die Bodentemperatur ermöglichte einen Nitratzuwachs etwa bis Ende Oktober. Die Darstellung der Summenwerte der Niederschläge und der Verdunstung am Versuchsort zeigt, daß noch im November die Verdunstung überwog, die klimatische Wasserbilanz war bis dahin negativ. Mit dem Anstieg der Wasserbilanzwerte korrelieren sowohl die größeren Wassermengen je Probeentnahme als auch die höhere Leitfähigkeit und die höheren Nitratwerte (Abb. 1 und 2). Diese Beobachtung trifft jedoch nur für die Klärschlammfläche zu. Die Verschiebung der klimatischen Wasserbilanz reicht nicht aus, um die unbeschlammte Fläche in 1 bzw. 2 m Tiefe zu beeinflussen.

Zusammenfassung

2500 m³/ha Klärschlamm kommunaler Herkunft wurden 1971 in einem Feldversuch durch ein Verfahren ausgebracht, das die Verteilung größerer Mengen auf kleinen Flächen ermöglicht.

Proben aus der Bodenlösung wurden mit einer Saugvorrichtung direkt aus dem Feld aus 1 und 2 m Tiefe gewonnen und analysiert. Mit ansteigender klimatischer Wasserbilanz nahmen auf der Klärschlammfläche die Salzkonzentration der Bodenlösung und der Nitratgehalt zu. Die höchsten Werte wurden im Dezember mit 240 mmhos und 460 ppm NO₃ gefunden.

LITERATUR

- CZERATZKI, W.: Saugvorrichtung für kapillargebundenes Bodenwasser. - Landbauforsch. Völkenrode 21, 1971, 13-14.
- EL-BASSAM, N.: Ausgewert der chemischen Zusammensetzung einer durch Saugvorrichtung gewonnenen Bodenlösung. I. Die kontinuierliche Gewinnung von Bodenlösungen und die Charakteristika der Saugzelle. - Landbauforsch. Völkenrode 22, 1972, 37-40.
- HINESLY, T. D., BRAIDS, O. C., and MOLINA, J. E.: Agricultural benefits and environmental changes resulting from the use of digested sewage sludge on field crops. - An Interim Report on Solid Waste Demonstration Project. U.S. Environmental Protection Agency, 1971.
- NOSBERS, R.: Die Aufnahme von Blei, Chrom, Nickel und Zink durch landwirtschaftliche Nutzpflanzen bei Anwendung von Abwasserklärslamm. - Diss. Bonn, 1968.
- PLATZEN, H.: Gefäß- und Lysimeterversuche zur Verwertung hoher Gaben an Faulschlamm und Müllklärslammkompost für die Verbesserung nährstoffarmer Löss- und Sandböden. - Diss. Bonn, 1970.
- SCHÄFER, K., u. KICK, H.: Die Nachwirkung von schwermetallhaltigem Abwasserklärslamm in einem Feldversuch. Landwirtsch. Forsch. 23, Heft 2, 1970, 152-161.

Stoffzusammensetzung des Boden- und Grundwassers in Sandböden in unterschiedlichen Tiefenbereichen bei organischer und mineralischer Düngung, auf Acker und Grünland

von
P. Foerster *)

Um die Filterfunktion eines Sandbodens gegenüber versickernden Stoffen zu überprüfen, wurde auf dem Versuchsbetrieb für Acker- und Pflanzenbau der Landwirtschaftskammer Weser-Ems Bodenwasser und oberflächennahes Grundwasser mehrmals aus verschiedenen Tiefenbereichen entnommen. Die Wasserproben wurden auf pH, Nitrit, Nitrat, Ammonium, Phosphat, Chlorid und Sulfat untersucht. Im folgenden wird auf die Belastung des Boden- und Grundwassers mit Nitrat und Phosphat eingegangen.

Standort und Versuchsfrage

Übersicht der Entnahmestellen:

| Entnahme- stelle | Boden | Kulturart | Düngung |
|---------------------|------------------|-----------|--|
| 1 | Plaggenboden | Acker | Üblich mineralgedüngt |
| 2 | Plaggenboden | Acker | Schweinegülle, 600 m ³ /ha **) |
| 3 | Plaggenboden | Acker | Hühnergülle, 600 m ³ /ha **) |
| 4 | Podsol-Braunerde | Acker | Üblich mineralgedüngt |
| 5 | Podsol-Braunerde | Grünland | Üblich mineralgedüngt |
| 6 | Podsol-Braunerde | Grünland | ungedüngt |

**) 400 m³/ha am 15.5.1970
200 m³/ha am 11.2.1971

*) Landbauabteilung der Landwirtschaftskammer Weser-Ems,
2900 Oldenburg, Mars-la-Tour-Straße 1-11

Ein vergleichbarer Bodenaufbau liegt bei den Entnahmestellen 1 - 3 und bei 4 - 6 vor. Die Eschauflage des Plaggenbodens beträgt 60 - 70 cm. Sie wird unterlagert von pleistozänem Feinsand (fS 70 - 80 %) bis 4,50 m u. Flur. Darunter folgt Geschiebesand (Bodenart tS), der als Staukörper für das oberste Grundwasserstockwerk von 2,00 bis 4,00 m u. Flur wirkt.

Bei den Entnahmestellen 4 - 6 liegt eine Podsol-Braunerde vor. Die Körnung des Bodens ist ebenfalls durch einen hohen Feinsandgehalt (70 - 80 %) gekennzeichnet. Im Untergrund bei etwa 3,00 bis 3,50 m u. Flur steht Geschiebelehm an, auf dem sich das oberflächennahe Grundwasser staut.

Die Versuchsfrage bei den Entnahmestellen 1 - 3 lautet, wie stark wird in Sandböden das Boden- und Grundwasser in unterschiedlichen Tiefenbereichen bei extrem hohen Güllegaben belastet, verglichen mit üblicher Mineraldüngung. Über die Anwendung hoher Güllegaben im Ackerbau auf Sandböden berichtet HOFFMANN (1972). - Die in zwei geteilten Gaben ausgebrachte Güllemenge betrug $600 \text{ m}^3/\text{ha}$. Die damit ausgebrachten Gesamtnährstoffe pro ha betragen bei der Hühnergülle rd. 6.000 kg N, 5.400 kg P_2O_5 , 3.000 kg K_2O , 9.000 kg CaO, bei der Schweinegülle rd. 3.600 kg N, 3.600 kg P_2O_5 , 1.800 kg K_2O , 2.500 kg CaO. - Die Anbaufrucht bei den Entnahmestellen 1 - 3 ist seit 1969 nur Körnermais.

Bei den Entnahmestellen 4 und 5 soll untersucht werden, inwieweit sich auf Sandböden die Kulturarten Acker- und Grünland bei üblicher Mineraldüngung auf die Stoffbelastung des Boden- und Grundwassers auswirken. Bei einem Vergleich der Entnahmestellen 5 und 6 können Rückschlüsse über den Einfluß der Mineraldüngung auf die Qualität des Boden- und Grundwassers gezogen werden. Die Anbaufrucht bei Entnahmestelle 4 war Winterroggen.

Versuchsdurchführung

An den 6 Entnahmestellen wurde regelmäßig seit Dezember 1971 in etwa vierwöchigem Abstand Bodenwasser aus 5 Tiefenbereichen von jeweils 30 cm Mächtigkeit bis 1,80 m u. Flur und Grundwasser aus 2,00 bis 2,50 m entnommen, zusätzlich ab Mai 1972 bei Entnahmestellen 1 - 3 Grundwasser aus 3,00 bis 3,50 m und 3,50 bis 4,00 m u. Flur.*) - Die Gewinnung des Bodenwassers erfolgte mittels der Saugvorrichtung von CZERATZKI (1971). Das Grundwasser wurde aus Standrohren entnommen. Ein Schema der Anlage geht aus Abbildung 1 hervor. Gegenüber Perkolaten von Lysimetern und Abflüssen aus Dränanlagen mit ihren bekannten Nachteilen hat die Saugvorrichtung von Czeratzki den Vorteil, daß mit dieser Wassergewinnungsanlage aus nahezu ungestörtem Boden aus beliebigen Tiefen, freies und gebundenes Bodenwasser entnommen werden kann. Das Bodenwasser wurde mit 0,6 atm (pF 2,78) Unterdruck angesaugt, d. h. es handelt sich bei dem Wasser um freies und leicht gebundenes Bodenwasser.

Ergebnisse

Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l)

Entnahmestellen 1 - 3: Abbildung 2 gibt den Verlauf der $\text{NO}_3\text{-}$ Konzentrationen im Bodenwasser in den zusammengefaßten Entnahmetiefen 30 - 90 cm und 110 - 180 cm u. Flur wieder. Entnahmestelle 1 zeigte bislang in beiden Entnahmetiefen nur gering schwankende Werte zwischen 25 und 55 mg. Geht man von einem mittleren Gehalt von 40 mg aus, so liegt die N-Auswaschung in kg/ha bei einer für den Oldenburger Raum zutreffenden Sickerung von 310 mm/Jahr (errechnet aus klimatischer Wasserbilanz mit Verdunstungswerten nach HAUDE, langjähriges Mittel) bei 120 kg, bzw. unter Berücksichtigung der im ersten Halbjahr 1972 angefallenen aktuellen Sickerung (125 mm) bei 48 kg/ha für diesen Zeitraum.

Die Konzentrationen im Bodenwasser der Gülleparzellen weichen bezüglich ihrer absoluten Höhe und hinsichtlich der Schwankungen zunächst erheblich von den Werten der Entnahmestelle 1 ab,

*) Die Wasserproben wurden im Niedersächsischen Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, Außenstelle Osnabrück, untersucht.

Saugvorrichtung für freies und gebundenes Bodenwasser

Verbundsystem

(nach W.Czeratzki)

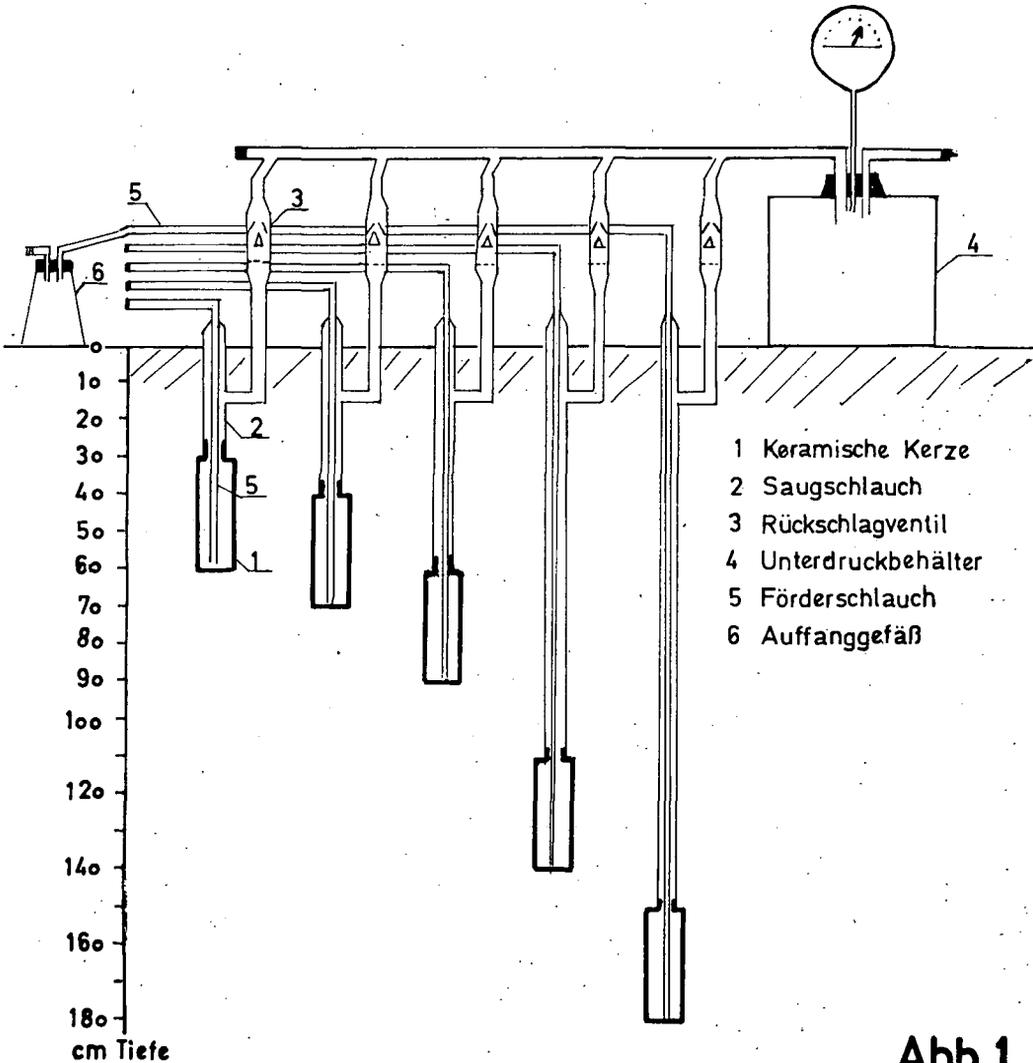
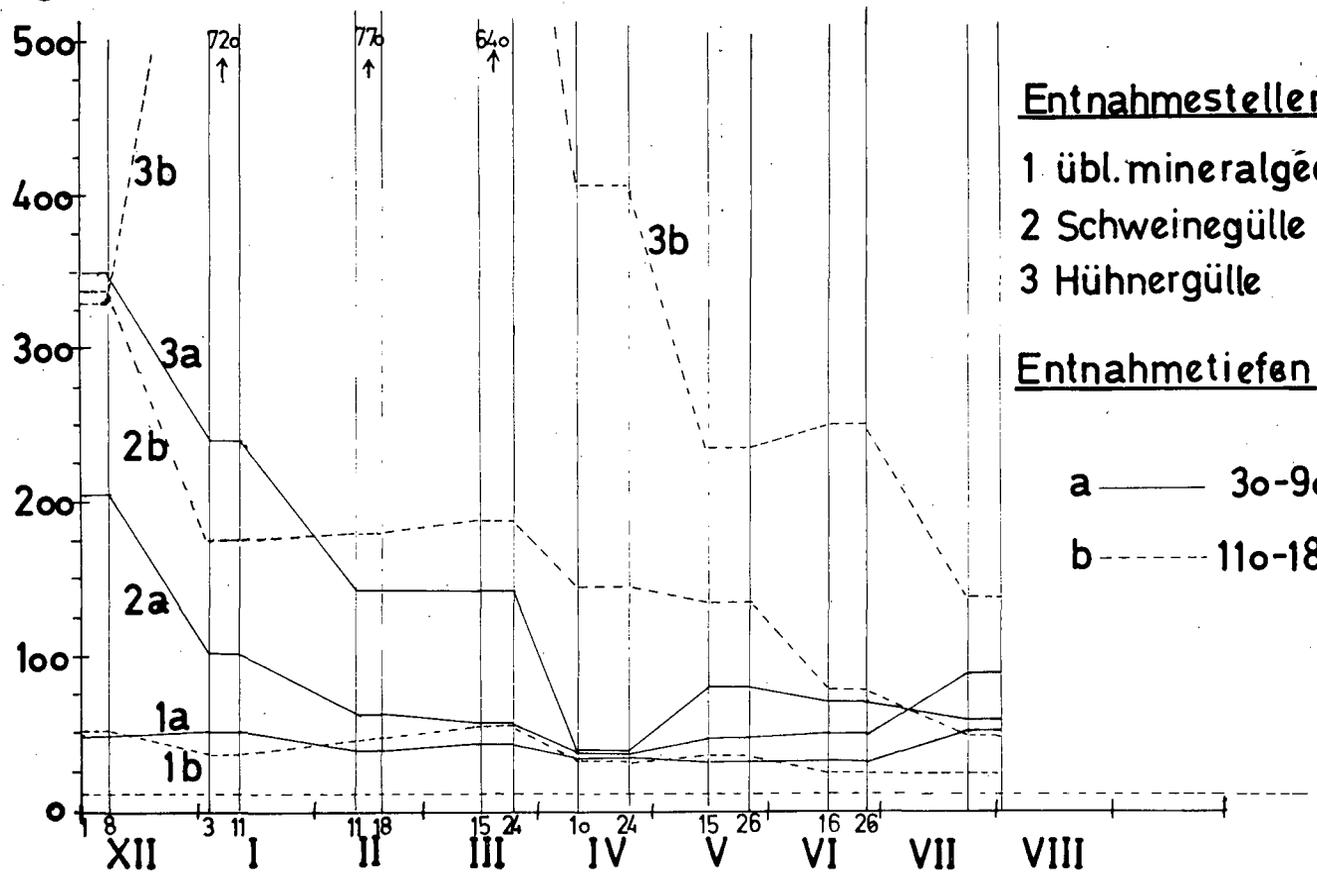


Abb. 1

N-Konzentrationen im Bodenwasser

Gülleversuch (R-Schlag) in Wehnen b. Oldenburg

NO₃
mg N/l



Entnahmestellen

- 1 übl. mineralgedüngt
- 2 Schweinegülle 600 m³/ha
- 3 Hühnergülle 600 m³/ha

Entnahmetiefen

- a ——— 30-90 cm Tiefe
- b - - - - 110-180 cm "

1972

Abb. 2

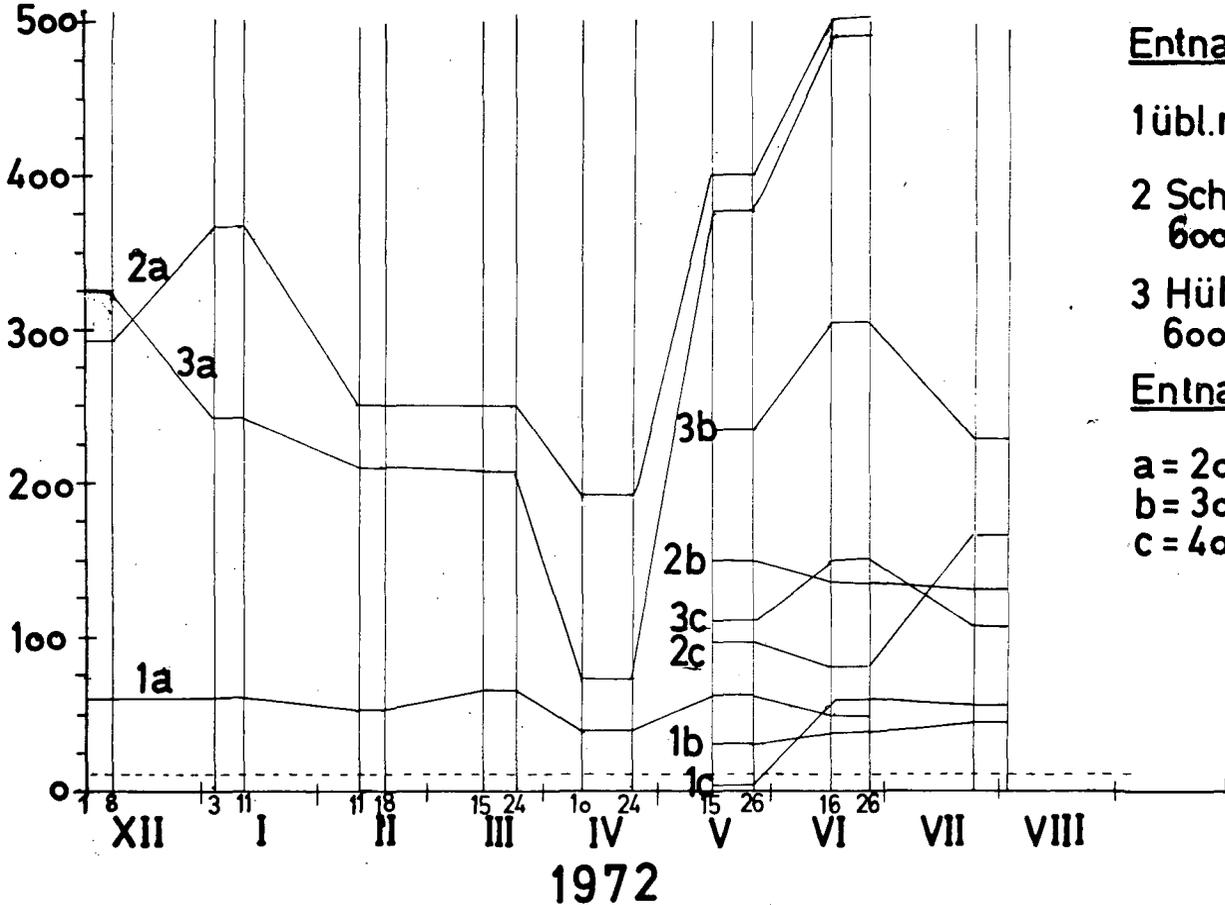
gleichen sich jedoch im Verlauf der Untersuchungszeit zunehmend an die Konzentrationswerte der Entnahmestelle 1 an. - Das Bodenwasser zeigt bei Entnahmestelle 2 und 3 in der zweiten Entnahmetiefe wesentlich höhere Konzentrationen als in der ersten Entnahmetiefe, was deutlich auf eine vertikale Verlagerung der Nitratverbindungen hindeutet. Bei den erheblichen Konzentrationschwankungen, die nach HÜLL (1970) u. a. für eine starke Verunreinigung des Bodenwassers sprechen, läßt sich die N-Auswaschung nur jeweils für die einzelnen monatlichen Entnahmeräume ermitteln. Werden für Januar bis März 1973 mittlere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen von 700 mg zugrunde gelegt (s. Abb. 1), so kommt man bei der errechneten aktuellen Sickerung von 38 mm für diese Zeit beispielsweise auf 260 kg N-Auswaschung unterhalb 1,80 m Tiefe.

Im Grundwasser (Abb. 3) zeigen die Gülleparzellen gegenüber der mineralgedüngten Parzelle in der obersten Entnahmetiefe 200 bis 250 cm u. Flur ebenfalls stark erhöhte, zeitlich erheblich schwankende Konzentrationswerte an $\text{NO}_3\text{-N}$. Während bei Entnahmestelle 1 die festgestellten Konzentrationen bei 50 - 60 mg liegen, schwanken beispielsweise die Konzentrationen bei Entnahmestelle 3 entsprechend Sickerwasseranfall, N-Mobilisierung zwischen 90 und 500 mg von Dezember 1971 bis Juni 1972. Bemerkenswert ist jedoch der Konzentrationsabfall in größeren Tiefen, d. h. es findet in dem obersten Grundwasserstockwerk mit zunehmender Tiefe eine Aufbereitung des Grundwassers bzw. eine Denitrifikation statt. Darauf hat bereits KOLENBRANDER (1971) hingewiesen.

Entnahmestellen 4 - 6: Auf der mineralgedüngten, als Acker genutzten Podsol-Braunerde (Abb. 4) liegt im Vergleich zum mineralgedüngten Plaggenboden (Abb. 2 und 3) im Boden- und Grundwasser ein anderer Konzentrationsverlauf vor. Das Bodenwasser der Entnahmestelle 4 zeichnet sich in der obersten Entnahmetiefe durch größere Konzentrationschwankungen aus, die von 30 - 80 mg reichen, im Bodenwasser auf 110 - 140 cm liegen wesentlich niedrigere und geringer schwankende Konzentrationswerte zwischen 5 - 30 mg vor. Die N-Auswaschung nimmt somit mit zunehmender Bodentiefe in diesem Boden unter Ackernutzung ab.

N-Konzentrationen im oberen Grundwasser Gülleversuch (R-Schlag) in Wehnen b. Oldenburg.

NO₃
mg N/l



Entnahmestellen

1 übl. mineralged.

2 Schweinegülle
600 m³/ha

3 Hühnergülle
600 m³/ha

Entnahmetiefen

a = 200 - 250 cm

b = 300 - 350 cm

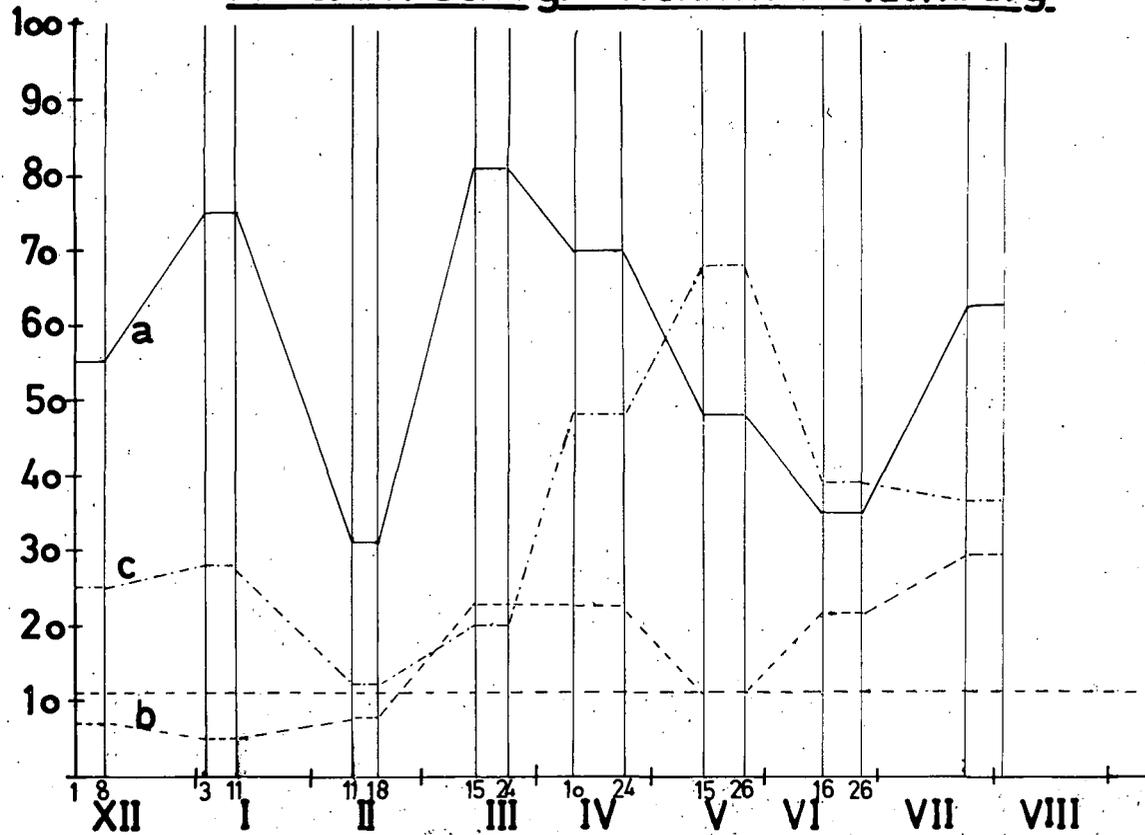
c = 400 - 450 cm

Abb. 3

N-Konzentrationen im Bodenwasser (a,b) und im oberem Grundwasser (c)

Acker (H1-Schlag) in Wehnen b. Oldenburg

NO_3
mg/l



Entnahmestelle 4:

mineralgedüngt

N-70 kg/ha am
28.2.72

30 kg/ha am
5.5.72

als AHL

Entnahmetiefen

a — 30-90 cm

b ---- 110-140 cm

c ---- 170-200 cm

a, b = Bodenwasser

c = Grundwasser

- 172 -

1972

Abb.4

Im Grundwasser liegen bei Entnahmestelle 4 die Werte zwischen 12 bis 68 mg. Sie sind damit unter Ackernutzung im Vergleich zum boden- und düngungsmäßig vergleichbaren Grünlandstandort (Abb. 5) höher, wo bisher niedrigere und geringer schwankende Konzentrationen zwischen 6 - 20 mg aufgetreten sind. Am niedrigsten liegen die Konzentrationen im Grundwasser des ungedüngten Grünlandes, gleichbleibend bei etwa 1 mg $\text{NO}_3\text{-N}$.

Das Bodenwasser bei mineralgedüngtem Grünland weist in der oberen Entnahmetiefe bis 70 cm u. Flur mit 8 - 20 mg im Vergleich zum Acker ebenfalls wesentlich geringere Konzentrationen auf und zeigt auch insgesamt einen gleichmäßigeren Verlauf.

Bemerkenswert ist das Ansteigen der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Werte im Bodenwasser der Entnahmetiefe 110 - 140 cm Tiefe beim mineralgedüngten Grünland in den Monaten Mai bis Juli, was vermutlich auf die N-Mobilisierung zurückzuführen ist.

Die N-Auswaschung beim Grünland unterhalb 1 m beträgt bei einer jährlichen Sickerung von 310 mm 31 kg N/ha, beim Acker rd. 150 kg/ha. Ähnliche Werte wurden auch von WISTINGHAUSEN (1970) in Sandböden festgestellt.

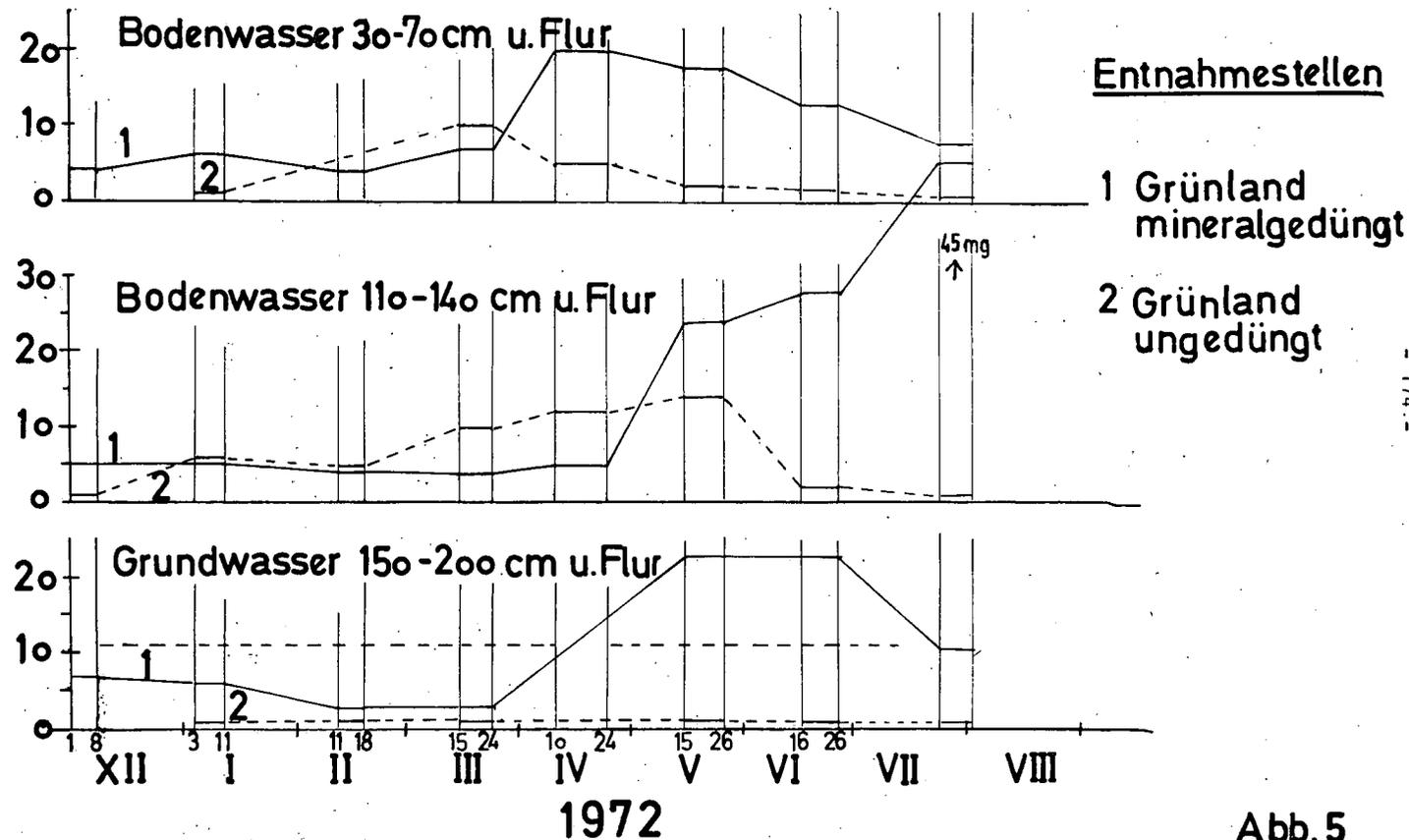
Phosphat (Gesamt Phosphat $\text{PO}_4\text{-P}$ mg/l)

Ein anderes Verhalten als die $\text{NO}_3\text{-N}$ Werte gegenüber Boden, Düngung und Nutzung zeigen die bislang festgestellten $\text{PO}_4\text{-P}$ -Werte im Bodenwasser und im oberflächennahen Grundwasser. Boden- und düngungsbedingte Unterschiede wurden im wesentlichen in den oberen Entnahmetiefen bis 70 cm u. Flur festgestellt. Bis zu diesem Tiefenbereich liegen beispielsweise die Gesamt-Phosphatwerte im Bodenwasser des mineralgedüngten, gesamtphosphatreicheren Plaggenbodens um das 1,5 bis 20fache höher als im Bodenwasser der Podsol-Braunerde (Abb. 6 und 7).

N-Konzentrationen im Bodenwasser und im oberen Grundwasser

Grünland in Wehnen b. Oldenburg

NO₃
mg N/l

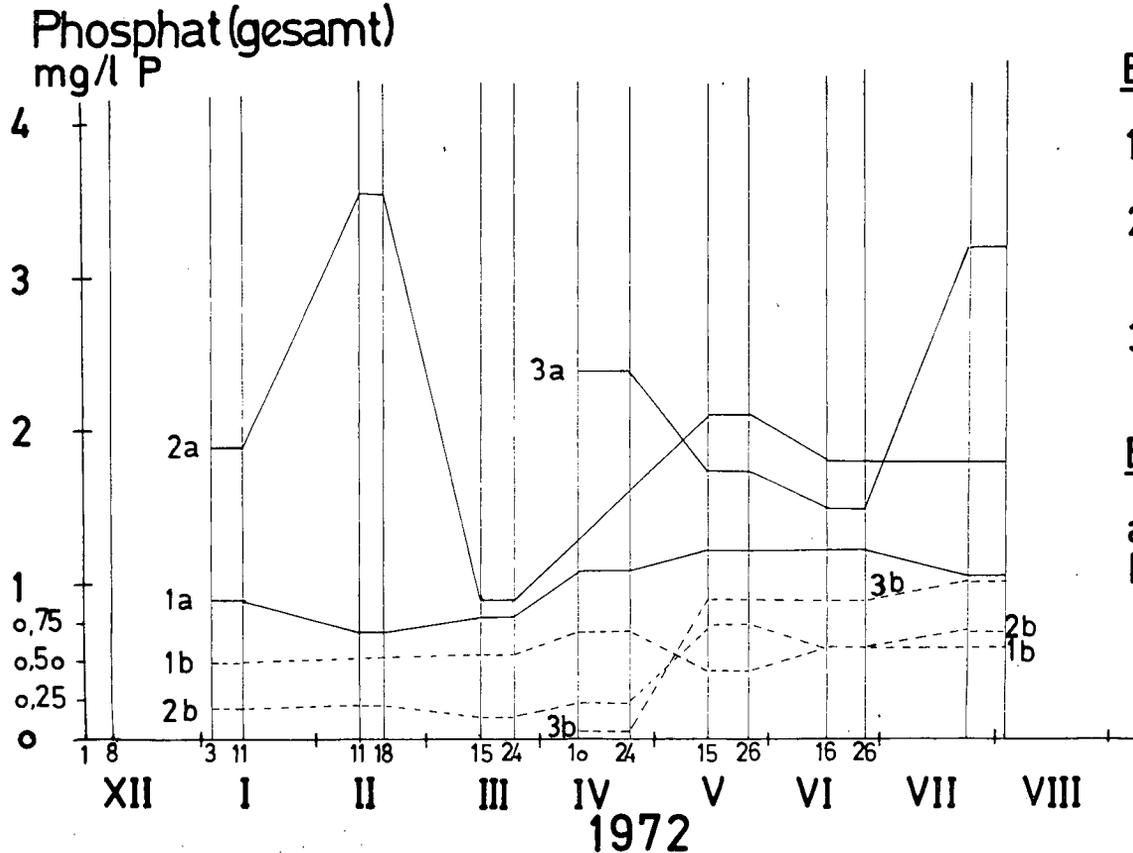


- 174 -

Abb. 5

P-Konzentrationen im Bodenwasser

Gülleversuch (R-Schlag) in Wehnen b. Oldenburg.



Entnahmestellen

1 übl. mineralged.

2 Schweinegülle
600 m³/ha

3 Hühnergülle
600 m³/ha

Entnahmetiefen

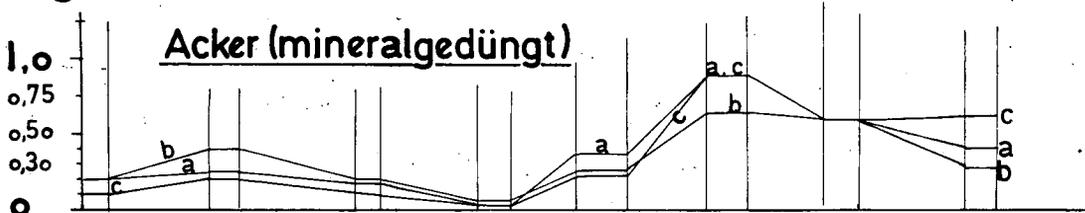
a 40-70 cm

b 110-180 cm

Abb.6

P-Konzentrationen im Boden- und oberem Grundwasser

Phosphat (gesamt) Acker und Grünland in Wehnen b. Oldenburg.
mg/l P

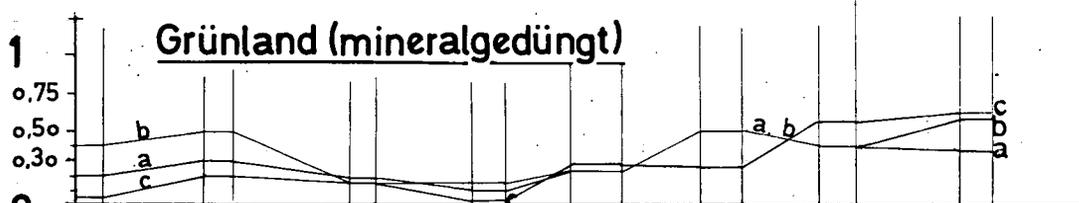


Entnahmetiefen

Bodenwasser:

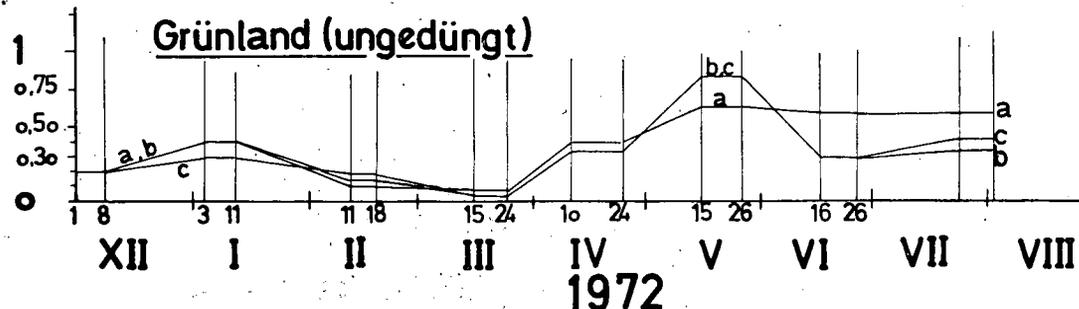
a 30 - 90 cm

b 110 - 140 cm



Grundwasser:

c 170 - 210 cm



- 176 -

Abb.7

Die organische Düngung in Form der Gülle wirkte sich ebenfalls bis zu dem Entnahmereich bis 70 cm u. Flur stark erhöhend auf die PO_4 -P-Konzentrationswerte aus (Abb. 6). Die Konzentrationswerte der Gülleparzellen liegen in diesem Entnahmereich zwischen 0,9 bis 3,5 mg und zeichnen sich durch starke Schwankungen aus, was ebenfalls auf die starke Verunreinigung des Wassers hindeutet. Unterhalb 70 cm im Boden- und auch im Grundwasser liegen die PO_4 -P-Werte zwischen 0,09 bis 1,0 mg PO_4 -P/l.

Die P-Konzentrationen im Boden- und im Grundwasser der Podsol-Braunerde (Abb. 7) zeigen in allen Entnahmetiefen, sowohl bei Acker- als auch bei Grünlandnutzung einen gleichsinnigen Verlauf in vergleichbaren Konzentrationsbereichen. Bemerkenswert ist das Ansteigen der PO_4 -P-Konzentrationen im April, Mai.

Zusammenfassende Beurteilung:

1. Höhe und Jahresverlauf der Nitrat-Konzentrationen im Boden- und Grundwasser eines Sandbodens variieren je nach Bodenaufbau, Düngung und Nutzung.
2. Im mineralgedüngten Plaggenboden wurden unter Ackernutzung im Jahresverlauf und in unterschiedlichen Entnahmetiefen annähernd gleichbleibende Nitrat-Werte des Bodenwassers festgestellt. In der mineralgedüngten Podsol-Braunerde unter Ackernutzung zeichneten sich die Nitrat-Konzentrationen des Bodenwassers durch zur Tiefe hin niedrigere und geringer schwankende Werte aus.
3. Sehr hohe organische Düngung in Form von Gülle ($600 \text{ m}^3/\text{ha}$) führte zu einer anfänglich erheblichen, im Verlauf der Untersuchungszeit nachlassenden Belastung des Boden- und oberflächennahen Grundwassers mit Nitrat. Im Bodenwasser nahmen die Nitratgehalte zur Tiefe hin zu. Im Grundwasser konnte zur Tiefe hin eine abfallende Tendenz der Nitratgehalte festgestellt werden.
4. Im Vergleich zum Acker ist die N-Auswaschung im Grünland unterhalb 1 m wesentlich geringer.
5. Erhöhend auf die Phosphatkonzentrationen des Bodenwassers wirkte sich die hohe organische Düngung bis in eine Tiefe von 70 cm u. Flur aus.

Literatur

- CZERATZKI, W.: Saugvorrichtung für kapillar gebundenes Bodenwasser; Landbauforschung Völkensrode 21, 13-14, 1971
- EL BASSAM, N.: Aussagewert der chemischen Zusammensetzung einer durch Saugvorrichtung gewonnenen Bodenlösung; Landbauforschung Völkensrode 22, 37-40, 1972
- HAUDE, W.: Über die Verwendung verschiedener Klimafaktoren zur Berechnung potentieller Evapotranspiration und Evatranspiration; Meteorol. Rundschau 11, 96, 1958
- HOFFMANN, H.: Anwendung hoher Gaben von Schweine- und Hühnergülle im Ackerbau auf Sandböden; Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 16, 1972
- HÖLL, K.: Unterauchung, Beurteilung, Aufbereitung von Wasser; W. D. Gruyter u. Co., Berlin, 1970
- KOLENBRANDER, G. J.: Contribution of agriculture to eutrophication of surface waters with nitrogen and phosphorus in the netherlands; Institut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren-Groningen, Rapport 10, 1971
- WISTINGHAUSEN, E. v.: Die Verlagerung von Nitrat- und anderen Ionen in Böden und die Wirkung der Bewirtschaftung auf diesen Vorgang; Dissertation, Hohenheim, Fachbereich Agrarbiologie, 1971

Miscible Displacement in Soils

von

R. R. van der Ploeg und P. Benecke *)

INTRODUCTION

Miscible displacement (or hydrodynamic dispersion) in soils occurs when one fluid mixes and displaces another fluid. To be able to determine the mixing of two fluids, the fluids must be distinguishable either chemically or physically. Miscible displacement occurs for example when sewage with nutrients and heavy metals infiltrates the soil, thereby mixing with and displacing the original soil solution. Also does miscible displacement occur when newly fallen rain percolates the soil, thereby displacing and mixing with the original soil solution with bioelements. During the mixing and displacing of one fluid by another in the soil, a number of additional processes as adsorption, ion exchange and decay may occur within the soil solutions. In order to decide on the filter function of a soil one must recognize all the possible processes which may occur to the soil solution under study, and the soil moisture sampling techniques should reflect an understanding of the various physical and chemical processes which rule the movement and mixing of soil solutions of different composition. In our present discussion we will restrict ourselves to the physical processes; we will not discuss the influence of chemical reactions, ion exchange, adsorption, decay on the process of miscible displacement.

*) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der
Universität Göttingen, 34 Göttingen-Weende,
Büsgenweg 2

GENERAL HYDRODYNAMICS

Miscible displacement (or hydrodynamic dispersion) in soils occurs when one fluid mixes and displaces another fluid. Mixing occurs while the fluids flow through the soil, but mixing also occurs when the fluids do not flow. The two processes which cause the mixing of two different soil fluids are molecular diffusion and convective (or mechanical) diffusion, also called convective dispersion. Molecular diffusion is most important for the mixing when the fluids do not flow, while convective diffusion is more important when the fluids do flow. At low fluid velocities as do usually occur in soils, both molecular diffusion and convective diffusion contribute to the mixing of soil solutions of different composition. To discuss the causes of fluid flow through soil and the mixing that occurs simultaneously it is advantageous to consider some concepts of mechanics, dynamics and especially of fluid dynamics. Mechanics is that branch of physics and engineering which deals with the interrelations of force, matter and motion. Dynamics is that part of mechanics which studies motion and the forces that cause the motion. Statics treats those special cases of dynamics where the acceleration of a moving subject is zero. Kinematics deals with motion only. Newton's second law applies to dynamics, and states that when the resultant force acting on a body is not equal to zero, then the body moves with accelerated motion. In equation form Newton's second law can be stated as

$$a = F/m, \quad (1)$$

which says that the acceleration a of a body is proportional to the resultant force F exerted on the body, is inversely proportional to the mass m of the body, and is in the same direction as the resultant force. Equation 1 may be considered as the most important equation in mechanics. An alternate form of equation 1 is

$$F = m a$$

We now fix our attention to a moving fluid to see how Newton's second law applies here. We remark that a fluid can be defined as a substance that deforms when subjected to a shear stress, no

matter how small that shear stress may be. Depending on whether there is a linear relationship between the deformation and the magnitude of the shear stress or not, fluids can be classified as Newtonian or non-Newtonian. Soil moisture can be regarded as a compressible viscous Newtonian fluid. If we fix our attention to a small element of fluid (so small that it can be considered as a point, but so large that we are not at a molecular scale), then the movement of such a small element of fluid through the soil must obey Newton's second law (equation 1) at all times. Due to the fluid property that the fluid element may deform when forces are exerted on to it, Newton's second law takes a special form in fluid dynamics. The Navier-Stokes equations are a special form of Newton's second law and they describe the motion of a compressible, viscous, Newtonian fluid. The Navier-Stokes equations in a three-dimensional xyz-coordinate system can be given as (see for example Van Schilfgaarde, 1970).

$$\begin{aligned}
 X - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\nu}{3} \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} \right) + \nu \nabla^2 u &= \frac{Du}{Dt} \\
 Y - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\nu}{3} \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} \right) + \nu \nabla^2 v &= \frac{Dv}{Dt} \\
 Z - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\nu}{3} \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} \right) + \nu \nabla^2 w &= \frac{Dw}{Dt}
 \end{aligned} \tag{2}$$

In these equations X, Y and Z are the components of the body forces per unit mass soil moisture in the positive x-, y- and z-direction; ρ is the soil moisture mass density, p is the pressure intensity in our fluid element under consideration, ν ($= \mu/\rho$) is the kinematic viscosity (and μ is the viscosity coefficient), u , v and w are the velocity components of the moving fluid element in x-, y- and z-direction, and $\frac{D}{Dt}$ is the differentiation with respect to the motion, for example

$$\frac{Du}{Dt} = \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z}$$

To describe the motion of our fluid element under consideration through the soil we would have to find a solution to the Navier-Stokes equations subject to the proper boundary conditions. From the form of the equations one can see that this is a difficult, if not hopeless task. One can reduce the Navier-Stokes equations, for instance by assuming the fluid to be incompressible. The Navier-Stokes equations then reduce to

$$\begin{aligned}x - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \nu \nabla^2 u &= \frac{Du}{Dt} \\y - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \nu \nabla^2 v &= \frac{Dv}{Dt} \\z - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + \nu \nabla^2 w &= \frac{Dw}{Dt}\end{aligned} \tag{3}$$

Another simplification of the Navier-Stokes equations is possible, by assuming that the compressible fluid has no viscosity. The Navier-Stokes equations then reduce to the Euler equations, which are

$$\begin{aligned}x - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} &= \frac{Du}{Dt} \\y - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} &= \frac{Dv}{Dt} \\z - \frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} &= \frac{Dw}{Dt}\end{aligned} \tag{4}$$

As just mentioned it is necessary in order to describe the motion of a fluid element through a porous medium to solve the Navier-Stokes equations, subject to the proper boundary conditions. A first requirement thus would be to describe the boundary conditions on the very irregular boundaries formed by the solid portion of the porous medium. However it is impossible to describe either the boundary conditions or the boundaries itself in mathematical terms. Only by idealizing the porous medium or by treating the boundary conditions in a statistical sense is it possible to obtain results of fluid motion for viscous flow.

We digress for a moment to look at fluid flow through soil from another point of view. One of the most used laws in fluid flow through porous media is certainly Darcy's law. This law was formulated over a hundred years ago as the result of a number of observations on experiments. Darcy's law for one dimensional flow along an x-axis may be expressed as

$$Q = - KA \frac{dh}{dx} \quad (5)$$

in which Q is the volume of fluid flowing through a porous medium of cross-section A and hydraulic conductivity K , along the x -axis per unit time under a hydraulic head gradient dh/dx . Darcy's law is of the same form as the earlier formulated laws of Fourier, Ohm or Fick. Darcy's law does not consider the movement of an fluid element, it treats only bulk flow, thereby averaging the individual velocities and driving forces that govern the motion of fluid elements. Darcy's law, combined with the law of conservation of mass, has been (and still is) very useful in describing bulk fluid flow (in saturated moisture flow through the Laplace equation, and in unsaturated moisture flow through a modified Fokker-Planck equation), but is of no help when it comes to describe the motion of point fluid flow. It may be remarked that it is possible, by use of statistical considerations to relate Darcy's law with the Stokes-Navier equations, thus giving a better physical insight into Darcy's law. We end here our digression, and after these general remarks about fluid flow we will now discuss the phenomenon called miscible displacement, realizing that we cannot easily use the Navier-Stokes equations because of its complexity and neither the Darcy law because of its averaging character. The most common approach to describe miscible displacement, therefore has been by means of idealizing the porous medium, either geometrically or in a statistical sense.

Miscible displacement, geometrically-idealized porous medium

Fig. 1 shows schematically a typical set-up of an miscible displacement experiment. One fluid displaces and mixes with another fluid in a cylindrical soil column. Only one-dimensional

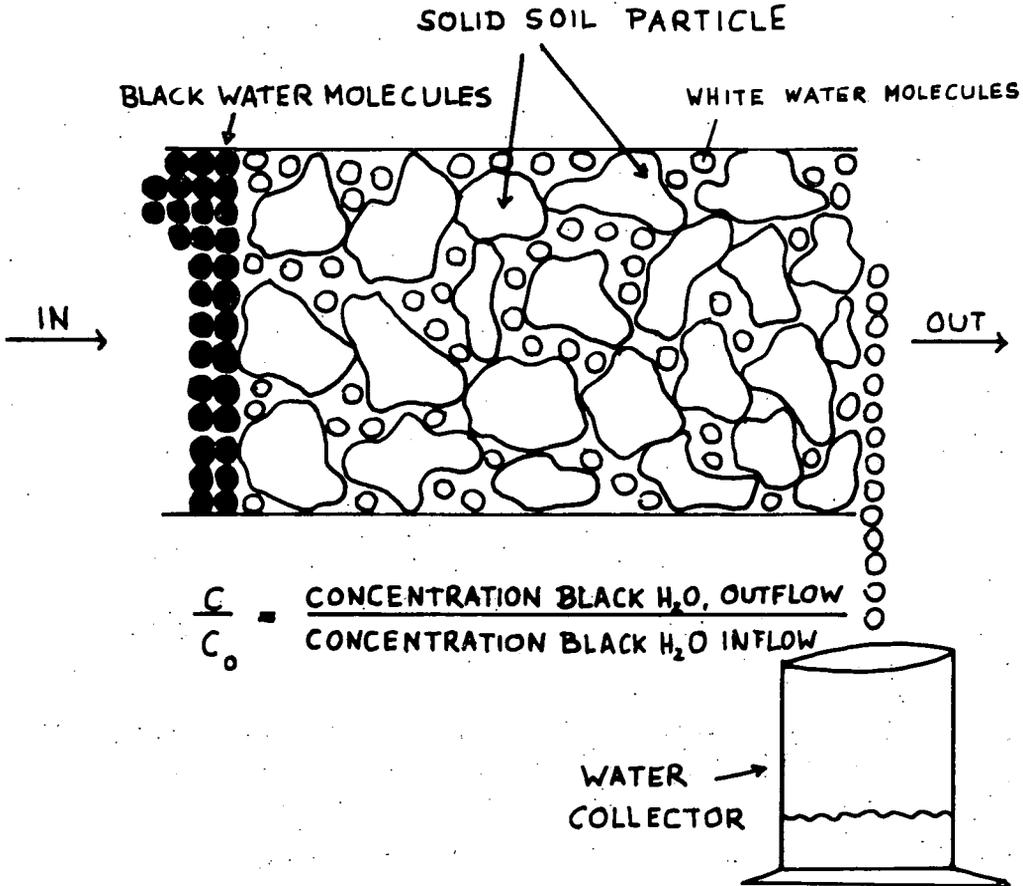


Fig. 1: Schematic set-up of a one-dimensional miscible displacement experiment

flow is possible, the soil column is either fluid saturated or only partly saturated, and the total porosity of the soil column is called the pore volume. In our scheme moisture is flowing from the left to the right. For the sake of discussion we will let water consisting of "black" molecules replace water consisting of "white" molecules. The concentration of pure "black" water is denoted as C_0 , in a mixture of "black" and "white" water the concentration of the "black" water is given as C . In an experiment as depicted by Fig. 1 usually the relative concentration C/C_0 is measured at the outflow end of the soil column. This ratio C/C_0 is then plotted versus the total amount of collected outflow, expressed as numbers of pore volumes. Such a plot of C/C_0 versus pore volumes is called a breakthrough curve of the "black" water. A simple, one-dimensional experiment as shown in Fig. 1 can give useful information on miscible displacement phenomena as occur in the field. Under field conditions however one can have fluid flow and dispersions in more than one dimension. Under field conditions as well as in our experiment of Fig. 1, a variety of factors may cause fluid movement and mixing. We mention hydraulic gradients, solute concentration gradients, porous medium pore configuration, fluid's viscosity and density gradients, ion exchange, adsorption, decaying of solute material as organic substances radioactive material thereby creating concentration gradients, etc. Although these chemical processes can have a dominant influence on the shape of the breakthrough curve as obtained in Fig. 1 we will presently restrict ourselves to non-chemical processes in miscible displacement. In specific problems as of the filter function of soil these particular processes must of course be included in the considerations of concentration distributions of solutes in the flow region.

Fig. 2 shows schematically some soil pores, filled with soil

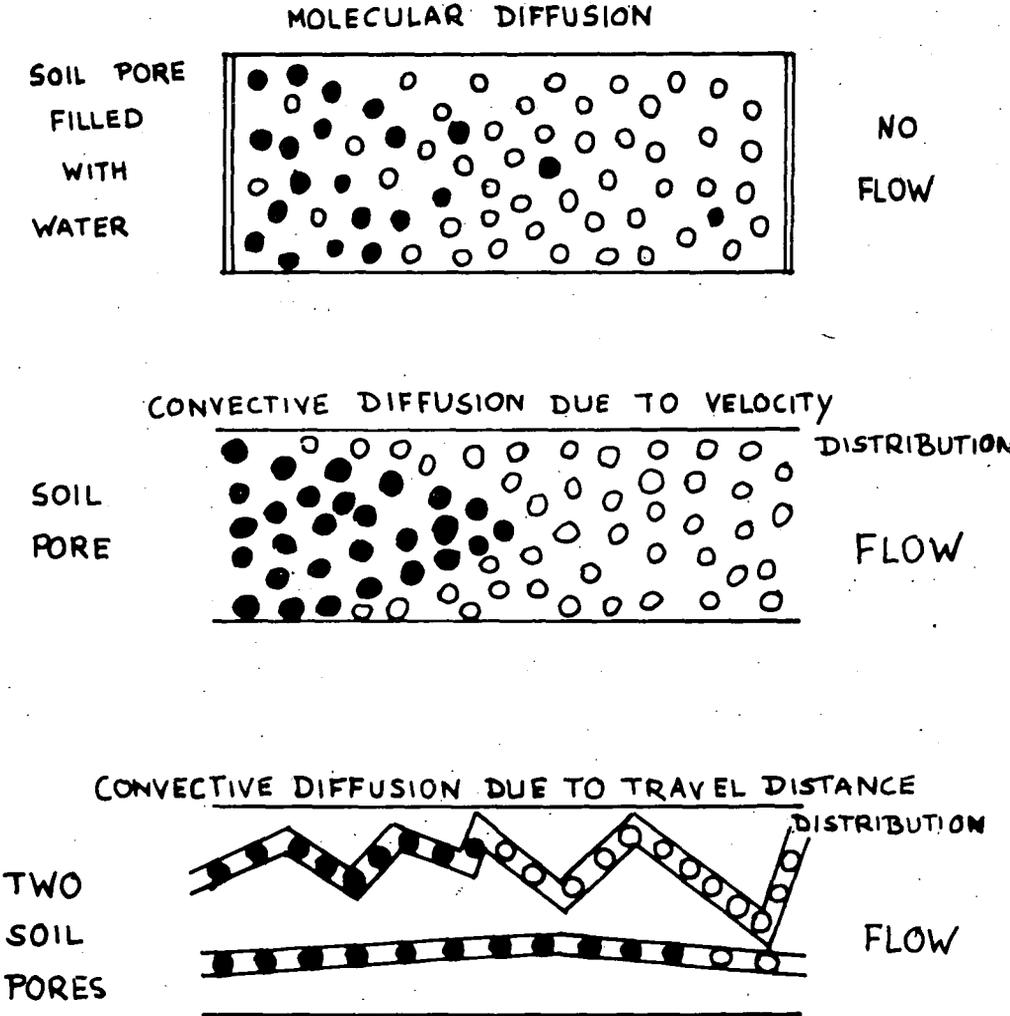


Fig. 2: Schematic representation of processes which contribute to miscible displacement

moisture, in which mixing of "black" water and "white" water occurs. Two main causes, molecular diffusion in the upper part, and convective diffusion (or mechanical diffusion) in the two lower schemes, are shown. The middle of Fig. 2 shows mixing in the capillary tube (soil pore) due to velocity distribution in the tube. In the lower part of Fig. 2 we see the influence of travel distance through different soil pores on the time of arrival of "black" water at the outflow end of the soil capillaries. It is reasonable to assume that all processes, schematically shown in Fig. 2, occur in natural soils. One may now try to simulate the complicated soil pore configuration by a bundle of straight capillaries. In each capillary one then may be able to describe by means of mathematical models the mixing caused by molecular diffusion and/or convective diffusion. The concentration of "black" water at the outflow end must then be obtained by integrating over all capillaries that represent the soil column. From the soil's pf-curve one can get required information on the pore size distribution. We will now discuss some models that describe molecular diffusion, convective diffusion or both in capillary tubes.

Molecular diffusion in (capillary) tubes

Let two miscible fluids in a container, as a soil pore, be in contact with each other. The fluids do not flow, but are at rest. If we assume that the interface is initially sharp, then with time the two fluids will slowly diffuse into each other. As time goes on, the interface becomes less and less sharp. The mixing of the fluids arises because of the random Brownian motion of the molecules. The quantity Q of one fluid diffusing into the other per unit time over a cross-sectional area A is given by Fick's first law for one-dimensional diffusion as

$$Q = -D_m A \frac{dc}{dx} \quad (6)$$

in which dc/dx is the concentration gradient of one diffusing substance, and D_m is the molecular diffusion coefficient. In equation 6 D_m can be a constant or a function of the concentration.

Assuming that it is a constant, we can combine equation 6 with the law of conservation of mass to derive Fick's second law as

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_m \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (7)$$

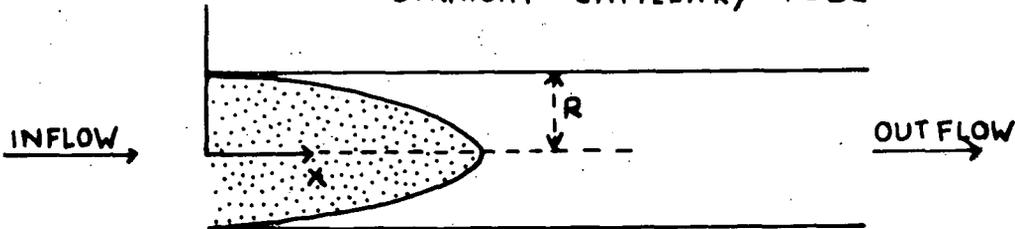
By solving equation 7 for appropriate boundary conditions one may obtain the concentration C of one fluid in the other as a function of x and t .

Convective diffusion in (capillary) tubes

After having spent some time on pure molecular diffusion we will now pay attention to pure convective diffusion (also named mechanical diffusion). We therefore will consider flow through a cylindrical capillary tube of two fluids that do not diffuse into each other. Hence during the flow there remains a sharp boundary between the two fluids. This way of flowing is depicted in the middle figure of Fig. 2. Due to the viscosity of the fluids (we take the viscosity of both fluids the same) we have a varying velocity distribution through a cross-section of the tube.

In a xr -coordinate system as shown in Fig. 3 the maximum velocity

STRAIGHT CAPILLARY TUBE



$$v(r) = 2 v_{av} \left(1 - r^2/R^2 \right)$$

$$c/c_0 = 1 - \frac{x^2}{4 v_{av}^2 t^2}$$

Fig. 3: Convective diffusion in a straight cylindrical tube (soil pore)

occurs in the center of the cylindrical tube; along the boundary the velocity of the fluids is equal to zero. If we call the average flow velocity in the tube v_{av} , and the radius of the tube R , then the velocity $v(r)$ along a imaginary coaxial cylinder with radius r inside the tube is given by

$$v(r) = 2 v_{av} (1 - r^2/R^2) \quad (8)$$

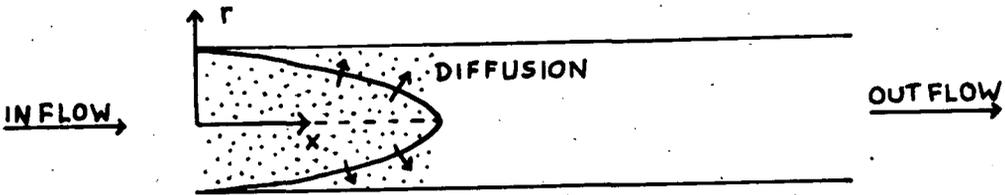
Although the fluids do not mix in the normal sense, we will collect a "mixture" at the outflow end of the capillary tube due to the velocity distribution inside the tube. We can speak about the concentration C of the replacing fluid at the outflow end in the sense of area occupied by the replacing fluid in a crosssection, that is as $\pi r^2/\pi R^2$. The concentration C , as defined in this way varies from 0 to 1. If we denote the concentration as C/C_0 rather than as $\pi r^2/\pi R^2$ we can give this ratio as

$$\frac{C}{C_0} = 1 - \frac{x^2}{4 v_{av}^2 t^2} \quad (9)$$

We now have considered pure molecular diffusion in a cylindrical capillary tube, and pure convective diffusion in a cylindrical capillary tube. The next step will be the consideration of both processes in a cylindrical capillary tube as shown in Fig. 4 with flowing fluids with molecular diffusion across the interface during the flow. The differential equation for the concentration C of the replacing fluid (now C is a function of x , t and r) is

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_m \left(\frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C}{\partial r} + \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) - v(r) \frac{\partial C}{\partial x} \quad (10)$$

As far as we know, no analytical solution exist for equation 10. Equation 10 can be simplified, if one ignores molecular diffusion in the x -direction (longitudinal diffusion), and if one assumes the diffusion in the r direction to be equally effective as the convection (due to velocity distribution) along the x -axis.



$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_m \left(\frac{\partial^2 C}{\partial r^2} + \frac{1}{r} \frac{\partial C}{\partial r} + \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \right) - v(r) \frac{\partial C}{\partial x}$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_{mc} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_{av} \frac{\partial C}{\partial x}$$

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[1 - \operatorname{erf} \frac{x - v_{av} t}{\sqrt{4 D_{mc} t}} \right]$$

Fig. 4: Convective and molecular diffusion in a straight cylindrical tube (soil pore)

This means that radial concentration gradients as a result of different flow velocities in the tube (mechanical diffusion) are immediately eliminated through radial molecular diffusion. Instead of a curved interface between the fluids as resulting from equation 10, the interface is flat and perpendicular to the direction of flow as shown in Fig. 4. It turns out that for this particular form of miscible displacement equation 10 simplifies to

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_{mc} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_{av} \frac{\partial C}{\partial x} \quad (11)$$

We note that this type of miscible displacement in a cylindrical capillary tube may seem somewhat artificial due to its underlying assumptions. However if we imagine the cylindrical capillary tube to be a cylindrical container which is filled with soil, then a

flat interface between two flowing fluids through the soil column is easier to visualize. In equation 11 the coefficient D_{mc} is not the same as the coefficient D_m of equation 10. The coefficient D_{mc} of equation 11 reflects both convective and (radial) molecular diffusion. Bear (1969) relates the coefficient D_{mc} of equation 11 and the coefficient D_m of equation 10 for flow through a cylindrical tube of radius R as

$$D_{mc} = \frac{R^2 v_{av}^2}{48 D_m} \quad (12)$$

For a non cylindrical straight tube he cites the relation between D_{mc} and D_m to be

$$D_{mc} = D_m + \frac{\delta R^2 v_{av}^2}{D_m} \quad (13)$$

in which δ is a constant depending on the geometry of the arbitrarily shaped straight tube. As a solution for equation 11 for the relative concentration C/C_0 of the displacing fluid, at the outflow end of the tube, one may have

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[1 - \operatorname{erf} \frac{x - v_{av} t}{\sqrt{4 D_{mc} t}} \right] \quad (14)$$

A description of the errorfunction (erf) and some numerical sample calculations are given in Kirkham and Powers (1972, chapter on miscible displacement).

To describe one dimensional miscible displacement through soil one may replace the unknown, complicated soil pore configuration by an idealized model of straight capillary tubes. Then for each capillary tube equation 11 can be used to describe concentration variations with time at the outflow end of the capillary. For all capillaries representing the soil one then must integrate over individual outflow distributions.

Another possibility is not to use the model of capillary tubes, but, for one-dimensional miscible displacement in a soil column, to give the soil column its own coefficient of dispersion (Kirkham and Powers, 1972). It is not tried to relate this soil coefficient of

dispersion with soil properties or fluid properties. The soil coefficient of dispersion is a mathematical quantity rather than a physical quantity.

Miscible displacement, statistical approach

A completely different approach to the problem of miscible displacement is the one which treats the processes of mixing and moving of soil fluids in a statistical sense. Instead of idealizing the porous medium geometrically now the movement of different small fluid elements is idealized statistically. It is realized that it is impossible to describe the motion of one small fluid element through the porous medium due to the irregular pore configuration and distribution of flow controlling forces. Therefore it is now tried, by means of probability theories, to describe the motion of a large number of moving fluid elements, using statistical considerations in terms of mean velocity, variance of displacement etc. Following Bear (1969) we will show how the statistical approach to miscible displacement and the approach of an geometrically idealized porous medium may converge to yield the same results in describing concentration distributions. We will do this by showing how equation 11 can be derived statistically. We recall that equation 11 describes one dimensional miscible displacement. Thus we will look at one dimensional flow of two fluids, one replacing the other. We concentrate on a fluid element of the replacing fluid and imagine that its motion through a capillary tube is a random walk. The fluid element thus moves stepwise along a straight line. Equal steps of equal duration are taken. We let the length of each step be Δx units, the duration of each step Δt units, the probability of a step taken forward be p and the probability of a step taken backwards be q . We follow Bear (1969). Let us consider Fig. 5 and let us fix our attention on one of the many fluid particles that is at time $t = 0$ at the origin 0 ($x = 0$). We want to find the probability of that particle

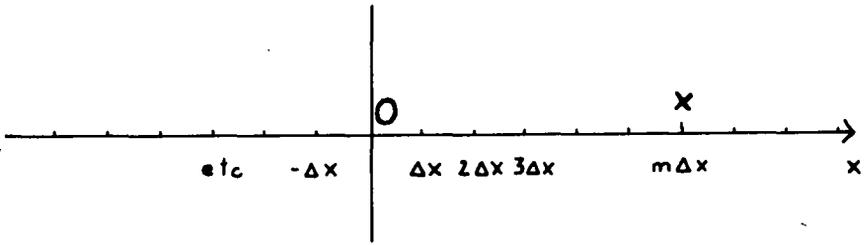


Fig. 5: Illustration of a one-dimensional walk. A fluid element starts at time $t = 0$ at $x = 0$. Each step is Δx cm long and takes Δt sec.

being at (at $x = m\Delta x$) some time later. Let the particle be at time t either at one step to the left of x or one step at the right of x , that is at $(m-1)\Delta x$ or at $(m+1)\Delta x$. Then the probability $P(x, t + \Delta t)$ that the particle gets at x in the next step (Δt later) is given by

$$P(x, t + \Delta t) = pP[(m-1)\Delta x, t] + qP[(m+1)\Delta x, t] \quad (15)$$

Since $x = m\Delta x$ we can write equation 15 as

$$P(x, t + \Delta t) = pP(x - \Delta x, t) + qP(x + \Delta x, t) \quad (16)$$

We now develop a Taylor series for each of the three terms of equation 16. We start with the left hand side of equation 16 and develop a series about t . Hence

$$P(x, t + \Delta t) = P(x, t) + \frac{\partial P(x, t) \Delta t}{\partial t} + \frac{\partial^2 P(x, t) \Delta t^2}{2! \partial t^2} + \dots \quad (17)$$

Similarly we develop a Taylor series about x of the first term of the right hand side of equation 16. We get

$$pP(x - \Delta x, t) = pP(x, t) - p \frac{\partial P(x, t) \Delta x}{\partial x} + \frac{p \partial^2 P(x, t) \Delta x^2}{2! \partial x^2} - \dots \quad (18)$$

A Taylor series of the second term on the right hand side of equation 16 about x yields

$$qP(x + \Delta x, t) = qP(x, t) + \frac{q \frac{\partial P(x, t) \Delta x}{\partial x}}{\delta x} + \frac{q \frac{\partial^2 P(x, t) \Delta x^2}{2! \partial x^2}}{2! \partial x^2} + \dots \quad (19)$$

We have expressed only the first three terms of each Taylor series, we ignore the others. Then substitution of the right hand sides of equations 17, 18, 19 in equation 16 gives

$$P(x, t) + \frac{\partial P(x, t) \Delta t}{\partial t} + \frac{\partial^2 P(x, t) \Delta t^2}{2! \partial t^2} + \dots = pP(x, t) - p \frac{\partial P(x, t) \Delta x}{\partial x} + p \frac{\partial^2 P(x, t) \Delta x^2}{2! \partial x^2} - \dots + qP(x, t) + \frac{q \frac{\partial P(x, t) \Delta x}{\partial x}}{\delta x} + \frac{q \frac{\partial^2 P(x, t) \Delta x^2}{2! \partial x^2}}{2! \partial x^2} + \dots \quad (20)$$

In equation 20 we drop terms beyond the second power. From experimental evidence we also know that we should let vanish the term with Δt^2 .

Hence equation 20 can be written as

$$P(x, t) + \frac{\partial P(x, t) \Delta t}{\partial t} = (p+q)P(x, t) + (q-p) \frac{\partial P(x, t) \Delta x}{\partial x} + (p+q) \frac{\partial^2 P(x, t) \Delta x^2}{2! \partial x^2} \quad (21)$$

We realize that $p+q = 1$. Then, if we divide both sides of equation 21 by Δt we can write equation 21 as

$$\frac{\partial P(x, t)}{\partial t} = \frac{\partial^2 P(x, t)}{\partial x^2} \frac{\Delta x^2}{2! \Delta t} - (p-q) \frac{\partial P}{\partial x} \frac{\Delta x}{\Delta t} \quad (22)$$

Thus by defining D as $D = \frac{\Delta x^2}{2\Delta t}$ and v_{av} as $v_{av} = \frac{x}{t} = (p-q) \frac{\Delta x}{\Delta t}$, we can write equation 22 as

$$\frac{\partial P}{\partial t} = D \frac{\partial^2 P}{\partial x^2} - v_{av} \frac{\partial P}{\partial x} \quad (23)$$

which is as equation 11. We can get from the probability $P(x, t)$ of one particle being at x at time t to a concentration C by

considering instead the movement of one particle a whole number of particles, all starting at $t = 0$ at $x = 0$. For one-dimensional miscible displacement we have the variance of the displacement according to the Bernoulli distribution as

$$\sigma^2 = 4pqt \frac{(\Delta x)^2}{\Delta t} \quad (24)$$

If we take $p = q = 1/2$ this yields

$$\sigma^2 = t \frac{\Delta x^2}{\Delta t} \quad (25)$$

and from this relation D we have defined as

$$D = \frac{\Delta x^2}{2\Delta t} = \frac{\sigma^2}{2t}, \quad (26)$$

thus relating D to physical quantities in this random walk model. In the literature a number of works exist in which a statistical approach is used to describe miscible displacement phenomena. Usually a dispersion coefficient D shows up in the analysis but different authors relate this coefficient usually to different fluid and porous medium properties depending on the physical model used to describe the porous medium. For some typical work the reader is referred to Scheidegger, de Josselin de Jong, or Saffman, all of which is reviewed by Bear (1969). In these models uniform flow through homogenous porous media is studied, and density and viscosity effects are left out of consideration.

Miscible displacement, Bear's theory

From theoretical considerations as well as from experimental work it appears that for uniform flow even for a homogeneous medium there does not exist a uniform dispersion coefficient. Bear (1969) describes three dimensional dispersion in terms of tracer concentration for a homogeneous liquid in a porous medium in differential form as

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} (D_{ij} + D_m T_{ij}) \frac{\partial c}{\partial x_j} - v_i \frac{\partial c}{\partial x_i}, \quad i = 1, 2, 3 \quad (27)$$

in which D_{ij} (a second-rank tensor) is the coefficient of mechanical diffusion, D_m is the coefficient of molecular diffusion (a scalar) and T_{ij} is the medium's tortuosity (also a second-rank tensor).

Bear (1969) extends the analysis of three-dimensional miscible displacement to nonhomogeneous liquids (with variable density and viscosity μ). As with the derivation of the Navier-Stokes equations, kinematic, dynamic and thermodynamic relations are used to describe the motion of small fluid elements. Bear finds that 7 equations, with 7 unknowns, have to be solved simultaneously, in order to describe dispersion phenomena for three-dimensional flow. Part of the complications arises from the fact that the instantaneous velocity distribution in the flow region depends on the concentration distribution, but in turn the concentration distribution depends on the velocity distribution. As far as we know, Bear's system of equations has been solved neither analytically, nor numerically, but solutions for equation 27 for special cases do exist, and some of them will now be discussed.

Solutions for some miscible displacement problems.

In dilute solutions the effect of density and viscosity differences on concentration distributions in the flow region may be ignored. This means that one can treat the liquid as homogeneous. Now the velocity distribution in the flow region is independent of the concentration distribution. If one can calculate first the velocity distribution in the flow region then one can next substitute this velocity v in equation 27 and then solve for the concentration C , either analytically or numerically. A number of solutions of equation 27 for one dimensional miscible displacement for a constant velocity v can be found in Kirkham and Powers (1972). In their book, they devote one chapter to miscible displacement. They deal mainly with experiments on one dimensional flow through soil columns and they provide detailed clearly written theory. Their examples can be of great practical interest for practicing agriculturists and engineers. Kirkham and Powers provide a solution for the dispersion of a displacing front for one dimensional flow, a solution for the

dispersion of a slug of fluid for one dimensional flow and a solution for diffusion and mass transfer of a displacing front in one dimensional flow. Implicitly they distinguish soils with uniform pore size distribution, as sorted sands, in which the main process of mixing is convective diffusion. Due to the rather high flow velocity that usually do occur molecular longitudinal diffusion does not much contribute to the mixing. Kirkham and Powers (1972) call this process longitudinal dispersion. The differential equation Kirkham and Powers use, is given as

$$\frac{\partial C}{\partial t} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} \quad (28)$$

in which E is some kind of dispersion coefficient. By changing the coordinate system, Kirkham and Powers modify equation 28 to

$$\frac{\partial C}{\partial t} = E \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (29)$$

Kirkham and Powers then solve equation 29 for 2 sets of boundary conditions, one set of boundary conditions that governs the dispersion of a displacing front, and one set for the dispersion of a slug of fluid. For the first set of boundary conditions Kirkham and Powers give as solution

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[1 - \operatorname{erf} \left\{ \frac{x - vt}{\sqrt{4 Et}} \right\} \right] \quad (30)$$

For the second set of boundary conditions Kirkham and Powers give as solution

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erf} \left\{ \frac{x + x_0 - vt}{\sqrt{4 Et}} \right\} - \operatorname{erf} \left\{ \frac{x - vt}{\sqrt{4 Et}} \right\} \right] \quad (31)$$

in which x_0 is the length of the soil column filled with the slug solution at time $t = 0$.

In actual soils, flow velocities are in general rather low, especially in unsaturated soils. The reason is that in moist agricultural soils the pores are much smaller than in sands.

Therefore one may expect that real molecular diffusion may be as important, or even more important, than convective (mechanical) diffusion. However, as long as both processes occur, one may still use equation 28 to describe the mixing.

Kirkham and Powers (1972) do use equation 28, but because of the presumed dominant influence of real molecular diffusion they now use the symbol D for the diffusion coefficient rather than the E that they used for the dispersion coefficient. Hence they now write equation 28 as

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

and as solution Kirkham and Powers give

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[1 - \operatorname{erf} \left\{ \frac{x-vt}{\sqrt{4Dt}} \right\} + e^{vx/D} \left(1 - \operatorname{erf} \left\{ \frac{x+vt}{\sqrt{4Dt}} \right\} \right) \right] \quad (32)$$

Kirkham and Powers do not discuss the physical nature of E or D and they do not try to relate E or D with properties of the soil or the fluid. For a discussion of the longitudinal diffusion coefficient (the E of Kirkham and Powers) we refer the reader to Simpson (1969). For a more general discussion of the physical nature of E or D the reader may consult the beautiful work of Bear (1969).

We will now show some figures that show experimental results as compared with the theory of equation 30, 31, 32.

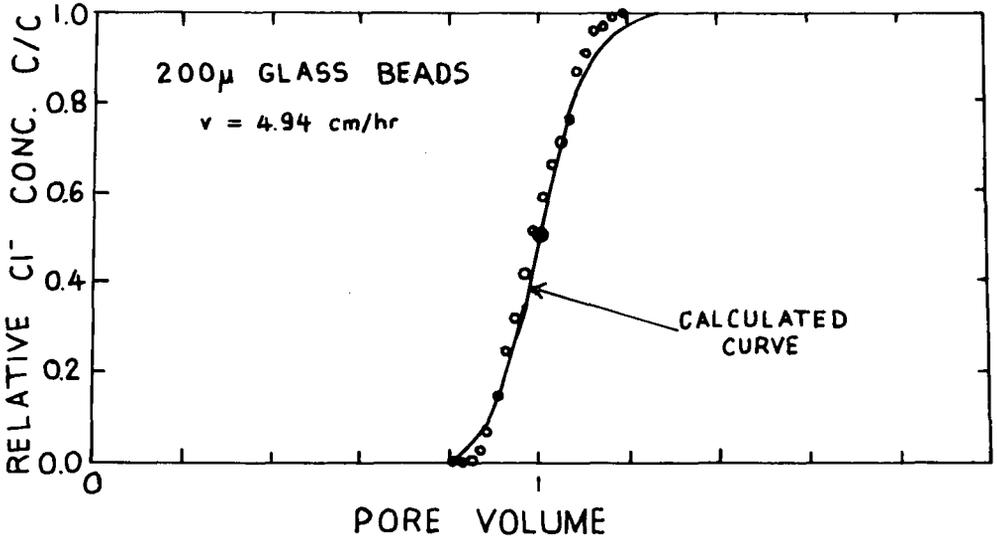
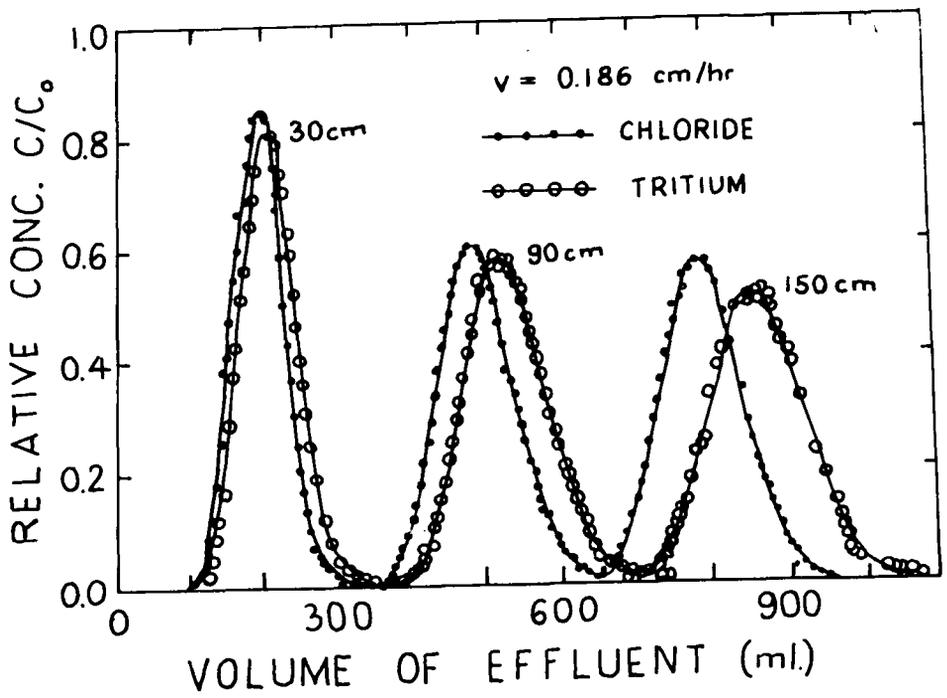


Fig. 6: Experimental breakthrough curve of 0.1 N CaCl₂ solution replacing a 0.01 N CaSO₄ solution. The calculated curve is from our equation 29. Nielsen and Biggar (1962)

Fig. 7: Breakthrough curves for chloride and tritium for sandstone columns showing comparison between our equation 31 and experiment. Sandstone columns are 30, 90 and 150 cm long. Corey et al. (1963)



These figures, taken from Nielsen and Biggar (1962), and Corey et al. (1963) show an almost perfect agreement between theory and experiment. One should keep in mind that special "soils" were used for these experiments. Nielsen and Biggar (1962) also show a number of figures where the agreement between theory and practice is not as good. Nielsen and

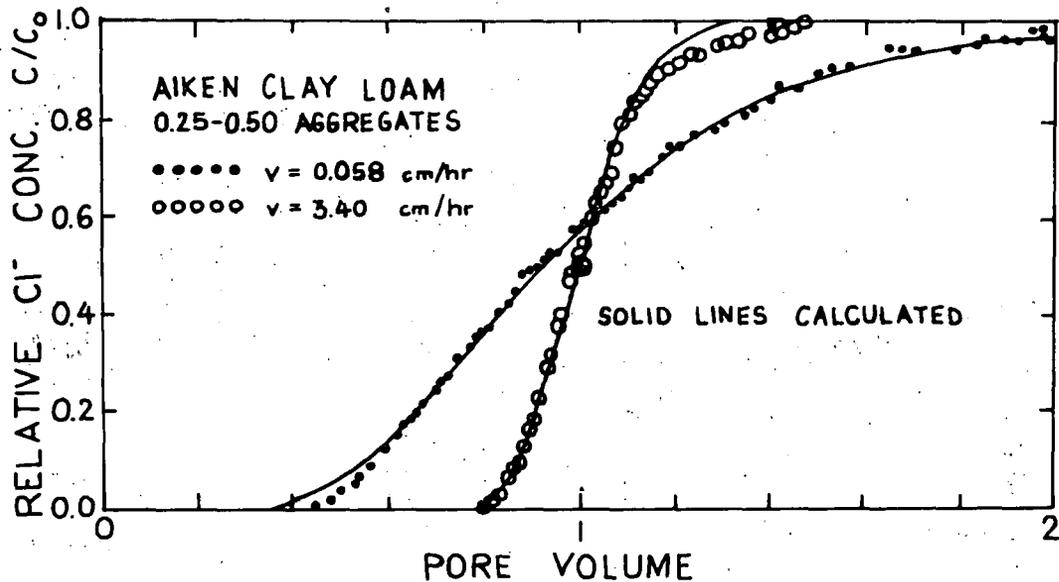


Fig. 8: Breakthrough curve for 0.1 N $CaCl_2$ solution replacing a 0.01 N $CaSO_4$ solution for aggregates of Aiken Clay Loam. The calculated curve is from our equation 32. Nielsen and Biggar (1962)

Biggar (1962) discuss these differences between theory and practice in a qualitative way. In general one can say that for fast enough flow in one dimensional soil columns equation 30 describes the mixing reasonably well. When the flow velocities are low equation 32 describes the mixing better.

The three problems, taken from Kirkham and Powers (1972), that we have discussed, all are special cases of equation 27. Under field conditions quite often one does not have one-dimensional flow, but two- or three-dimensional flow. Solutions to equation 27 for dispersion in two- and three-dimensional flow are limited in number, since equation 27 can be solved only for special velocities v . In steady-state, one-dimensional flow the velocity v can be a constant for example. In more complicated flow configurations the velocity v usually is a variable, such that equation 27 cannot be solved. Quite often, too, the flow is of such a nature that v itself cannot be determined.

For saturated flow considerable progress has been made in the last couple of years to determine this velocity distribution through the flow region by Kirkham and his coworkers, see for example Powers, Kirkham and Snowden (1967), Kirkham and Van der Ploeg (1971), Van der Ploeg, Kirkham and Sendlein (1972), Selim and Kirkham (1972a, 1972b). We will show an example from Van der Ploeg et al., (1972). They analyzed the ground water flow patterns in the Ames aquifer, that is polluted by a phenol source from an abandoned gas plant. The horizontal, confined aquifer of irregular shape is fed by two surface streams, Skunk River and Squaw Creek.

Figure 9 shows the geometry of the Ames aquifer, and the flow net that was calculated for it by Van der Ploeg et al. (1972). As dimensionless hydraulic head function they used

$$\begin{aligned}
 (\phi/\phi_0) = & H_{N0} \frac{\ln(r/r_w)}{\ln(a/r_w)} \\
 & + \sum_{m=1,3,\dots}^N R_{Nm} \left\{ \frac{(r/a)^{(m+1)/2} - [r_w^2/(ar)]^{(m+1)/2}}{1 - (r_w^2/a^2)^{(m+1)/2}} \right\} \sin \frac{m+1}{2} \theta \\
 & + \sum_{m=2,4,\dots}^N R_{Nm} \left\{ \frac{(r/a)^{m/2} - [r_w^2/(ar)]^{m/2}}{1 - (r_w^2/a^2)^{m/2}} \right\} \cos \frac{m}{2} \theta \quad (32)
 \end{aligned}$$

in which (r, θ) are polar coordinates, r_w is the radius of the well, and a is an aquifer parameter. In this expression the coefficients F_{N0} and A_{Nm} are determined by use of a modified Gram-Schmidt process as described by Van der Ploeg (1972) or by Kirkham and Powers (1972). The velocity distribution in the Ames aquifer can then be derived from equation 32 by use of the relation (the hydraulic conductivity K is taken as a constant)

$$v = -K \nabla (\phi / \phi_0) \quad (33)$$

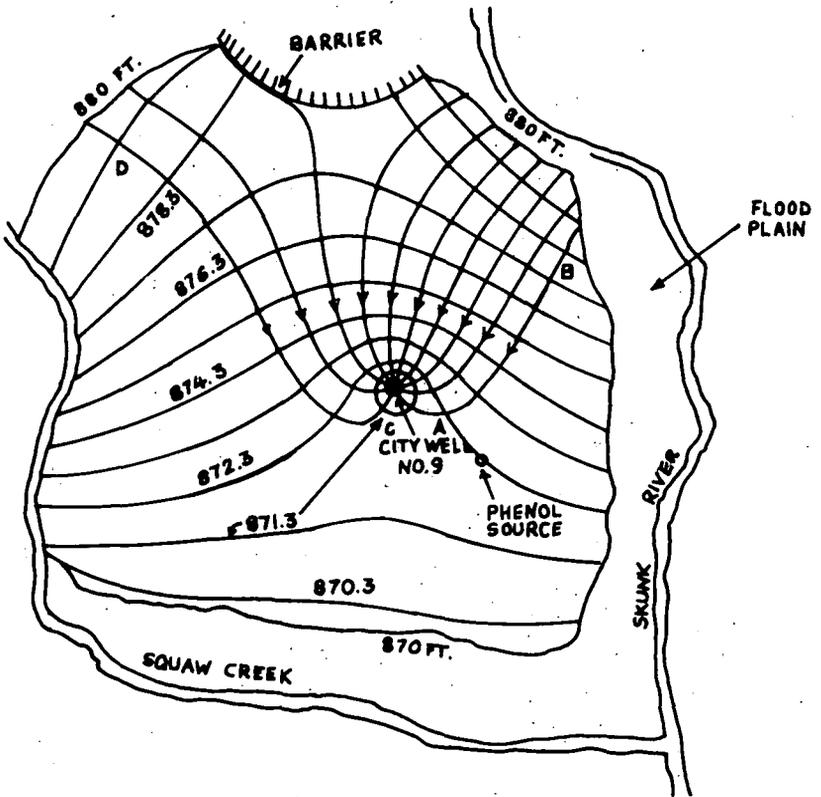


Fig. 9: Calculated flow net of the Ames aquifer when pumped by a well.
Van der Ploeg et al. (1972)

This solved for v can then be substituted in equation 27 in order to solve for the concentration distribution C of phenol in the aquifer, which is of special interest at the well. Fig. 9 is intended to show that for rather complicated flow configurations one may still be able to determine the velocity distribution v . Another example of an irregular shaped flow region is from Selim and Kirkham (1972b) who also used the modified Gram-Schmidt method

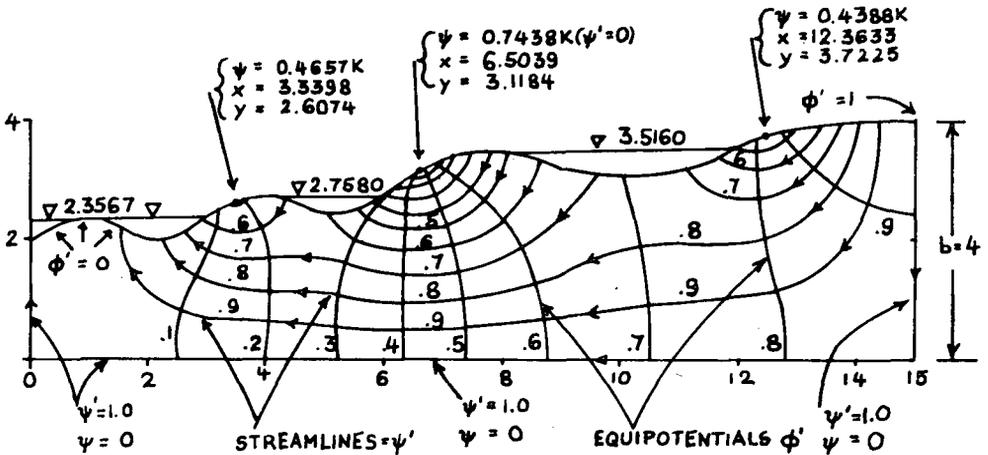


Fig. 10: Flow pattern for hillside seepage. The soil surface has an arbitrary shape. Selim and Kirkham (1972 b)

to solve a hillside seepage problem. For details on fig. 10 we refer to Selim and Kirkham (1972 b).

Although quite often in dispersion analyses density and viscosity differences are ignored, one cannot always neglect the influence of density and viscosity as shown by Yoo (1971) who did a number of one-dimensional laboratory experiments with saturated as well as unsaturated soil columns on miscible displacement.

Fig. 11 is taken from Yoo and shows the influence of density and viscosity in the replacing fluid, on the outflow characteristic. At large density differences between displaced and displacing fluids the interface zone between the two fluids becomes unstable

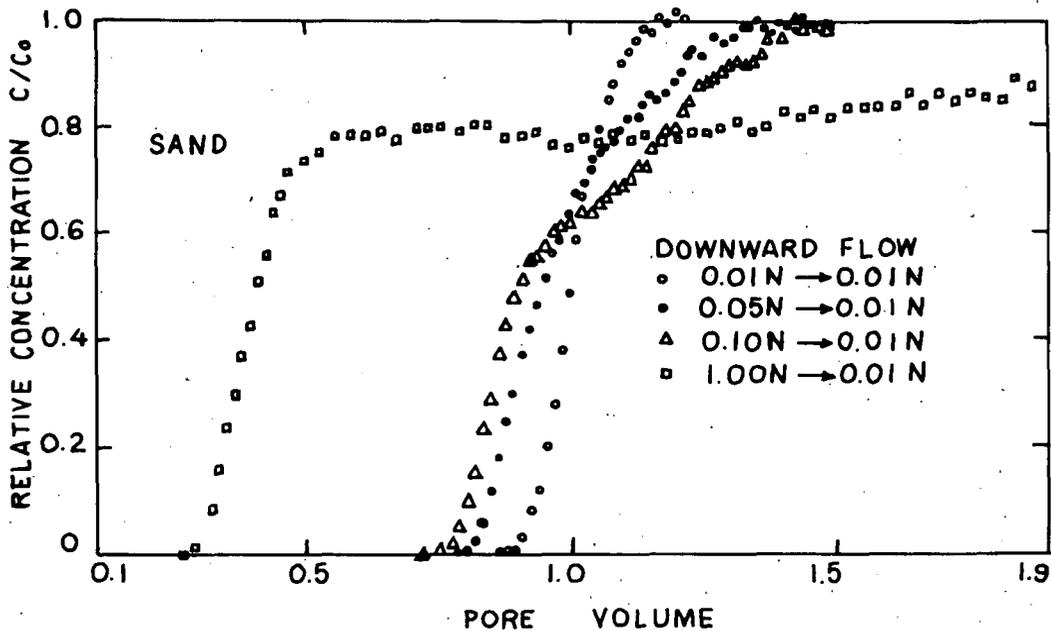


Fig. 11: Chlorine-36 breakthrough curves for CaCl_2 solutions of different concentration displacing an untagged CaCl_2 solution vertically downward through a 20 cm column of sand. The average flow velocity for each curve is 2.35 cm/hr. Yoo (1971)

fingering of one fluid into the other result, thus causing very irregular concentration distributions through the soil column.

As mentioned before not much work has been done to solve equation 27 for dispersion in two- and three-dimensional flow. There exist a strong need to solve equation 27, either by numerical or by analytical methods, for dispersion in two- or three-dimensional flow. Some recent work done on this subject can be found in Hoopes and Harleman (1967a, 1967b), Nalluswami et al. (1972) and Eldor and Dagan (1972). The work done by Eldor and Dagan takes decay and adsorption of solute into consideration. It can be expected that in the coming years more work on the subject of dispersion in flow of more than one dimension will be done.

- - - - -

REFERENCES

- Bear, Jacob, 1969. Hydrodynamic dispersion. In Flow Through Porous Media. Roger J.M. De Wiest editor. Academic Press, Inc. New York.
- Corey, J.C., Nielsen, D.R., and Biggar, J.W., 1963. Miscible displacement in saturated and unsaturated sandstone. Soil Sci.Soc.Amer.Proc. 27:258-262.
- Eldor, M., and Dagan, G., 1972. Solutions of hydrodynamic dispersion in porous media. Water Resour.Res.8:1316-1331.
- Hoopes, J.A., and Harleman, D.R.F., 1967a. Dispersion in radial flow from a recharge well. J.Geophys.Res.72:3595-3607.
- Hoopes, J.A., and Harleman, D.R.F., 1967b. Wastewater recharge and dispersion in porous media. Proc.Amer.Soc.Civ.Eng., Vol.93, No. HY5:51-71.
- Kirkham, Don, and Powers, W.L., 1972. Advanced Soil Physics. Wiley-Interscience, New York.
- Kirkham, Don, and Van der Ploeg, R.R., 1971. Groundwater flow patterns in confined aquifers as related to pollution. International Union of Geodesy and Geophysics (IUGG) Symposium on Groundwater Pollution, Moscow, U.S.S.R., August 2-14, 1971. To be published in the International Association of Scientific Hydrology.

- Nalluswami, M., Longenbaugh, R.A., and Sunada, D.K., 1972. Finite element method for the hydrodynamic dispersion equation with mixed partial derivatives. *Water Resour. Res.* 8: 1247-1250.
- Nielsen, D.R., and Biggar, J.W., 1962. Miscible displacement: III Theoretical considerations. *Soil Sci.Soc.Amer.Proc.* 26: 216-221.
- Powers, W.L., Kirkham, Don, and Snowden, G., 1972. Orthornormal function tables and the seepage of steady rain through soil bedding. *J.Geophys.Res.* 72:6225-6237
- Selim, M.S., and Kirkham, Don., 1972a. Seepage through soil bedding or hillside due to steady rainfall: I. Soil surface of constant slope. *Soil Sci.Soc.Amer.Proc.* 36: 402-407
- Selim, M.S., and Kirkham, Don. 1972b. Seepage through soil bedding or a hillside due to steady rainfall: II Soil surface of arbitrary shape. *Soil Sci.Soc.Amer.Proc.* 36:407-412
- Simpson, E.S., 1969. Velocity and the longitudinal dispersion coefficient in flow through porous media. *In* Flow Through Porous Media. Roger J.M. De Wiest editor. Academic Press Inc., New York.
- Van der Ploeg, R.R., 1972. Steady-state well-flow theory for a horizontal confined aquifer with arbitrary conditions on the outer boundary. Ph.D. thesis, Library, Iowa State University, Ames; Iowa, 50010, U.S.A.
- Van der Ploeg, R.R., Kirkham, Don, and Sendlein, L.V.A., 1972. Groundwater flow patterns in the Ames aquifer. *Proc. Iowa Acad. Science* (in press)
- Van Schilfgaarde, Jan., 1970. Theory of flow to drains. *In*: Advances in Hydrosciences, Vol. 6, pp.43-106. Academic Press Inc., New York.
- Yoo, S.H., 1971. The mixing of solutions of different densities and viscosities in soil. Ph.D. thesis, Library, Iowa State University, Ames, Iowa, 50010, U.S.A.

Mineralöle im Boden und Wasser

von
H. Gebelain*)

Unter Mineralölen verstehen wir sowohl die Rohöle als auch die Mineralölprodukte und die in der chemischen Zusammensetzung ähnlichen Kohleteere. Die Weltförderung an Mineralöl belief sich im Jahr 1971 auf 2.46 Milliarden Tonnen, bei einer gesicherten Reserve von 85 Milliarden Tonnen. Davon verbrauchte die Bundesrepublik im selben Jahr 133 Millionen Tonnen an Rohöl. Im Raffinerieprozess wird das Rohöl im wesentlichen nach verschiedenen Siedebereichen aufgetrennt. Dabei entstehen Gase, leichte Benzine, Dieselöle, leichtes Heizöl, schweres Heizöl und Bitumen. Auf Crackprozesse und andere Verfahren die die Ausbaute eines Siedebereiches auf Kosten eines anderen steigern, gehe ich hier nicht ein. Der Verbrauch der BRD an Mineralölprodukten ohne Kohleteere belief sich auf 104 Mill. Tonnen im Jahr 1971, davon entfielen 16.5 % auf Benzine, 9.3 % auf Dieselkraftstoff, 44.3 % auf leichtes Heizöl, 25.3 % auf schweres Heizöl und 4.6 % auf Bitumen (I). Rohöle sind je nach ihrer Herkunft ein Gemisch verschiedener organischer Substanzen. Man kann eine grobe Einteilung in Öle auf Paraffinbasis und auf Naphthenbasis vornehmen. Die Zusammensetzung hängt von der geographischen Lage des Fundorts und vom Alter des Lagers ab, da im Laufe der Zeit die Öle eine chemische Umwandlung erleiden. Neben den Kohlenwasserstoffen sind aber noch eine ganze Reihe anderer Substanzen in den Ölen enthalten. Insbesondere sind schwefel- und stickstoffhaltige organische Substanzen enthalten und Komplexe verschiedener Metalle, z.B. Nickel und Vanadium. Vom Energy Research Center, Bureau of Mines in USA wurden 186 Rohöle aus den verschiedensten Lagerstätten der Erde

*) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene,
6 Frankfurt/Main, Schwanheimer Str. 167
und Justus Liebig-Universität, Gießen

auf den Gehalt an Schwefel- und Stickstofforganischen Verbindungen den Nickel- und Vanadiumgehalt sowie auf den Gehalt an Normal-Paraffinen einer Kettenlänge von C-18 bis C-36 untersucht und in einer Tabelle zusammengestellt. (II)

Auf einige der Ergebnisse komme ich bei den analytischen Problemen der Identifikation zurück.

Auf welche Weise geraten nun Rohöle bzw. ihre Produkte in die Umwelt? Es ist bekannt, dass auf natürliche Weise geringe Mengen von Rohöl aus Lagerstätten in die Umwelt gelangt. Dies sind meist isolierte Ereignisse ohne grosse Folgen. Auf keinen Fall lassen sich damit Ölverschmutzungen auch der Meere erklären, wie M. Blumer (3) aus Bilanzierungsüberlegungen nachgewiesen hat. Es sei in diesem Zusammenhang auch auf die Untersuchungen des Santa Barbara Ölunfalls hingewiesen, bei dem ein Bohrloch im Küstenmeer undicht wurde. Obwohl in dieser Gegend natürliche Öllecks von Lagerstätten bekannt sind, war das Ausmass der Verunreinigung und die Wirkung auf die Biosphäre des Meeres und des Strandes ungleich grösser als bei den historischen Fällen natürlicher Lecks (4). Nach der Förderung wird Rohöl mit Pipelines oder mit Tankern transportiert, wobei die Gefahr von Unfällen mit katastrophartigen Auswirkungen gegeben ist. Ich erinnere nur an das Torrey Canyon Unglück. Und an die Diskussionen über die Sicherheitsprobleme bei Pipelines, die am Bodensee vorbeilaufen und dieses Trinkwasserreservoir gefährden könnten. Allerdings ist bei Pipelines der Verschmutzungsort definiert, wie auch bei der Lagerung sowohl der Rohöle als auch der Produkte bei den Raffinerien. Wir können aber annehmen, dass alle Produkte irgendwann über Land transportiert werden und dann auch - in zwar kleinen Mengen - aber weitgestreut gelagert werden. Durch Unfälle und Tanklecks kann es auf diese Weise zu Verschmutzungen an Land kommen, die zwar meist nicht allzu grossen Umfang annehmen, jedoch für das Grundwasser und damit für das Trinkwasserreservoir einer Gegend eine ernste Gefahr darstellen. Die Produkte sind auch keine reinen Mineralölprodukte mehr, sondern von unerwünschten Substanzen wie Schwefel beim Heizöl befreit bzw. mit neuen Zusätzen wie Beiltetraäthyl bei Benzin oder MoS_2 bei Schmierölen versehen.

Nach einem Unfall, bei dem Öle in den Boden gelangt sind, ergeben sich verschiedene Probleme: Sofortmassnahmen um das Öl zu entfernen, Nachweis des Verursachers, falls der Fall nicht von vornherein klar liegt, wie bei einem Autounfall und Langzeitwirkungen auf die Trinkwasserversorgung und Flora und Fauna. (5) Für das erste Problem gibt es vom Arbeitskreis "Wasser und Mineralöl" herausgegeben die Schrift "Beurteilung und Behandlung von Mineralölnunfällen auf dem Lande im Hinblick auf den Gewässerschutz". Ich möchte auf Sofortmassnahmen nicht eingehen, sondern einiges zum analytischen Problem des Mineralölnachweises und zur Wanderung und zum Abbau im Boden sagen. Um den Verursacher einer nicht oder hoffentlich noch nicht lokalisierten Verschmutzung zu ermitteln, ist eine möglichst genaue Analyse der verschmutzenden Substanz vorzunehmen, die es ermöglicht andere mögliche Verschmutzungsherde auszuschalten. Generell kann gesagt werden, je frischer die Verschmutzung ist und je konzentrierter die Substanz ist, desto leichter ist solch ein Nachweis zu führen. Bei Verschmutzungen mit Rohöl von Oberflächenwasser und an Stränden lassen sich mit Hilfe der oben angeführten Tabellen des Bureau of Mines die Herkunftsländer des Rohöls bestimmen und damit der Verursacher, da verschiedene Firmen aus verschiedenen Gegenden ihr Rohöl beziehen. Dazu bewährt sich besonders die Analyse der Nickel- und Vanadiumgehalte und besonders das Verhältnis beider zueinander, da dies auch durch atmosphärische Einflüsse nicht wesentlich gestört wird, die Nickel- und Vanadiumkomplexe sind nur zu einem geringen Teil leichtflüchtig und bleiben damit erhalten. Dies gilt für n-Paraffine nur in begrenztem Umfang, bei Alterung von Rohöl an der Luft verdunsten die Paraffine bis n=12 verhältnismässig schnell, so dass auch Verunreinigung von Oberflächengewässern mit Benzinen in kurzer Zeit nicht mehr nachzuweisen sind. In einem Fall liefen 300 000 l Benzin aus einem Tank in einen Fluss und konnten nach einigen Tagen nicht mehr nachgewiesen werden. Auch Mikroorganismen greifen Rohöle an, falls Sauerstoff und Nährsalze vorhanden sind, allerdings zeigte sich in einem Laborstandversuch, dass die schwefelorganischen Substanzen unter diesen Bedingungen nicht angegriffen werden, und auch nach Monaten noch nachweisbar sind, während die Paraffine im Gaschromatographen nicht mehr nachzuweisen waren. Es hatte sich auch das charakteristische Bild der schwefelorganischen Verbindungen erhalten, so dass aus dem schwefelspezifischen Gaschromatogramm die Herkunft des Rohöls noch ermittelt

werden konnte. Für Öl, das in den Boden und eventuell ins Grundwasser gelangt, werden die analytischen Probleme wesentlich komplizierter, einmal wegen der geringen Konzentration in der Öle schon zu einer Beeinträchtigung der Wasserqualität führen. Schon eine Verdünnung von 1 : 1 000 000 ist zu schmecken oder zu riechen. Andererseits werden die schon von Haus aus nur in geringer Konzentration vorhandenen Substanzen, die bei Oberflächenverschmutzungen hilfreich sind, nur mehr schwer bei solchen Verdünnungen nachweisbar sein, so weit sie nicht im Boden auf Grund ihrer Grösse festgehalten werden. Dies gilt möglicherweise für Ni- und V-Komplexe. Erschwerend kommt hinzu, dass auch von verschiedenen Pflanzen und Algen Paraffine gebildet werden (6), die sich selbst in garantiert nicht verschmutzten Wasser finden. Nun haben diese natürlich produzierten Paraffine zwar eine andere Verteilung der Kettenlängen als die n-Paraffine der Öle. Pflanzen produzieren bevorzugt n-Paraffine mit ungeradzahlicher Kettenlänge (7). Nach einer Abschätzung von Holluta(7) beläuft sich die Produktion von Pflanzenwachsen auf der Welt pro Jahr auf etwa 10 Mill Tonnen, die neben n-Paraffinen hauptsächlich n-Olefine, Terpene und Polyisopropene enthalten. Zur Unterscheidung von fossilen und recenten Kohlenwasserstoffen lässt sich nach Rübelt (6) die Untersuchung der Verteilung der n-Paraffine benutzen. Findet sich keine uniforme, wie für Öle typische Verteilung, so sind die Öle biologischen Ursprungs. Im anderen Fall ist keine eindeutige Aussage möglich, da sich im Laufe der Zeit über biologische Prozesse eine uniforme Verteilung auch bei den recent gebildeten Kohlenwasserstoffen ergibt. Eine andere Methode ist die der Radiodatierung, um das Alter der Substanzen zu bestimmen. Diese Methode lässt eine eindeutige Bestimmung dann zu, wenn sich ergibt, dass die Substanz alt ist. Es können durch Verunreinigung mit geringen Mengen strahlender Substanz wie sie in den Abwässern von Krankenhäusern vorkommen Verfälschungen eintreten, so fand Kölle bei einer Untersuchung ein Alter von minus 2000 Jahren (8). Im Einzelfall ist es Aufgabe des Analytikers durch geeignete Kombination verschiedener Methoden zu versuchen, eine eindeutige Aussage zu erhalten.

Bei der Versickerung von Öl im Boden ist grundsätzlich zwischen der Ausbreitung des Öls als Phase und der Ausbreitung der in Wasser gelösten Stoffe zu unterscheiden. Während die gelösten Stoffe mit dem Sicker-

und Grundwasser wandern, bildet das Öl als Phase in Lockergesteinen einen weitgehend zusammenhängenden Ölkörper. Die meisten Verbindungen im Öl sind nicht gut wasserlöslich. Ihre Sättigungskonzentration, die wegen der verschiedenen Zusammensetzung der Öle statt der Löslichkeit benutzt wird, liegt zwischen 1700 mg/l und 0.1 mg/l bei 20°C. Die leichten Aromaten wie Benzol haben dabei die höchste Sättigungskonzentration, die schweren Öle die niedrigsten. Die Geruchsschwellenkonzentrationen liegen andererseits wesentlich niedriger als die Sättigungskonzentrationen, so dass eine Beeinträchtigung der Wasserqualität schon vor Erreichen der Sättigungskonzentration gegeben ist. Gelangt Öl über den Sickerbereich hinaus in das Grundwasser, so wandern die gelösten Stoffe mit dem Grundwasser während sich die Ölphase auf dem Grundwasser mit der Grundwasserfließrichtung ausbreitet. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass Öle leichter als Wasser sind und also auf dem Wasser schwimmen. Zur Ermittlung der maximalen Ausbreitung und Eindringtiefe gibt es Abschätzungsformeln, die sich in dem oben erwähnten Bericht "Beurteilung und Behandlung von Mineralölnfällen auf dem Land" finden. Dabei gehen neben messbaren Größen auch Abschätzwerte ein, wie Ölrückhaltevermögen im Sickerbereich und Durchlässigkeit, so dass diese Formeln nur Näherungscharakter haben. Die Berechnungsergebnisse werden umso besser je genauere Kenntnisse über die Bodenstruktur vorliegen. Es gibt natürlich auch die Möglichkeit, dass gar kein Öl bis zum Grundwasserspiegel vordringen kann, da dieser durch ölundurchlässige Schichten abgedeckt ist. In diesem Fall bleibt die Ölphase über lange Zeit als Ölkörper erhalten. Von ihrem Rand aus können Mikroorganismen im Laufe der Zeit den Ölkörper zersetzen. Ist Öl in den Kapillarsaum des Grundwasserspiegels eingedrungen, so bildet sich eine dünne Schicht in den Poren, die vom Grundwasser auch bei späterem Wiederansteigen nicht mehr gelöst wird und ebenfalls von Mikroorganismen abgebaut wird (9). McKee et al. berichten über einen Fall von Benzin im Grundwasser, bei dem sie diese Erscheinung experimentell im Labor nachweisen konnten. Dabei stellten sie fest, dass Bakterien der Art *Pseudomonas* und *Arthrobacter* Benzin als Energiequelle benutzten, wenn Sauerstoff zugegen war. Dabei wird ein Teil des Benzins bis zu CO₂ abgebaut, während ein anderer Teil zum Zellwachstum benutzt wird. Diese Zellen werden dann von anderen Bakterien weiter abgebaut, dies führt nach Erklärung der Autoren zu einem anschliessend feststellbaren Fäulnisgeruch. In Brunnen, die Geruch oder Geschmack nach Benzin haben, finden

sich 5000 - 50 000 Bakterien/ml, während Brunnen, die keine Anzeichen für Benzin haben, nur 200 Bakterien/ml aufweisen. Darauf stützt sich die Hoffnung, dass in einigen Jahren kein Benzin mehr nachzuweisen sein wird. Es ist allerdings nur sehr wenig über die Abbauprodukte bekannt. Sicher scheint zu sein, dass dabei sehr geruchsintensive Stoffe entstehen, sowie weiterhin, dass nur ein Teil des Öls völlig, d.h. zu CO₂ und Wasser abgebaut wird. Ein grosser Teil wird voraussichtlich oxydiert und damit einerseits wasserlöslicher, andererseits bei der Analyse auf Öle nicht mehr nachweisbar sein, da die Oxydationsprodukte polar geworden sind und bei der Anreicherung die zur Analyse notwendig ist, nicht erfasst werden können.

- - - -

- (1) Deldorado 71, Esso AG, Hamburg 1972
- (2) M. L. Whisman and F.O. Cotton, The Oil and Gas J., December 1971, S. 111
- (3) M. Bhomer, Science, 176, S. 1257 (1972)
- (4) Foster et al. Environ. Poll. 2, S. 97 und S. 115 (1971)
- (5) BMI Arbeitskreis "Mineralöl und Wasser"
- (6) Ch. Rübelt, Helgoländer wiss. Meeresunters., 16, S. 306 (1967)
- (7) J. Holluta et al., Vom Wasser, XXXVI, S. 216 (1969)
- (8) W. Kölle, priv. Mitteilung
- (9) J. McKee et al., J. WPCF 44, S. 293 (1972).

Das Retentionsvermögen von Torfen für einige gelöste

Stoffe im Abwasserfaulschlamm

von

W. Feige *)

Etwa 80% der Abfallstoffe müssen z. Zt. in Deponien untergebracht werden, was den ständigen Bedarf an geeigneten Flächen hinreichend begründet. (Fuss, 1968)

Im norddeutschen Flachland bieten sich teilabgetorfte Hochmoore mit vielfach noch mächtigen unberührten Schwarztorflagen zur Deponie von Siedlungsabfällen, insbesondere Abwasserfaulschlamm (AFS), an. (Feige, 1971)

Die Vorbehalte bezüglich der Eignung grundwasserbeeinflusster Gebiete für Ablagerungen gelten hier aufgrund besonderer moorgeologischer und hydrologischer Bedingungen nur beschränkt (Eggelsmann, 1960). Darüberhinaus lassen saure Hochmoortorfe als organische Austauschereine günstige Reinigungswirkung zumindest für Kationen erwarten, wobei auch das niedrige Redoxpotential bedeutsam sein dürfte.

Grundlegende Untersuchungen sind jedoch notwendig, da bei fast jeder Ablagerung der Tatbestand der Grundwasserbenutzung mit allen seinen gesetzlichen Konsequenzen erfüllt wird.

1. Zusammensetzung des Abwasserfaulschlammes

Der untersuchte, mesophil ausgefaulte Abwasserschlamm (Siedlungsschlamm) entstammt der mechanischen Reinigungsstufe des Klärwerkes Bremen-Seehausen. In Tabelle 1 sind zunächst die Gesamtgehalte an einigen Elementen bei 5% TM mitgeteilt und der gelöste Anteil in % errechnet.

*) Niedersächs. Landesamt für Bodenforschung,
Außeninstitut für Moorforschung und angewandte Bodenkunde,
Bremen, Friedrich-Miesler-Str. 46/48

Die flüssige Phase dieses AFS (Tabelle 2) enthält im Mittel etwa 60 mval gelöste Salze, wovon knapp 2/3 der Kationen auf NH_4^+ und über 3/4 der Anionen auf HCO_3^- und gelöste organische Verbindungen mit schwach sauren reaktiven Gruppen entfallen. Diese Salzmenge wandert bei einer Ablagerung (abzüglich der gasförmig entweichenden Anteile) mit dem Sickerwasser, in Abhängigkeit von der Permeabilität der Torfe und des Untergrundes, in das Grundwasser, wenn nicht das Liegende eine entsprechende Retentionsfähigkeit für diese gelösten Stoffe besitzt.

2. Laborversuche zur Kationenretention

Bei der Ablagerung in Mooregebieten ist ein Retentionsvermögen durch den organischen Austauschertorf grundsätzlich gegeben. In Tabelle 3 wird die Kationenaustauschkapazität (KAK) von Torf der von Mineralboden gewichts- und volumenmässig gegenübergestellt. Diese Werte gelten für Sr^{++} als Belegkation bei pH 7,0. Wird statt einer gepufferten Sr^{++} -Lösung eine gleichkonzentrierte NH_4^+ -Lösung verwendet, so verringert sich die KAK der Torfe auf etwa 70% der genannten Werte.

Bei der Berechnung der Reinigungswirkung des Torfes für Kationen ist also zunächst von der KAK für ein entsprechendes Belegkation, in diesem Falle NH_4^+ , bezogen auf den pH-Wert der perkolierenden Lösung (pH 7,0), auszugehen.

Die für die Reinigung verfügbaren Sorptionsplätze sind aber nur die mit H^+ belegten Positionen (in sauren Hochmoorböden immerhin 80-90% H^+ -Sättigung), weil die vom Austauscher abgelösten Protonen mit HCO_3^- unter Bildung von CO_2 und H_2O reagieren.

Aber auch dieser H^+ -Anteil ist nur zu einem bestimmten Teil nutzbar, weil es abhängig von der Stärke der Kationenbindung vor der Erschöpfung des Austauschers zum Durchbruch salzhaltiger Lösung kommt, was ja aus der Wasseraufbereitung mit Kunsthartaustauschern hinlänglich bekannt ist (Dorfner, 1970).

Diesen nutzbaren Anteil an der verfügbaren Kapazität haben wir in Perkolationsversuchen ermittelt, indem wir Torfe mit 0,05 N NH_4HCO_3 -Lösung behandelten. Die aufgegebenen Mengen entsprechen 100, 80 und 60% der verfügbaren Austauschkapazität. Anschliessend wurde bis etwa 1300 mm mit H_2O nachgewaschen. Das Ergebnis in Abbildung 1 zeigt,

dass bei Ausnutzung bis höchstens 60% der verfügbaren Austauschkapazität ($F_D = 0,6$) mit maximal 2 mval $\text{NH}_4^+/1$ ein Durchbruch salzhaltiger Lösung kaum zu befürchten ist.

Die Torfmenge, die 1 l AFS von Kationen zu reinigen vermag, errechnet sich also nach folgender Formel:

$$A = Q \frac{c}{\text{H}^+\text{NH}_4 \cdot F_D}$$

A : Torfmenge (l)
Q : AFS - Menge (l)
c : Salzkonzentration in AFS (mval/l)
 H^+NH_4 : pH 7,0 gegen NH_4 austauschbarer H-Anteil (mval/l)
 F_D : Faktor mit Vermeidung des Durchbruchs (0,6).

3. Laborversuche zur Anionenretention

Von den etwa 60 mval Anionen im AFS sind über 80% HCO_3^- -Ionen einschließlich löslicher organischer Säuren, knapp 10 mval Chlorid, 1,6 mval Hydrogenphosphat und 1 mval Sulfat.

Die organischen Austauscher verhalten sich gegenüber Anionen mehr oder weniger indifferent. Untersuchungen mit Chloriden und Torf haben ergeben, dass eine Sorption nicht erfolgt. Inwieweit die biologisch wichtige Phosphorsäure zurückgehalten wird, sollen Perkolationsversuche klären helfen.

Erste Ergebnisse dieser Versuchsreihen mit Hochmoortorf und $\text{NH}_4 \text{H}_2\text{PO}_4$ -Lösung (2,5 mval $\text{PO}_4^{3-}/1$)* sind in Abbildung 2 aufgetragen. Die P-Konzentration ist dabei dem P-Anteil im AFS äquivalent. Die aufgegebene P-Menge (3 mval $\text{PO}_4^{3-}/100$ g TM) entspricht dem unter 2. erläuterten Verhältnis von einem l Torf zu 1,2 l AFS.

Die Summierung der P-Konzentration in den einzelnen 25 ml Fraktionen ergab bei sauren Hochmoortorfen keine P-Bindung. Auch die Ca-gesättigten Torfe haben kein Phosphat festhalten können, und selbst bei Zugabe

*) Die Berechnung als PO_4^{3-} ist ausschliesslich als Konzentrationsangabe zu verstehen, es wird also nichts über Dissoziationsgrad und Bindungsform ausgesagt.

von 10% CaCO_3 wurde nur 5% der aufgegebenen P-Menge festgehalten. Allerdings kam es hier zu einer deutlichen Verbreiterung des Kurvenzuges, was auf eine Behinderung der P-Auswaschung hinweist.

Erst die Zugabe von 0,5% Fe als käufliches $\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ hatte einen etwas deutlicheren Effekt auf die P-Retention, indem rund 18% des aufgegebenen Phosphates im Torf verblieben.

Weitere Untersuchungen mit frisch gefällttem - nicht getrocknetem - Fe-Hydroxid bei steigenden Fe-Zugaben laufen zur Zeit.

4. Betonkastenversuche im Freiland

Aus umfangreichem Zahlenmaterial von Freiland-Betonkastenversuchen ($1,6\text{ m}^2$, 1 m tief) mit sukzessiver AFS-Überstauung bei verschiedenen Torfunterlagen, sollen einige Ionenverhältnisse im Sickerwasser Einblick in dynamische Prozesse während der Deponie geben. Auf die Verhältnisbildung wurde deshalb zurückgegriffen, um die Konzentrationsveränderungen durch Niederschläge bzw. Evaporation zu eliminieren. Dabei sind wir davon ausgegangen, dass Chloride im Torf nicht sorbiert werden. Die Betonkasten waren zu diesem Zeitpunkt ohne Bewuchs.

Aus dem geringeren $\text{NH}_4^+/\text{Cl}^-$ - Verhältnis im Eluat, im Vergleich zum aufgegebenen AFS (Abbildung 3), lässt sich überschlägig errechnen, dass im Mittel etwa 20% N fehlen, was auf Entgasung und (oder) Einbau in die organische Substanz zurückzuführen sein muss.

Bei gleichem Beschickungs- und Entwässerungsrhythmus ist bei Hochmoortorf das $\text{PO}_4^{3-}/\text{Cl}^-$ - Verhältnis der aufgegebenen Lösung sehr schnell erreicht, während sich beim relativ kalkarmen Niedermoortorf, wohl durch die vorhandenen Fe + Al-Verbindungen, ein deutlicher Speichereffekt abzeichnet (Abbildung 4).

Ganz unerwartet entwickelt sich die Schwefeldynamik (Abbildung 5). Das $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ -Verhältnis in der flüssigen Phase des AFS liegt unter 0,1 und steigt im Eluat im 2. Jahr bei einer SO_4^{2-} -Konzentration bis zu 1 g/l um das 100-fache. Demnach oxidieren die leicht umsetzbaren unlöslichen (sulfidischen) Schwefelverbindungen des AFS nach Entwässerung und Belüftung recht schnell zu SO_4^{2-} und werden ausgewaschen, während eine Nitratauswaschung vorerst ausbleibt.

5. Schlussbemerkung

Damit ist abschliessend ein Problem angeschnitten, das die Retentionsfähigkeit von N-Verbindungen allgemein betrifft. In kolloidreichen Böden wird erst durch Nitrifizierung die Stickstoffauswaschung in Gang gesetzt.

Bei unseren Betonkastenversuchen entspricht aber der NO_3 -Gehalt im abgezogenen Wasser nach zwei Jahren immer noch der NO_3 -Konzentration im aufgegebenen AFS. Es ist denkbar, dass zunächst hauptsächlich der Sulfid-Schwefel in der AFS-Decke oxidiert wird. Erst nach Abklingen dieser sehr intensiven Umsetzungen könnte dann, im kalkreichen Faulschlamm und im NH_4^+ belegten, jetzt nur noch mässig sauren Torf, die Nitratbildung einsetzen.

Möglich ist aber ebenso, dass zunächst gebildetes Nitrat in tieferen Schichten denitrifiziert wird und gasförmig entweicht.

Damit ergibt sich ein erster Hinweis, bei AFS-Deponie möglichst ein reduktives Milieu zu erhalten, um Nitrat- und Sulfatbildung und Verlagerung einzuschränken.

LITERATUR

- BADEN, W. und R. EGGELSMANN: Über den Wasserkreislauf eines Nordwestdeutschen Hochmoores. - Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen. H. 12, 156 S, Hamburg 1964
- DORFNER, K.: Ionenaustauscher. - 3. Neubearb. Auflage, Walter de Gruyter-Verlag, Berlin 1970
- EGGELSMANN, R.: Über den unterirdischen Abfluss aus Mooren. - Die Wasserwirtschaft 50. 6, 149-154, 1960
- FEIGE, W.: Die selektive Kationensorption von Moor- und humosen Sandböden. - Landw. Forschung 25/I. Sonderheft, S.141-152, 1970
- derselbe: Eignen sich Moore zur geordneten Deponie von Siedlungsabfällen? Z. Deutsche Geol. Ges. 122, S. 71-80, 1970
- FUSS, C.: Beseitigung von Abfallstoffen im Hinblick auf die Reinhaltung des Bodens. - Handb. Müll- und Abfallbeseitigung Bd. I Abchn. 0150, Erich Schmidt-Verlag, Stuttgart, 1968
- SCHLICHTING, E.: Die Phosphat- und Molybdatbindung in raseneisensteinhaltigen Bodenprofilen. - Z. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 90, 3, S. 204-208, 1960

Tab. 1

Stoffgehalte im Abwasserfaulschlamm (5% TM)

Mittelwerte von 7 Chargen

| | g/l AFS | | | | | | | | |
|----------------|---------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | N | P | K | Ca | Na | Mg | Fe | Zn | Cu |
| Gesamtgehalte | 1,84 | 0,71 | 0,14 | 1,82 | 0,19 | 0,19 | 1,35 | 0,19 | 0,02 |
| davon gelöst % | 30 | 4 | 56 | 8 | 89 | 21 | 0,19 | 0,04 | 0,14 |

Tab. 3

KAK von Mineral- und Hochmoorböden

| | Vol Gew. g TM/l | KAK (mval) | |
|--------------------------|--------------------|--------------|------------|
| | | pro 100 g TM | pro 1 Torf |
| wenig zers. Hochmoortorf | 100 | 120 | 120 |
| stark zers. Hochmoortorf | 150 | 150 | 225 |
| sandig-toniger Lehm | 1300 | 17 | 220 |

TM - Trockenmasse

Tab. 2

Zusammensetzung der flüssigen Phase von Abwasserfaulschlamm aus Bremen (Werte von 5 Chargen aus dem Jahre 1968, Feststoffanteil ca. 5 Gew. %)

| Unters. | Dimension | Mittel | von ... bis | |
|----------------------------------|-----------------------|--------|-------------|--------|
| pH | - | 8,1 | 8,0 | - 8,2 |
| Leitfähigkeit | ms · cm ⁻¹ | 4,21 | 2,79 | - 4,98 |
| Phenole | mg/l | 8 | 4 | - 12 |
| Ka ⁺ | mval/l | 8,0 | 6,0 | - 10,1 |
| K ⁺ | " | 2,0 | 1,5 | - 2,2 |
| Mg ₂ ⁺ | " | 38,3 | 34,9 | - 45,6 |
| Ca ⁺⁺ | " | 6,4 | 4,0 | - 7,6 |
| Na ⁺⁺ | " | 3,3 | 2,2 | - 4,4 |
| Se. Kationen | mval/l | 58,0 | | |
| HPO ₄ ^{---*} | mval/l | 1,6 | 1,4 | - 1,7 |
| SO ₄ ⁻⁻⁻ | " | 0,4 | 0,3 | - 0,5 |
| Cl ⁻ | " | 8,4 | 7,0 | - 11,2 |
| NO ₃ ⁻ | " | 0,3 | 0,2 | - 0,4 |
| HCO ₃ ⁻ | " | 49,5 | 45,5 | - 56,7 |
| (Näherungswert) | | | | |
| Se. Anionen | mval/l | 60,7 | | |

* Unter der Annahme, dass nur sekundäres Orthophosphat vorliegt.

Abb. 1

Perkolationsversuch mit Hochmoortorf und 0,05 n NH_4HCO_3
Austauschb. H-Anteil gegen NH_4^+ : 126 mval/100 g TM

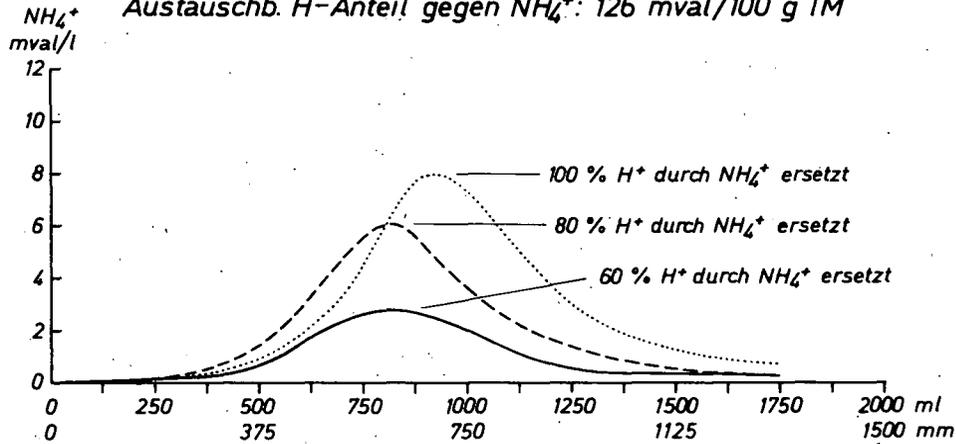


Abb. 2

Perkolationsversuch mit Hochmoortorf
und $0,0025\text{ n NH}_4\text{ H}_2\text{PO}_4$ -Lösung
Zugabe $3,13\text{ mval PO}_4^{\ominus}/100\text{ g TM}$
(P-Angebot $\hat{=}$ der nutzbaren AK für NH_4^+)
Fraktionierung in 25 ml-Anteile

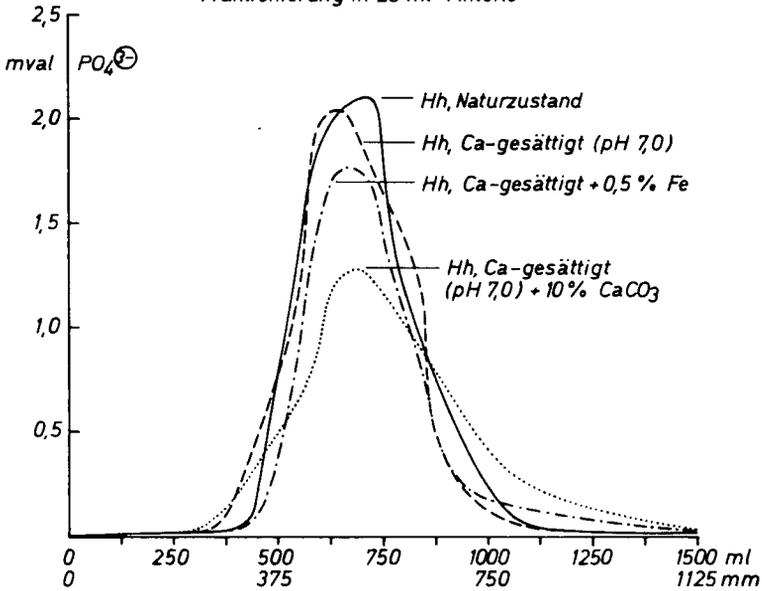
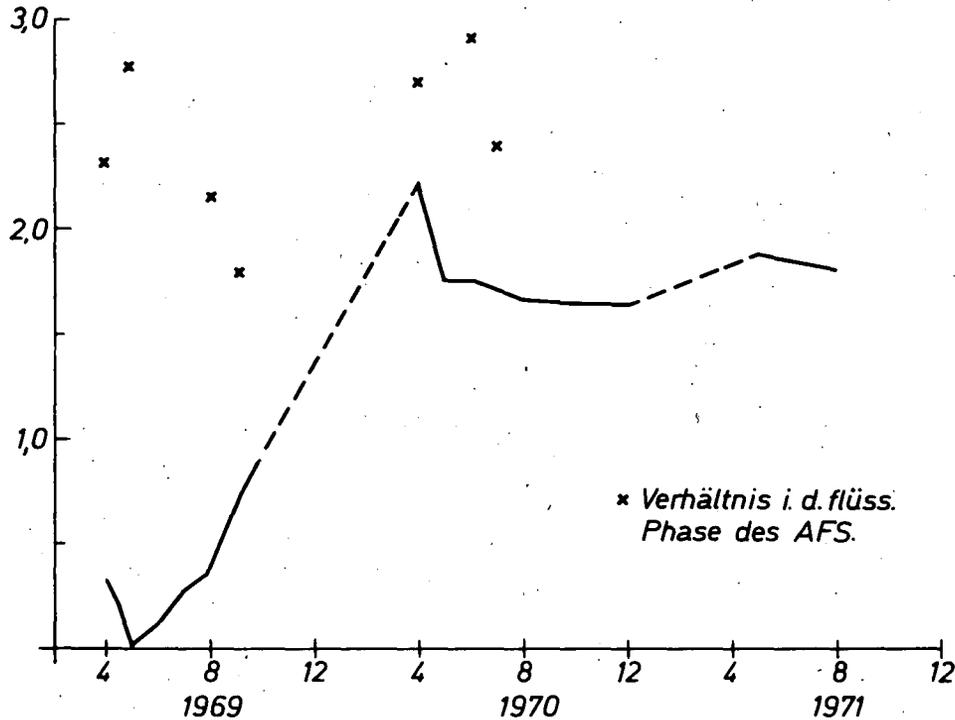


Abb. 3

NH_4^+/Cl^- -Verhältnis im Sickerwasser
bei AFS-Ablagerung über wenig zers. Hochmoortorf

NH_4^+/Cl^- (Betonkastenversuche)



PO_4^{3-}/Cl^- -Verhältnis im Sickerwasser
bei AFS-Ablagerung über Hoch- u. Niedermoortorfen

PO_4^{3-}/Cl^- * (Betonkastenversuche)

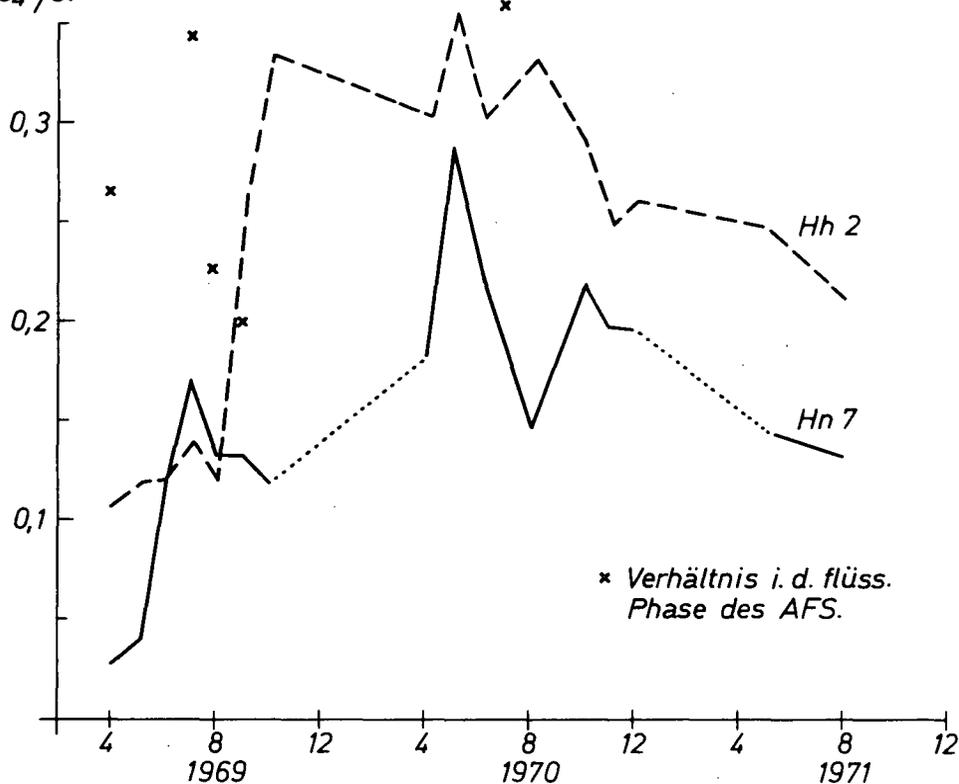
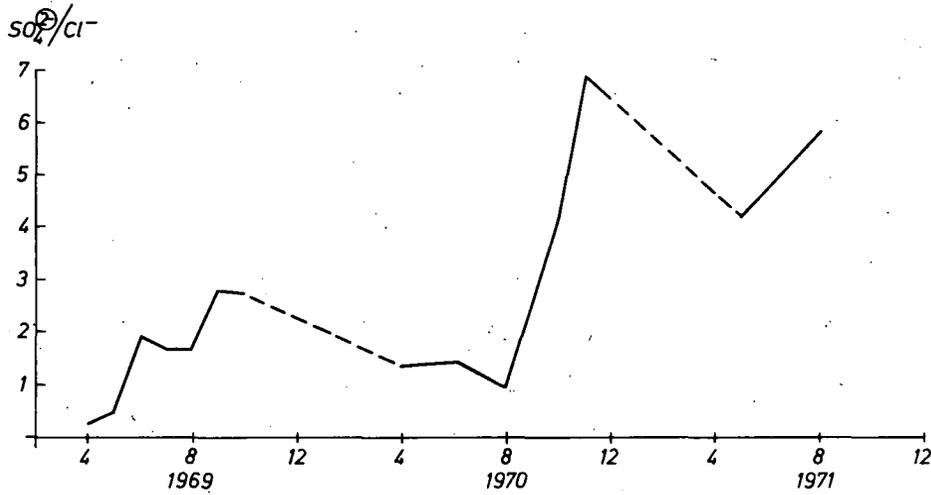


Abb. 5

SO_4^{2-}/Cl^- -Verhältnis im Sickerwasser
bei AFS-Ablagerung über wenig zers. Hochmoortorf
(Betonkastenversuche)



Die Bedeutung der Filtereigenschaften des Bodens für die Anlage von Friedhöfen

von

W. G. Schrapa *)

I.

In den vergangenen Jahren sind die Probleme des Umweltschutzes immer stärker in den Vordergrund des öffentlichen Interesses getreten. Einen der wichtigsten Punkte bildet dabei die Abwendung der Verschmutzung des Bodens, insbesondere des Grundwassers als Bestandteil des Bodens. Die ständig wachsende Bevölkerung und vor allem ihre Konzentration in bestimmten Ballungsräumen zwingt immer mehr dazu eventuelle Gefahrenquellen für die Menschen, die bei der Deponie von Siedlungs- und Produktionsabfällen durch Überlastung des Bodens entstehen könnten, zu berücksichtigen und sie gegebenenfalls zu eliminieren. Zu diesem Problembereich gehört ohne Zweifel auch die Anlage und Erweiterung von Begräbnisplätzen, da von hier Zersetzungsprodukte und Krankheitserreger in das Grundwasser gelangen könnten. Eine Versorgung der Bevölkerung mit qualitativ einwandfreiem Wasser wäre in solchen Fällen infrage gestellt.

II.

Um eine Gefährdung der Bevölkerung möglichst auszuschließen, hat der Innenminister von Nordrhein-Westfalen Richtlinien für die Anlage und Erweiterung von Begräbnisplätzen erlassen (RdErl. d. Innenministers v. 8.9.67 u. v. 15.1.70). Darin wird vor der Erweiterung bzw. Anlage von Friedhöfen ein geologisch-bodenkundliches Gutachten des Geologischen Landesamtes gefordert.

Für eine Beurteilung der Eignung des Bodens für Bestattungszwecke ist entscheidend, daß die Zersetzungsprodukte bis zum Zerfall in anorgani-

*) Dr. W.G. Schrapa, 415 Krefeld-Uerdingen, Bergstr. 36

sche Stoffe zurückgehalten und diese Stoffe, wie Methan, Ammoniak, Schwefelwasserstoffe usw. abgebaut und unschädlich gemacht werden können.

Bei Friedhofsgutachten müssen deshalb zwei Grundfragen beantwortet werden:

Ist mit einer raschen und vollständigen Zersetzung und dem Abbau der Zersetzungsstoffe zu rechnen?

Besteht grundsätzlich die Gefahr einer Grundwasserunreinigung?

Aus dieser Fragestellung ergeben sich bestimmte Anforderungen an den Boden der Begräbnisplätze. Um den in den Hygiene-Richtlinien niedergelegten Forderungen zu entsprechen, muß in der Zersetzungszone ein ausgeglichener Wasser- und Lufthaushalt vorhanden sein. Grundwasser darf weder ständig noch zeitweise zwischen Bodenoberfläche und einer Tiefe von 250 cm auftreten, so daß zwischen Gräbersohle und höchstem Grundwasserstand eine Filterschicht von 70 cm Mächtigkeit verbleibt. Böden, in denen die Versickerung der Niederschläge deutlich gehemmt ist und in denen infolgedessen zeitweilig Wasser als Staunässe bis zu einer Tiefe von 250 cm unter Geländeoberfläche auftritt, sind für Bestattungszwecke grundsätzlich ungeeignet.

Bei diesen in den Hygiene-Richtlinien niedergelegten Ansprüchen handelt es sich um pauschale Maximalforderungen. In der Praxis sollten jedoch die Bodenverhältnisse differenziert untersucht werden, um einen vertretbaren Kompromiß zwischen natürlichen Gegebenheiten und den hygienischen Ansprüchen zu erreichen. Eine zu strenge Auslegung dieser Forderungen würde dahinführen, daß in vielen Gebieten der Bundesrepublik keine Gelände für Friedhöfe zur Verfügung stehen.

III.

Der Korngrößenzusammensetzung des Bodens fällt bei der Filterung der Verwesungs-substanzen die wichtigste Rolle zu. Die organischen Stoffe sowie die Verwesungsprodukte müssen durch den Boden solange zurückgehalten werden, bis ihr vollständiger Abbau und die Sorption der Abbauprodukte erfolgt ist. Daraus ergibt sich die unterschiedliche Eignung einzelner Fraktionsgemische. Kiese mit sehr hohen K-Werten (Keller 1966) sind nur bei sehr grossen Abständen zwischen Zersetzungszone und

Grundwasserhöchstständen für Bestattungszwecke geeignet. Die in den Hygiene-Richtlinien geforderten 70 cm grundwasserfreien Filterschichten reichen hier kaum aus. Dagegen sind lehmig-sandige Substrate im allgemeinen günstig zu bewerten. Die über 20 Jahre durchgeführten Untersuchungen am Ohlsdorfer Friedhof in Hamburg (Lorentz 1923, Linne 1928) zeigen, daß keine Verunreinigung des Untergrundes und keine chemische oder bakteriologische Verschlechterung des unter dem Gelände abgeleiteten Grundwassers eingetreten ist.

Zu hohe Ton- bzw. Schluffgehalte können sich dagegen negativ auswirken. Das Auftreten von Staunässe und der damit verbundene Sauerstoffmangel führt zur Verzögerung oder Verhinderung der Zersetzung. Nach den Hygiene-Richtlinien sind solche Böden grundsätzlich für Bestattungszwecke ungeeignet. Dies gilt ebenfalls bei nur zeitweiser Vernässung des Bodens durch Staunässe oder bei nur kurzfristigem Anstieg des Grundwassers bis in die Zersetzungszone. Diese kurzfristigen Vernässungen im Bereich der Zersetzungszone und der Filterschichten sollten jedoch nicht überschätzt werden (Schneider 1952, Schützenmeister 1972).

Als Beispiel für die Abschätzung der tatsächlichen Gefährdung des Grundwassers durch Begräbnisplätze sollen eigene Untersuchungen angeführt werden. Ausgewählt wurde dafür ein Friedhof im Oberbergischen Kreis, durch den eine flache, heute auf natürliche Weise verfüllte Rinne führt. Den Untergrund des Geländes bilden kalkhaltige tonige Schluffsteine des Devon. Sie werden im allgemeinen von geringmächtigen Lößfließgerden überlagert. Im Bereich der ca. 50 m breiten Rinne nimmt die Mächtigkeit der Fließgerden auf mehr als 200 cm zu. Die Böden zeigen hier eine starke Beeinflussung durch Grundwasser bis in den Oberboden. Der Grundwasserstand wurde im Sommer 1972 bei 80 cm unter Geländeoberfläche gemessen. Nach dem Auspumpen der Schürffgruben konnte ein starker Zufluß von Wasser aus der bereits belegten Friedhofsfläche beobachtet werden. Nach diesen Beobachtungen sammelt die Rinne die zuzitenden Grundwässer aus dem Bereich der Friedhofsanlage.

Somit liegen Zersetzungszone und Filterschichten in der Rinnenzone im ständig vernässten Bereich, so daß ein intensiver Kontakt zwischen Grundwasser und verwesenden Substanzen erfolgt.

Für eine Grundwasseranalyse wurde zunächst 50 cm unterhalb der letzten Gräberreihe Wasser entnommen. Die weiteren Entnahmestellen lagen jeweils 100 cm vom vorhergehenden Punkt in Fließrichtung des Grundwassers entfernt.

Probe I zeigt nach der Analyse erhebliche Verunreinigungen. Die Gehalte an Ammoniak (6,0 mg/l) und Salpetriger Säure (4,8 mg/l) liegen weit über den normalen Gehalten im Grundwasser. Zur Bestimmung organischer Substanzen wurden 26,88 mg/l KMnO_4 verbraucht. Die Keimzahl (Zahl der Bakterienkolonien) betrug 6000/ccm, während echte Colibakterien nicht nachgewiesen werden konnten.

Mit zunehmenden Entfernungen von den Grabstätten wurde eine rasche Abnahme der Keimzahlen sowie der anorganischen und organischen Verunreinigungen festgestellt (Tabelle 1).

Tabelle 1

| Proben | I | II | III | IV | V | VI |
|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Abstand von den Gräbern (cm) | 50 | 150 | 250 | 350 | 450 | 550 |
| Keime/ccm | 6000 | 8000 | 8000 | 3600 | 1200 | 180 |
| Ammoniak mg/l | 6,0 | 0,75 | - | - | - | - |
| Salpetr.Säure mg/l | 4,8 | 0,1 | - | - | - | - |
| KMnO_4 -Verbrauch | 26,88 | 16,36 | 15,36 | 15,36 | 11,37 | 11,37 |

IV.

Nach der raschen Abnahme der Verunreinigungen ist anzunehmen, daß der Abbau der Zersetzungsprodukte im Boden auch im Grundwassereinflußbereich sehr rasch erfolgt und bereits nach relativ kurzer Entfernung vom Zersetzungspunkt eine fast vollständige Neutralisation erfolgt ist. Schwankungen der Keimzahlen müssen dabei nicht unbedingt im Zusammenhang mit den Verwesungsvorgängen stehen.

Bei Einhaltung entsprechender Sicherheitsabstände besteht im vorliegenden Fall keine Gefährdung der Bevölkerung bei einer eventuellen Wasserentnahme. Ungeklärt bleiben die Verhältnisse in sandigen Substraten. Echte Gefahren treten bei Bestattungen in klüftigen Gesteinen, besonders in Gebieten mit verkarsteten Kalkgesteinen auf. Hier kann gegeb-

nenfalls das mit Zersetzungstoffen angereicherte Wasser ohne Filterung durch Wasserbohrungen angezapft oder als Quellen an der Erdoberfläche austreten (Schraps 1971).

Schriften

- Keller, G.: Über die Eignung nordwestdeutscher Böden für Erdbe-
stattungen. - Z. Dt. Geol. Ges. Jg. 1963, 115,
609-616, 1 Abb., Hannover 1966
- Linne, K.: Der Ohlsdorfer Friedhof. - Hygiene und soziale Hygiene
in Hamburg. Hamburg 1928
- Lorentz, F. H.: Die Grundwasserhältnisse des Ohlsdorfer Friedhofs
in Hamburg. - Techn. Gemeindeblatt, Jg. XXVI, No. 10,
Berlin 1923
- Schneider, H.: Einwirkung von Friedhöfen auf die chemische und
bakteriologische Beschaffenheit des Grundwassers. -
Die Wassererschließung. 120-121, Essen 1952
- Schraps, W.G.: Bodenkundliche Untersuchungen für die Anlage von
Begräbnisplätzen. - Z. Deutsch. Geol. Ges., Jg. 1970,
122, 81-87, Hannover 1971
- Schützenmeister, W.: Die geologischen Bedingungen für Friedhofs-
standorte. - Z. f. d. gesamte Hygiene und ihre Grenz-
gebiete, Jg. 18, H. 2, 87-90, Berlin 1972

Adsorption, Abbau und Wanderung ausgewählter Biozide im Boden

von

W. Friedrich *)

Ausgewählt wurden folgende Biozidgruppen:

1. Chlorkohlenwasserstoffinsektizide
2. Organophosphorsäureester
3. Phenylharnstoffderivate
4. Diazine und Triazine

Die Auswahl der genannten Gruppen wurde unter verschiedenen Gesichtspunkten vorgenommen.

Die Chlorierten Kohlenwasserstoffverbindungen stehen auf Grund ihrer Persistenz noch immer im Mittelpunkt der Diskussionen und Angriffe (z. B. DDT-Verbot).

Die Organophosphorsäureesterverdrängen die HKW mehr und mehr aus ihren Anwendungsbereichen. Sie besitzen eine Reihe günstiger Eigenschaften, zeichnen sich aber auch durch ihre hohe Toxizität gegenüber Wirbeltieren aus.

Eine wachsende Zufuhr an biologisch aktiven Chemikalien erfährt der Boden durch den Einsatz von Herbiziden. Die biologische Wirksamkeit der Herbizide ist mannigfach und für jede Aktivsubstanz spezifisch. Aus der Struktur der chemischen Verbindung Rückschlüsse auf deren biologische Eigenschaften auch nur annähernd ziehen zu können, ist heute noch nicht möglich, so müssen die eventuellen Wirkungen und Nebenwirkungen für jede Aktivsubstanz neu ermittelt werden (2).

*) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, 6 Frankfurt-Niederrad, Schwanheimerstr. 167

1. Die Chlorkohlenwasserstoff-Insektizide (HKW)

| | | |
|---------------|--|-----|
| 1. DDT | Toxizität LD ₅₀ mg/kg Ratte | 250 |
| 2. LINDAN | - " - | 130 |
| 3. ALDRIN | - " - | 50 |
| 4. DIELDRIN | - " - | 60 |
| 5. HEPTACHLOR | - " - | 110 |

Hauptanwendungsbereiche: Bekämpfung seuchenübertragender Insekten, land- und forstwirtschaftlicher Pflanzenschutz, Bekämpfung von Vorratsschädlingen.

Adsorption: Folgende Faktoren sind für Adsorption und Desorption maßgeblich (6):

1. physiko-chemischer Charakter des Adsorbens
2. physiko-chemischer Charakter des Adsorbates
3. Bodenreaktion
4. Temperatur.

Als Adsorptionsmechanismen wirken:

1. Van der Waals'sche Kräfte
2. Chemische Adsorption (Ionenaustausch, Protonisierung)
3. Wasserstoff-Brückenbindung
4. Bildung koordinativer Komplexe (z.B. mit Metallen).

Als Adsorbens kommen in erster Linie die Tonminerale und die organischen Bestandteile in Frage.

Die Adsorption der HKW an den Tonmineralien soll am Beispiel des Kaolinites, Illites und Montmorillonites dargestellt werden (21).

Die Tonminerale werden im Hinblick auf ihre Adsorptionskapazität beschrieben.

DDT wird augenscheinlich am leichtesten von den drei untersuchten HKW (DDT, Heptachlor, Dieldrin) adsorbiert und auch in der größten Menge, als nächstes Heptachlor und am wenigsten Dieldrin.

Der Adsorptionsvorgang kann hierbei in drei Phasen eingeteilt werden:

1. Stufe unmittelbarer Adsorption
2. Stufe allmählicher Adsorption
3. endgültiges Gleichgewicht.

Bei Illit und Kaolinit als Tonkomplexe mit nicht aufweitbarer Zwischenschicht findet nur eine unmittelbare Adsorption statt bis das Gleichgewicht erreicht ist.

Die Adsorption von Heptachlor verläuft ähnlich der des DDT, die von Dieldrin ist abweichend; erklärt wird letzteres durch die fixierte Richtung der adsorbierten Dieldrin-Moleküle.

Bei DDT und Heptachlor findet eine starke Bindung an das Sauerstoffmolekül des Tonminerals über die Wasserstoff-Brückenbindung statt. In beiden Fällen tritt auch zusätzlich eine weiche Bindung über die van der Waals'schen Kräfte auf.

Die Adsorptionsvorgänge gehorchen ziemlich genau der Freundlich'schen Adsorptions-Isotherme.

Die relative Adsorptionskapazität der spezifischen Tonminerale kann nicht allgemein genannt, sondern nur auf den speziellen Pestizid-Tonkomplex bezogen werden.

Die Adsorption der HKW an der organischen Substanz ist größer als an Tonmineralien. Folgende Reihe abnehmender Adsorption wurde aufgestellt (20):

Organisches Material - Tonmineralien - Sand .

Eine positive Korrelation zwischen adsorbiertem Pestizid und Gehalt an organischer Substanz besteht nur in feuchten Böden, in trockenem Boden konnte keine Korrelation festgestellt werden (11).

Die Anlagerung an Huminstoffe ist eine weitere Möglichkeit der Adsorption (4).

Die Adsorption von HKW durch Mikroorganismen ist eindeutig nachgewiesen worden. Es handelt sich um physikalische Vorgänge (35).

Abbau: Der Abbau der HKW geschieht vorwiegend mikrobiell. DDT wird im wesentlichen anaerob zu DDD abgebaut auf dem Wege der Dehalogenierung. Auch ein direkter Abbau von DDT zu dem nicht toxischen DDE scheint möglich zu sein (27) (38) (39).

Aerober Abbau konnte über *Hydrogenomonas sp.* für DDT nachgewiesen werden (12).

Chemische Abbauvorgänge konnten bei einem Eisen-Redox-System aufgezeigt werden (13).

Aldrin wird im Boden zu Dieldrin und anderen bisher noch nicht spezifizierten Metaboliten abgebaut. Eine Anzahl Mikroorganismen konnten nachgewiesen werden, die für den Abbau verantwortlich sind (24).

Abbauprodukte des Lindan im Boden sind Trichlorbenzole und Pentachlorcyclohexan. Der Mechanismus des Abbaues scheint sich jedoch von dem des DDT zu unterscheiden (4).

Der mikrobielle Abbau von Heptachlor führt über direkte Oxidation zum Heptachlorepoxyd oder über Dechlorierung zum Chlorden (4) (27).

Wanderung: Eine Auswaschung der schwer löslichen HKW konnte - mit Ausnahme von Lindan - kaum beobachtet werden. Verdunstung und Codestillation sind möglich (4) (11).

2. Organophosphorsäureester

| | | |
|--------------|--|--------|
| 1. PARATHION | Toxizität LD ₅₀ mg/kg Ratte | 6,4 |
| 2. MALATHION | - " - | 1500,0 |
| 3. DIMETHOAT | - " - | 250,0 |

Einsatzbereich und günstige Eigenschaften der Phosphorverbindungen als Insektizide und Fungizide werden ausgeführt.

Adsorption: Eine Adsorption erfolgt wie bei den HKW in starkem Maße an die organische Substanz im Boden, etwas weniger an die Tonminerallien (11) (25).

Die Bindung an die Tonminerale entsteht über Wasserstoffbrücken zwischen den Carbonylgruppen z. B. des Malathions und den Kationen des Montmorillonits (26).

Abbau: Parathion ist beständiger im Vergleich zu Malathion. Parathion wird über Hydrolyse zerlegt in nicht mehr toxische Metaboliten. Mikrobiell erfolgt ein Abbau des Parathion zu dem noch stärker toxischen Amino-Parathion (1).

Für Dimethoat konnte ein mikrobieller Abbau bisher nicht nachgewiesen werden (4).

Wanderung: Die Wanderung wird durch die gute Wasserlöslichkeit bestimmt. Die Phosphor-Pestizide werden im Vergleich zu den HKW erheblich stärker ausgewaschen (4) (11).

3. Harnstoffderivate

| | | | |
|-------------|----------------------------------|-------|-----------|
| 1. MONURON. | Toxizität LD ₅₀ mg/kg | Ratte | 3500. |
| 2. DIURON | - " - | | 3400 |
| 3. LINURON | - " - | | 1500-3500 |

Harnstoffderivate werden als Herbizide eingesetzt.

Adsorption: Folgende Reihe zunehmender Adsorption an organische Substanz wurde aufgestellt (14):

Harnstoff - Monuron - Monolinuron - Diuron - Linuron.

Zwischen Kationen-Austauschkapazität und Tongehalt konnte keine Korrelation zur Adsorption aufgezeigt werden. Für die Anlagerung der Herbizidmoleküle kommt nur ein Teil der Partikeloberflächen des Bodens in Frage (16).

Für die Relation zwischen Adsorption und Wasserlöslichkeit wurden unterschiedliche Ergebnisse gefunden (6).

Abbau: Der Abbau erfolgt sowohl rein chemisch als auch mikrobiell (15). Mikrobiell geschieht eine stufenweise Demethylierung bis zum chlor-substituierten Phenylharnstoff. Es entstehen Anilinderivate und Azoverbindungen. Als Abbauprodukt des Diuron und Linuron im Boden ist 3,4-Dichloranilin (DCA) nachgewiesen worden (35).

Enzymatischer Abbau mit Hilfe von Amidase kann in Betracht gezogen werden (34).

Wanderung: Auf Grund der geringen Löslichkeit und einer starken Adsorption im Boden bleiben die betrachteten Harnstoffderivate vorwiegend in den oberen Bodenschichten (3) (40).

4. Diazine, Triazine

| | | | |
|------------|----------------------------------|-------|--------------|
| 1. PYRAZON | Toxizität LD ₅₀ mg/kg | Ratte | kaum toxisch |
| 2. SIMAZIN | - " - | | 5000 |
| 3. ATRAZIN | - " - | | 3000 |

Einsatz als Herbizide in Spezialkulturen, Pyrazon in Rüben, Simazin und Atrazin im Mais.

Adsorption: Bei der Adsorption an Tonminerale zeigen sich Unterschiede im Adsorptionsvermögen. Montmorillonit und Illit adsorbieren Triazine gut, Kaolinit dagegen weniger (2).

Der Adsorptionsvorgang ändert sich mit dem pH-Wert der wäßrigen Lösung (36).

Für die Adsorption an die organische Substanz kommen ebenfalls die eingangs erwähnten Adsorptionsmechanismen in Frage. Chlortriazine zeigen schnellere Adsorption als Methoxytriazine (16).

Bodenalgen sind in der Lage, Herbizide anzulagern (29).

Die Adsorption in Gegenwart von Salzen könnte Beachtung finden bei kombiniertem Einsatz von Herbiziden und Düngersalzen (22).

Abbau: Pyrazon wird vorwiegend mikrobiell abgebaut. Die Abtrennung des Phenylringes erfolgt über ein Aufbrechen des aromatischen Ringes (9) (10).

Der mikrobielle Abbau der Triazine Simazin und Atrazin führt zu den nicht toxischen Hydroxysimazinen bzw. -atrizinen (2) (22).

Auch chemisch können Simazin und Atrazin abgebaut werden, es entstehen Hydroxyanaloga (31) (41).

Wanderung: Pyrazon wurde nicht nachweisbar aus dem Bodenbereich ausgewaschen (Lysimeter, 1 m) (8).

Triazine haben nur eine geringe bis mäßige Beweglichkeit. Die Verteilung der Triazine in Abhängigkeit vom Niederschlag wird erörtert, bei geringer Wassermenge ergibt sich eine oberflächennahe Verteilung (18).

Laterale Wanderung kann in Sandböden auftreten.

LITERATUR

Umfassende Literaturübersichten zu Pflanzenschutzmitteln :

- (1) H. MAIER-BODE, Pflanzenschutzmittelrückstände, (1965), Verlag Eugen Ulmer.

zu Herbiziden:

- (2) Werner KOCH, Unkrautbekämpfung, 1970, Verlag Eugen Ulmer.
- (3) H. MAIER-BODE, Herbizide und ihre Rückstände, 1971, Verlag Eugen Ulmer.

zu ausgewählten Bioziden:

- (4) Ulrich BAUER, Über das Verhalten von Bioziden bei der Wasseraufbereitung, Diss. Dortmund 1972.

zu Chemie der Pestizide:

- (5) Chemistry of Pestizides, Res. Rev. 36 (1971).

Literatur zu Einzelfragen:

- (6) BAILEY, G. W. a. I. C. WHITE, Factors influencing the adsorption, desorption and movement of pesticides in soil, Res. Rev. 32 (1970), 29-92.

- (7) BELASCO, J. H. a. H. L. PENSE, Investigation of Diuron- and Linuron-treated soils for 3,3',4,4'-Tetrachlorazobenzene, J. Agr. Food Chem. 17 (1969), 1415-1417.
- (8) DRESCHER, N., Nachweis und Bestimmung von Pflanzenschutzmitteln im Wasser, Vom Wasser 34 (1967), 224-234.
- (9) DRESCHER, N. u. S. OTTO, Über den Abbau von "Pyrazon" im Boden, Zeitschr. f. Pflanzenkrankheiten u. Pflanzenschutz 76 (1969), 27-33.
- (10) DRESCHER, N. u. T.F. BURGER, Bull. of Environm. Contamination and Toxic. 5 (1970), 79-84.
- (11) EDWARDS, C.A., Insecticide residues in soil, Res. Rev. 13 (1966), 83-132.
- (12) FOCHT, D. D. a. M. ALEXANDER, Aerobic cometabolism of DDT-Analogues by Hydrogenomonas sp., J. Agr. Food Chem. 19 (1971), 20-22.
- (13) GLASS, B.C., Relation between the degradation of DDT and the Iron-Redox-System in soils, J. Agr. Food Chem. 20 (1972), 324-327.
- (14) HANCE, R.J., The adsorption of urea and some of its derivatives by a variety of soils, Weed Research 5 (1965), 98-107.
- (15) HANCE, R.J., further observations of the decomposition of herbicides in soil, J. Sci. Food Agr. 20 (1969), 144-145.
- (16) HANCE, R.J., Complexformation as an adsorption mechanism for Linuron and Atrazin, Weed Res. 11 (1971), 106-110.
- (17) HAYES, M.H.B., Adsorption of triazine herbicides on soil organic matter, RES. REV. 32 (1970), 131-174.
- (18) HELLING, Ch.S., Movement of triazine herbicides in soils, Res.Rev. 32 (1970), 175-210.
- (19) HELLING, Ch.S., Pesticide mobility in soils, III. Soil Sci.Soc. Amer. Proc. 35 (1971), 743-748.
- (20) HILL, D.W. a. P.L. McCARTY, Anaerobic degradation of selected chlorinated hydrocarbon pesticides, J. Water Pollut. Control Federat. 39 (1967), 1259-1277.
- (21) HUANG, Ju-Chang u. Mitarb., Adsorption of pesticides by clay minerals, J. of the Sanitary Engineering Division, Proc. of the Amer. Soc. of Civil Engineers, Oct. 1970.
- (22) HURLE, K.B. u. V.H. FREED, Effect of electrolytes on the solubility of some 1,3,5,-Triazines and substituted ureas and their adsorption on soil, Weed Res. 12 (1972), 1-10.
- (23) KAUFMANN, D. D. u. D. C. KEARNEY, Microbial degradation of triazine herbicides, Res.Rev. 32 (1970), 235-266.
- (24) LICHTENSTEIN, E.P. u. Mitarb., J.Agr.Food Chem. 18 (1970), 100.

- (25) MACNAMARA, G.M. a. S.J. TOTH, Soil Sci. 109(1970), 234.
- (26) MEYERS, N.L., 1969, zit. U. BAUER (1972).
- (27) MILES, J.R.W. u.a., J. Econ. Entomol. 62 (1969), 1334.
- (28) PATIL, K.C. u.a., Appl. Microbiol. 19 (1970), 879.
- (29) PILLAY, A.R. u. Y.T. TCHAN, Study of soil algae, VII. adsorption of pesticides in soil; Plant a. soil 36 (1972), 571-594.
- (30) SHEETS, T.J., persistence of Triazine herbicides and related problems, Res.Rev. 32 (1970), 287-310.
- (31) SKIPPER, H.D. a. V.V. VOLK, Biological and chemical degradation of atrazin in three Oregon soils, Weed Sci. 20 (1972), 344-347.
- (32) SÜSS, A. u. A. WAGNER, Z.f.Pflanzenkrankh. u. Pflanzenschutz 76 (1969), 528.
- (33) SÜSS, A., Modellversuche über das Verhalten von Monolinuron I, Mitt. Biolog. Bundesanst. Berlin-Dahlem 132 (1969), 66-68.
- (34) WALLNÖFER, P.R. a. J. BADER, Appl. Microbiol. 19 (1970), 714.
- (35) WARE, G.W. a. G.C. ROAN, Res.Rev. 33 (1970), 15.
- (36) WEBER, J.B., Mechanisms of adsorption of triazines by clay colloids and factors affecting plant availability, Res.Rev. 32 (1970)93-130.
- (37) WEDEMEYER, G., Biodegradation of DDT: intermediates in Dichlorodiphenylacetic Acid metabolism by *Aerobacter aerogenes*, Appl. Microbiol. 15 (1967), 1494-1495.
- (38) WEDEMEYER, G., Dechlorination of DDT by *Aerobacter aerogenes*, Appl. Microbiol. 15 (1967), 569-574.
- (39) WEDEMEYER, G., Dechlorination of DDT by *Aerobacter aerogenes*, Science 152 (1966), 647.
- (40) WELDON, L.W. a. F.L. TIMMONS, Penetration and persistence of Diuron in soil, Weeds 9 (1961), 195-203.
- (41) ZIMDAHL, R.L. u.a., The degradation of triazin and uracil herbicides in soil, Weed Research 10 (1970), 18-26.

Wechselwirkungen zwischen Bodenkomplex, Einzelkomponenten des Bodens
und Bodenherbiziden

von

A. Süß *)

Nach einer Bodenapplikation von Herbiziden treten eine Reihe von Inaktivierungsprozessen ein. Dabei wirken immer mehrere Einzelfaktoren zusammen. Als wesentliche Inaktivierungsprozesse seien an dieser Stelle genannt und in verschiedenen Ergebnissen darauf eingegangen:

1. Abbau von Herbiziden durch verschiedene Mikroorganismen
2. Adsorption von Herbiziden an den Bodenkomplex
3. Aufnahme von Herbiziden durch Pflanzen

Weiter sind als Inaktivierungsprozesse in mehr oder weniger starkem Ausmaß zu beachten:

Photochemische Veränderungen, Flüchtigkeit und Auswaschung.

Alle erwähnten Reaktionen sind wieder mehr oder weniger vom Klima und den Bodenverhältnissen abhängig.

Material und Methode

a) Adsorptionsversuche

In 4facher Wiederholung wurden 5 g Boden mit 244 μg Monolinuron, 50 μg Pyramin und 167 μg Simazin trocken vermischt und anschließend 50 ml Wasser zugegeben. Diese Ansätze wurden in Zentrifugenbechern 4 Tage bei Zimmertemperatur geschüttelt und anschließend zentrifugiert. Nach dem Abdekantieren wurde der Bodensatz mit 25 ml Lösungsmittel (Aceton bzw. Alkohol) 5mal extrahiert. Die ^{14}C -markierten Herbizide waren in folgenden Positionen markiert:

*) Bayer. Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, München

| | |
|--------------|---|
| Monolinuron: | ureido- ¹⁴ C- bzw. phenyl-1- ¹⁴ C- spez. Aktivität 0.1 mCi/g |
| Pyramin: | uniform- ¹⁴ C-phenyl- spez. Aktivität 55.6 µCi/g |
| Simazin: | uniform- ¹⁴ C- spez. Aktivität 7.62 mCi/g |

Die bei den einzelnen Extraktionen ermittelten ¹⁴C-Aktivitäten, die bei allen Versuchen im Flüssigkeitsspektrometer gemessen wurden, wurden aufaddiert. Der an den Bodankomplex gebundene Anteil wurde noch über eine NaB-Verbrennung nach van Slyke abgesichert. Die nach 5 Extraktionen im Boden noch verbliebene Herbizidmenge wurde als "stark sorbiert" bezeichnet.

b) Mikrobielle Abbauprobungen

Beim Studium des Abbaues von adsorbiertem Monolinuron wurde der Boden, wie bei den Adsorptionsversuchen beschrieben, behandelt. Von den 3 Versuchsböden wurden 18 g Herbizid-behandelter Boden mit 82 g unbehandeltem Boden vermischt. Auf Grund der unterschiedlichen Adsorptionskapazität wurden pro Ansatz folgende Mengen adsorbierten Monolinurons eingesetzt:

Puch: 68 µg; Baumannshof: 171 µg; Ismaning: 28 µg; Filterasche 140 µg.

Zur Ermittlung der Abbau-Charakteristik eines Bodens wurden in Glaszylindern von 40 x 5 cm 100 g Boden angesetzt und pro Ansatz 15.5 µg Herbizid zugegeben. Die Ansätze wurden bei 60 % der maximalen W.K. gehalten, bei 30° C bebrütet und zweimal wöchentlich das freigesetzte ¹⁴CO₂ über 1.5 n NaOH abgeseugt.

Filterasche diente als Vergleich für ein Adsorptionsmedium mit einer hohen Sorptionskapazität. 90.1 % der applizierten Monolinuronmenge wurden in diesem Fall sorbiert.

Die Versuche wurden in vierfacher Wiederholung durchgeführt. Als Vergleich diente jeweils ein Versuchsansatz, bei dem die Herbizide in Lösung zu Versuchsbeginn zugegeben wurden.

c) Durchführung von Pflanzenversuchen

Die Pflanzenversuche wurden in Neubauerschalen mit den verschiedenen Böden und z. T. bei unterschiedlichen Wassergehalten durchgeführt und sechsfach wiederholt. Im Gegensatz zu den Abbauprüfungen wurde der Boden vor der Extraktion getrocknet.

Senfpflanzen wurden 24 Tage bei 20⁰ C und 4000 Lux gezogen, geerntet, die ¹⁴C-Gesamtaktivität bestimmt und die Extraktionslösung im Dünnschichtchromatogramm analysiert. Neben Monolinuron, das an den Bodenkomplex sorbiert war, wurde auch ton- bzw. redbodensorbiertes Monolinuron eingesetzt.

Ergebnisse

Der Abbau von Simazin beginnt bei allen 3 Böden relativ schnell. Nach 5 Wochen nahm die Abbaurrate zu, wobei sich die Unterschiede zwischen den verschiedenen Böden auch verdeutlichten. Nach einer einjährigen Abbauperiode unter Laborbedingungen wurden 12, 18 bzw. 23 % der eingesetzten Simazinsmenge abgebaut.

Der Abbau von Pyramin ist durch eine relativ lange L a g - Periode bei allen 3 Bodentypen gekennzeichnet. Nach etwa 10 Wochen konnte eine Zunahme der Aufspaltung des Phenylringes beobachtet werden.

Der Abbau des Monolinuronmoleküls verläuft im Vergleich zum Pyraminabbau sehr rasch, wobei verschiedene Mikroorganismen dafür verantwortlich sind.

Abbau von bodensorbiertem Monolinuron

Bei allen drei Versuchsböden zeigte sich, daß Monolinuron, welches an den Bodenkomplex adsorbiert war, mehr oder weniger rasch zu ¹⁴CO₂ abgebaut wurde.

Während bei den Versuchsböden Ismaning und Baumannshof die höchsten Abbauraten in den ersten 6 Wochen zu beobachten waren, zeigte sich ein Maximum beim Boden Puch erst in der 8.-14. Versuchswoche. Nach dieser Zeit waren die Unterschiede in den einzelnen Behandlungsreihen weitgehendst ausgeglichen. Bei Boden Ismaning und Baumannshof verliefen beide Abbaulinien gleich. Wahrscheinlich stand nach dieser Zeit den Mikroorganismen nur noch eine bestimmte Herbizidmenge zur Verfügung. Bei der Reihe mit adsorbiertem Monolinuron war ein Teil desorbiert; bei zugegebenem Monolinuron dürfte ein Teil adsorbiert sein. Dadurch war für Mikroorganismen immer der gleiche Teil verfügbar. Nach einer Versuchszeit von 16 Wochen ergaben sich je nach Boden unterschiedliche Abbauraten.

Tab. 3: Abbau von ^{14}C -Monolinuron zu $^{14}\text{CO}_2$ nach 16 Wochen in % zur Ausgangsaktivität

| Behandlung | Versuchsböden | | |
|---|---------------|-------------|----------|
| | Puch | Baumannshof | Ismaning |
| Monolinuron, adsorbiert an den Bodenkomplex | 16.55 | 26.65 | 28.99 |
| zugegebenes Monolinuron | 14.15 | 23.11 | 22.84 |

Bei Monolinuron, adsorbiert an Filterasche, ließ sich bei keinem der drei Böden ein Abbau feststellen. Die gefundene $^{14}\text{CO}_2$ -Aktivität lag bei allen drei Böden nach 19 Wochen zwischen 0.5 und 0.7 % der Ausgangsaktivität.

Nach Abschluß des Versuches wurden die Böden getrocknet und anschließend einmal mit Wasser und dreimal mit Aceton extrahiert. Der wasserlösliche Anteil war bei allen Böden gering. Mit Aceton war die Extraktionsausbeute etwas höher. Der überwiegende Teil war allerdings noch an das Sorptionsmaterial adsorbiert. Die in Erscheinung tretenden Verluste dürften auf Schwierigkeiten bei der Messung von ^{14}C im Boden oder auf flüchtige Folgeprodukte zurückzuführen sein.

Während nach den Adsorptionsversuchen von dem zugegebenen Monolinuron an Filterasche selbst mit Aceton nur 5.7 % extrahiert werden konnten, waren nach Ende des Abbauesversuches aus dem Ansatz Boden Puch und Filterasche 32.8 %, bei Boden Baumannshof und Filterasche 25.0 % und bei Boden Ismaning und Filterasche sogar 43.0 % extrahierbar. Danach scheint das an Filterasche adsorbierte Monolinuron trotz der relativ starken Adsorption Reaktionen mit dem zugesetzten Boden einzugehen, wodurch das Herbizid "beweglicher" wird. Chromatographische Untersuchungen der Extraktionslösung zeigten noch das intakte Monolinuronmolekül. Diese Versuche geben noch keine Anhaltspunkte für eine Beziehung zwischen Abbaurate und extrahierbarem Anteil.

Verfügbarkeit von adsorbiertem Monolinuron und Simazin für Pflanzen

Neben dem Abbau von adsorbierten Herbiziden ist die Frage entscheidend, in welchem Ausmaß an den Bodenkomplex adsorbiertes Monolinuron den Pflanzen zur Verfügung steht.

In Abhängigkeit vom Wassergehalt zeigte der Pflanzenertrag sowohl nach 14 Tagen als auch nach 24 Tagen Unterschiede.

Nach 24 Tagen ergab die Versuchsserie mit 60 % Wassergehalt den höchsten Ertrag. Nach 14 Tagen waren geringe Mengen des adsorbierten Monolinurons von den Pflanzen aufgenommen.

Als Folge des geringen Pflanzenertrages betrug die aufgenommene Monolinuronmenge bei einem Wassergehalt von 30 % nur 0.7 %. Bei den übrigen Wassergehalten schwankte die Aufnahme zwischen 1.7 und 2.5 %. Nach der ersten Ernte war der größte Teil der ¹⁴C-Aktivität in den Pflanzen mit Aceton extrahierbar.

Im Verlauf von weiteren 10 Versuchstagen stieg die Aufnahme von adsorbiertem Monolinuron. Bei Wassergehalten von 45, 60 und 75 % waren die Unterschiede nur gering. In diesen Versuchsreihen wurden etwa 6 % der adsorbierten Monolinuronmenge aufgenommen, während bei einem Wassergehalt von 30 % die Aufnahme 4.8 % betrug. Es ist interessant, daß etwa 50 % der in den Pflanzen gefundenen ¹⁴C-Aktivität noch mit Aceton extrahierbar war, während der Rest in die Pflanzensubstanz eingebaut zu

sein scheint. Vergleiche der aus dem Boden mit Aceton extrahierbaren Monolinuronmengen nach 14 Tagen und 24 Tagen Versuchsdauer zeigten kaum Unterschiede.

Chromatographische Untersuchungen ergaben, daß im Pflanzenextrakt vornehmlich noch das Ausgangsmolekül vorhanden ist. Ebenso war es möglich, im Bodenextrakt nach der Desorption noch das vollständige Herbizidmolekül nachzuweisen.

Diskussion bisheriger Ergebnisse

Die Adsorptionsintensität hängt sowohl vom Adsorptionsmaterial als auch vom adsorbierten Molekül ab. Für eine letztliche Beurteilung von adsorbierten Herbiziden ist die Frage wichtig, inwieweit diese von Mikroorganismen abgebaut bzw. von Pflanzen aufgenommen werden können. Besonders ist zu vermerken, daß adsorbierte Herbizide analytisch nicht mehr erfaßt werden können. Durch eine radioaktive Markierung lassen sich diese Schwierigkeiten zum Teil umgehen. Die je nach Bodeneigenschaften unterschiedliche Abbaugeschwindigkeit zeigt sich auch beim Abbau von adsorbiertem Monolinuron. Dabei überrascht, daß adsorbiertes Monolinuron im Boden verstärkt abgebaut wird.

Durch die Adsorption könnten wirksame Gruppen am Molekül blockiert werden, was gerade bei der Adsorption an den Bodenkomplex eine Rolle spielt. Nach diesen Reaktionen könnten Mikroorganismen in der Lage sein, das Herbizidmolekül besser zu nützen.

Sowohl dem mikrobiellen Abbau als auch der Aufnahme durch die Pflanze muß eine Desorption vorangehen. Tritt diese nicht ein, was z.B. bei der Adsorption an Filterasche der Fall sein könnte, so findet auch kein Abbau statt. Hierzu müssen aber auch bestimmte Bedingungen gegeben sein.

Für die Verfügbarkeit von adsorbierten Herbiziden für Mikroorganismen und Pflanzen spielt auch das Adsorptionsmaterial eine Rolle. Im Vergleich zu früheren Ergebnissen scheinen adsorbiertes Monolinuron und Pyramin leichter von Mikroorganismen abbaubar zu sein als an den Bodenkomplex adsorbierte Moleküle.

Für die Aufnahme von adsorbiertem Simazin und Monolinuron durch die Pflanze spielen noch Bodeneigenschaften eine Rolle. Es scheint, daß sich je nach Bedingungen ein Gleichgewicht zwischen adsorbierten und

desorbierten Molekülen einstellt, als deren Folge sich die durch die Pflanze aufgenommene Herbizidmenge ergibt. Dieses Gleichgewicht wird vom Boden, dem Herbizid und der Pflanze bestimmt. Es ist in diesem Zusammenhang zu erwähnen, daß z. B. von tonsorbiertem Paraquat durch die Pflanze ebenfalls etwa 5 - 10 % aufgenommen werden können.

Die Einstellung dieses Gleichgewichtes erklärt vielleicht auch die Unterschiede zwischen abgebauten bzw. von der Pflanze aufgenommenen Herbizidmengen und dem Anteil der durch Wasser bzw. organische Lösungsmittel extrahierten Mengen. Letztere liegen immer höher, da das Verhältnis zwischen Lösungsmittel und Adsorptionsmaterial immer anders ist, als es z. B. im Boden bei 60 % Wassergehalt der Fall ist. Das Verhältnis von Sorptionsmedium : Sorptionskomponente : Bodenlösung scheint aber eine wichtige Rolle zu spielen. Diese Reaktionen müssen wir aber noch weiter studieren, um das Verhalten von Pestiziden in Boden und Pflanze besser verstehen zu können. Vor allem sollte versucht werden, eine Beziehung zwischen der Menge an adsorbierten organischen Substanzen, der Aufnahme durch die Pflanze, dem Abbau durch Mikroorganismen und der Extrahierbarkeit mit verschiedenen Lösungsmitteln herauszufinden.

Zusammenfassung

Sowohl bei mikrobiellem Abbau von Herbiziden im Boden als auch der Inaktivierung durch Adsorption und Aufnahme durch die Pflanze spielen zahlreiche Wechselwirkungen zwischen dem Bodenkomplex, der Inaktivierung und der Aufnahme durch die Pflanze eine Rolle. Interessant ist die Beobachtung, daß adsorbiertes Monolinuron z. B. im Boden schneller abgebaut wurde als frei zugegebenes, oder daß an Filterasche gebundenes Monolinuron weder von Mikroorganismen noch Pflanzen genutzt werden kann.

Grundwassereutrophierung durch landwirtschaftliche Nutzung
am Beispiel eines niederrheinischen Wassergewinnungsgeländes

von
H. Kußmaul *)

In einigen Förderbrunnen eines Wasserwerkes am Niederrhein traten seit der Inbetriebnahme von Zeit zu Zeit Massenentwicklungen von Mikroorganismen auf. Die mikroskopische Untersuchung zeigte, daß es sich um Chlamydobacteriaceen der Art *Cladotrix dichotoma* handelt. Diesen Fadenbakterien ist zwar keine pathogene Wirkung zuzuschreiben, ihr massenhaftes Auftreten deutet jedoch darauf hin, daß eine Nährstoffanreicherung im Grundwasser stattgefunden hat, und es führt mit der Zeit zu Störungen im Leitungsnetz der Trinkwasserversorgung.

Da die biologische Massenentwicklung immer nur in denselben Brunnen der Fördergalerie beobachtet wurde, war zu vermuten, daß es sich um eine lokale Beeinträchtigung des Grundwassers handelte, deren Herkunft ermittelt werden sollte.

Die Entstehung und Auswirkung der Eutrophierung von Oberflächenwässern - massenhafte Entwicklung von Mikroorganismen aufgrund erhöhter Phosphatgehalte - sind bekannt (1). Hier war zu untersuchen, welche Faktoren im Grundwasser für eine biologische Massenentwicklung ausschlaggebend sind.

Örtliche Verhältnisse

Die Fördergalerie erstreckt sich in einem W/SE-Bogen 600 m vom Ufer einer Rheinschleife entfernt und besteht aus 12 Vertikalbrunnen

*) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes - Außenstelle Düsseldorf -, Düsseldorf, Auf'm Hennekamp 70

(Abb. 1). Ohne Pumpbetrieb strömt Rheinwasser von Süden nach Norden durch den Untergrund der Rheinschleife. Sind die Förderbrunnen in Betrieb, so entsteht ein Absenktrichter im Grundwasser, der im westlichen Teil der Galerie bis zum Rhein reicht, während im südöstlichen Teil weitgehend landseitiges Grundwasser gezogen wird.

Aus hydrologischen und hydrochemischen Untersuchungen ist zu entnehmen, daß bei den Förderbedingungen im Untersuchungszeitraum die Brunnen I - III zu zwei Dritteln Rhein-Uferfiltrat förderten, das in etwa 3 Monaten die Strecke vom Fluß bis zum Förderbrunnen passierte. Die Oberfläche der Filterstrecke ist hier weitgehend mit Wald bestanden. Der südöstliche Teil der Fördergalerie, zu dem die mit *Cladotrix dichotoma* befallenen Brunnen X und XI gehören, erhielt bei denselben Förderbedingungen nur zu einem Viertel direktes Uferfiltrat, der Rest war landseitiges Grundwasser, welches seinem Ursprung nach hauptsächlich aus infiltriertem Rheinwasser bestand, das aber im Untergrund eine Verweilzeit von mehr als einem Jahr hatte. Das landseitige Gebiet der Fördergalerie wird intensiv ackerbaulich bewirtschaftet. An der Grenze der Schutzzone II liegt ein Ort, der über Hausbrunnen Grundwasser entnimmt und dieses dann als häusliches Abwasser über Senkgruben und Sickerschächte wieder dem Grundwasser zuführt.

Als Quellen für die Nährstoffanreicherung im Grundwasser dieses Gebietes können also in Frage kommen: a) die häuslichen Abwässer, b) die landwirtschaftliche Düngung sowie c) eine größere Zahl von Gärfuttermieten und Stallmistlagerungen, die an der äußeren Grenze der Schutzzone II zu beobachten waren.

Nährstoffe für Mikroorganismen

Die Auswertung der chemischen Analysen der ein Jahr lang monatlich in diesem Gebiet entnommenen je ca. 30 Wasserproben ergab keinerlei Zusammenhang zwischen Kalium- bzw. Phosphatgehalten im Wasser und Massentwicklung von Fadenbakterien.

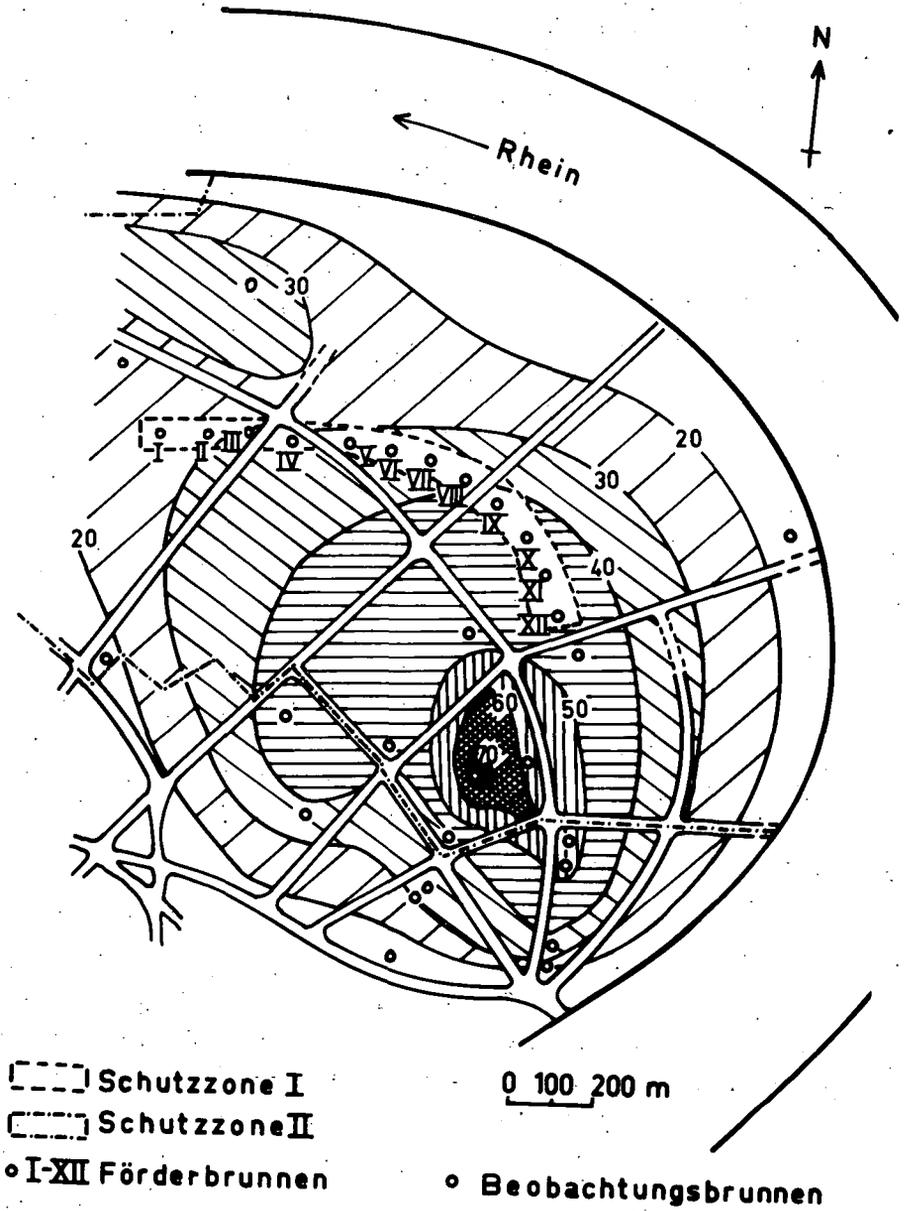


Abb. 1: Lage der Fördergalerie; Flächen gleicher Nitratgehalte (mg/l).

Es zeigte sich jedoch, daß im Einzugebiet der befallenen Brunnen, im landwirtschaftlich genutzten Gebiet südlich der Fördergalerie, sehr hohe Stickstoffgehalte anzutreffen waren (Abb. 1). Dort wurden in den oberen 5 m des Grundwassers bis über 70 mg NO_3 /l gemessen, während im Uferfiltratbereich die Nitratgehalte vom Fluß bis zur Fördergalerie nur relativ langsam anstiegen. War diese Nitratanreicherung durch die landwirtschaftliche Düngung oder häusliche Sickerwässer bedingt, so sollte für das leicht bewegliche Nitrat eine Schichtigkeit seiner Konzentrationen im Grundwasserkörper zu beobachten sein. Tatsächlich ergaben die Untersuchungen eines Brunnens im Gebiet der höchsten Nitratkonzentration einen Gehalt von 70-80 mg NO_3 /l knapp unter der Grundwasseroberfläche, während in größeren Tiefen durchschnittlich 23 mg NO_3 /l beobachtet werden konnten (Abb.2). Die Ortho-Phosphat- und Kalium-Gehalte waren im Gegensatz dazu fast immer in den unteren Wasserschichten höher. Daß mit dem Sickerwasser nur wenig von diesen Stoffen eingetragen wird, ist verständlich, denn das Dünger-Phosphat wird im Boden entsprechend den pH-Werten rasch als Eisen-, Aluminium- oder Calcium-Phosphat ausgefällt und das Dünger-Kalium durch Ionenaustausch festgehalten.

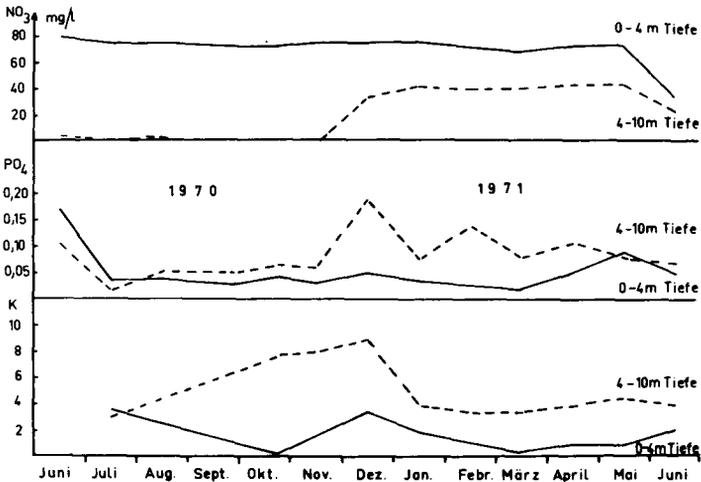


Abb. 2: Nitrat-, Ortho-Phosphat- und Kaliumgehalte in zwei unterschiedlich tiefen Röhren eines Brunnens nahe Förderbrunnen XII.

Stickstoff - Bilanz

Da das untersuchte Gebiet ohne oberirdischen Abfluß ist, besteht die Möglichkeit mit hinreichender Genauigkeit eine Stickstoffbilanz aufzustellen. Die Niederschläge abzüglich der Evapotranspiration tragen voll zur Grundwasserbildung bei. Da die übrigen Stickstoffverbindungen im Vergleich zum Nitrat nur in geringen Mengen vorkommen, wird die N-Bilanz nur auf Nitrat bezogen.

Unter Berücksichtigung der durchschnittlich angewendeten Düngermenge, der Niederschlagsversickerung und der Stickstoffauswaschung (2, 3), errechnet sich für das Sickerwasser eine Konzentration von 75 mg $\text{NO}_3/1$. Bei einem Anteil des Sickerwassers von ca. 8 % an der gesamten Fördermenge dieses Gebietes können die NO_3 -Gehalte im Südteil der Brunnenreihe durch die Mineraldüngung um 6 mg/1 erhöht werden.

Die häuslichen Abwässer gehen rechnerisch mit etwa 3 % in das Grundwasser ein. Mit einem mittleren Nitratgehalt von 120 mg/1 können sie das Grundwasser um weitere 4 mg $\text{NO}_3/1$ belasten. Die Addition der Nitraterhöhungen durch die landwirtschaftlichen und häuslichen Sickerwässer (= 10 mg $\text{NO}_3/1$) erklärt gut die gemessene Nitratanreicherung von 11 mg/1 in den Förderbrunnen V-XII im Vergleich zu den Förderbrunnen I-III.

Die Sickersäfte der zahlreichen Silage-Mieten machen zwar mengenmäßig nur einen verschwindenden Bruchteil aus, durch ihren hohen Nährstoffgehalt (1200 mg N/1; 60 mg P/1; 2100 mg K/1) können sie lokal jedoch einen recht großen Einfluß haben. Sie waren für die stark erhöhten Nitratgehalte im Gebiet südlich der Brunnengalerie verantwortlich und wirkten sich noch in den Förderbrunnen IX-XII sehr deutlich aus.

Fäkalindikatoren

Um den Einfluß fäkaler Stoffe in den Sickerwässern des Gebietes zu ermitteln, wurde auf *Escherichia coli* als bakteriologischen und auf Koprosterin, einem säugetierspezifischen fäkalen Steroid, als chemischen Fäkalindikator (4) untersucht.

Generell konnten fäkale Einflüsse nur südlich der Fördergalerie nachgewiesen werden, nicht jedoch im Uferfiltratbereich. Die Verteilung der positiven E.coli-Befunde deutete auf einen Einfluß von häuslichen Abwässern in Ortsnähe hin, die der Koprosteringehalte auf eine Belastung des Grundwassers durch animalische Düngung im Bereich der stark erhöhten Nitratgehalte.

Ursachen der Massenentwicklung von Fadenbakterien in Förderbrunnen

Die Mikroorganismen des Oberflächenwassers halten ihre Stoffwechselfvorgänge mit Hilfe der Sonnenenergie aufrecht. Dieses ist im Grundwasser nicht direkt möglich; hier sind sie auf Verbindungen mit großem Energieinhalt, besonders organisch-gebundenen Kohlenstoff angewiesen.

Die Untersuchungen ergaben, daß recht hohe Gehalte an organisch-gebundenem Kohlenstoff wiederum im Gebiet südlich der Fördergalerie vorkamen (Abb. 3). Lokale Erhöhungen des C_{org} -Gehaltes deuten auf den Einfluß von organisch belasteten frischen Sicker- oder Abwässern hin. Beim Abbau der darin enthaltenen organischen Verbindungen entsteht im Grundwasser sehr rasch ein Sauerstoffdefizit, das zu anaeroben, reduzierenden Bedingungen im Grundwasser führt. Am Übergang dieser Reduktionszone in die Oxidationszone nach genügendem Sauerstoffeintrag sind ideale Lebensbedingungen für die aeroben Fadenbakterien anzutreffen, die solange existieren, bis alle niedermolekularen organischen Stoffe zu CO_2 und Wasser abgebaut sind (5).

Dieser Vorgang ist normalerweise nicht zu bemerken; befinden sich in der Übergangszone jedoch Förderbrunnen, so kann man darin und im anschließenden Rohrnetz die Massenentwicklung mit all ihren nachteiligen Auswirkungen auf die Trinkwasserversorgung beobachten.

Da für eine Massenentwicklung von Fadenbakterien etwa 0,01 mg P, 0,2 mg N und 1 mg leicht abbaubaren organischen Kohlenstoffs pro Liter nötig sind, kann man schließen, daß es in diesem Gebiet die Abläufe aus den Gärfuttermieten mit ihren hohen Gehalten an leicht abbaubaren organischen Verbindungen waren, die wegen ihrer zu geringen Entfernung von der Fördergalerie zu den beobachteten

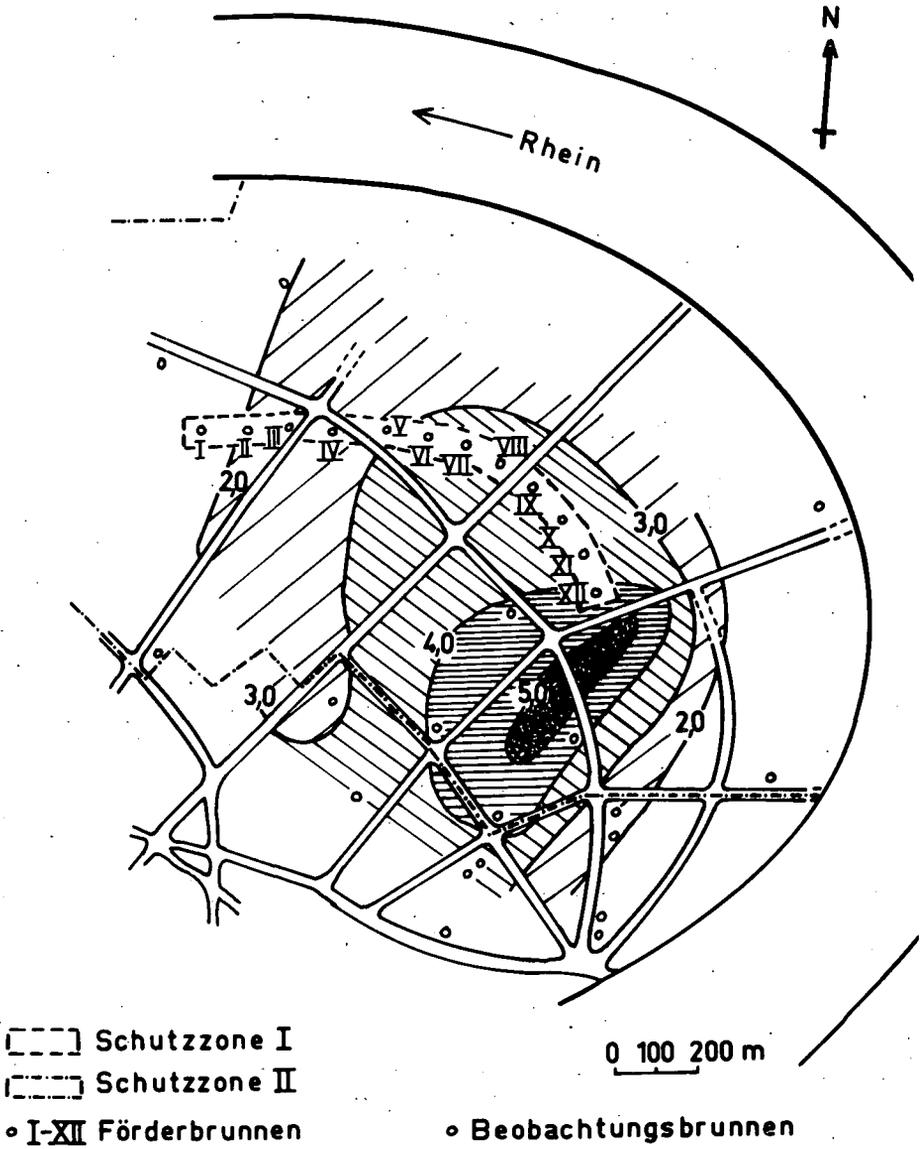


Abb.:3: Flächen gleicher Gehalte an organisch-gebundenem Kohlenstoff (mg/l) in 0-5 m unter Grundwasserspiegel.

Störungen geführt haben, da Stickstoffverbindungen in den benötigten Mengen immer im Grundwasser vorhanden sind und Phosphat von den Mikroorganismen nötigenfalls aus der Mineralsubstanz freigesetzt werden kann.

Maßnahmen zur Verminderung der Nährstoffbelastung des Grundwassers

Bei der Nährstoffbelastung des Grundwassers sind im wesentlichen nur Nitrat und organische Verbindungen von besonderer Bedeutung. Aus diesem Grunde sollten bei der Minereraldüngung zumindest in Trinkwassereinzugsgebieten möglichst keine Nitrat-Dünger eingesetzt werden und die Ausbringung sollte in der Zeit der geringsten Auswaschung erfolgen (6). In der Nähe der Wassergewinnungsanlage wären besser Depot-Dünger zu verwenden, die nicht ausgewaschen werden und aus denen der Stickstoff nur langsam in Abhängigkeit von der Mineralisationsrate im Boden freigesetzt wird (7). Die günstigste Nutzungsart in diesem Gebiet wäre Grünland wegen seiner geringen N-Auswaschung.

Die Anlage von Gärfuttermieten hat in der Nähe von Trinkwassergewinnungsanlagen zur Vermeidung von biologischen Störungen zu unterbleiben.

LITERATUR

1. VOLLENWEIDER, A.: Die wissenschaftlichen Grundlagen der Seen- und Fließgewässereutrophierung unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors und des Stickstoffes als Eutrophierungsfaktoren, Techn. Ber. OECD, Paris DAS/CSJ/68.
2. PFAFF, C.: Das Verhalten des Stickstoffs im Boden nach langjährigen Lysimeterversuchen.
1. Mitt. Z. Acker- u. Pflanzenbau 117, 77-99 (1963).
3. VÖMEL, A.: Der Versuch einer Nährstoffbilanz am Beispiel verschiedener Lysimeterböden.
1. Mitt.: Wasserversickerung u. Nährstoffhaushalt. Z. Acker- u. Pflanzenbau 123, 155-188 (1966).
4. KUSSMAUL, H. und MUHLE, A.: Bestimmung von Koprosterin und Koprostanon im Grund- und Oberflächenwasser. Fortschritte in der Wasser- und Abwasseranalytik. Haus der Technik - Vortragsveröffentlichungen 283, Essen 1972.
5. SCHWEISFURTH, R. und RÜBELT, Ch.: Anreicherung schleimbildender Bakterien in Trinkwasserversorgungsanlagen als Folge einer Grundwasserverschmutzung. Vortrag Dtech. Geol. Ges. Würzburg 1971.
6. AMBERGER, A.: Möglichkeiten und Probleme der modernen Düngungsweise der Landwirtschaft und ihre Auswirkungen auf Wasser und Abwasserwirtschaft. Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie 16, 24-37 (1969).
7. JUNG, J.: Über langsam wirkende Stickstoffverbindungen, insbesondere Crotonylidendiarnstoff. Z. Pflanzenern., Düngg., Bodenk. 94, 39-47 (1961).

Eliminierung von Schwermetallverunreinigungen in Oberflächenge-
wässern durch die Filterwirkung von Flußufern

von

B. M. Hausen *)

Einleitung

Zur Trinkwassergewinnung muß heute aufgrund des ständig wachsenden Wasserbedarfs am Rhein und an der Ruhr auf Oberflächenwasser zurückgegriffen werden. Dieses Wasser wird als Uferfiltrat gewonnen und entweder in einem Wasserwerk aufgearbeitet oder wieder versickert, so daß es als angereichertes Grundwasser nach abermaliger Förderung in das Trinkwassernetz eingespeist werden kann.

Die organischen und anorganischen Inhaltsstoffe der zur Wassergewinnung herangezogenen, meist stark verschmutzten Seen und Flüsse werden bei der horizontalen und vertikalen Bodenpassage mehr oder weniger eliminiert.

Um festzustellen, welche gesundheitsschädigenden Schwermetalle noch in das Trinkwasser gelangen können, werden Uferfiltratstrecken im Einzugsbereich von Wasserwerken sowie ufernahen Hausbrunnen am Rhein untersucht.

Gesundheitsschädigungen durch Schwermetalle im Trinkwasser

Zahlreiche Spurenmetalle sind noch in sehr niedrigen Konzentrationen für den Menschen lebensnotwendig. Sie werden dem Körper durch die Nahrung ständig zugeführt. Ein Teil davon gelangt auch mit dem Trinkwasser in den Organismus. Das Fehlen bestimmter

*) Inst.f.Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes - Außenstelle Düsseldorf. - , Düsseldorf, Auf'm Hennekamp 70

Spurenelemente kann zu schweren Mangelerkrankungen führen. Andererseits können größere Mengen das Wachstum und den Stoffwechsel nachteilig beeinflussen.

Höhere Konzentrationen toxischer Spurenmetalle sind besonders dann gefährlich, wenn sie sich im Organismus anreichern. Bei Blei, Cadmium und Quecksilber genügen nur geringfügig erhöhte Mengen, um nach Anreicherung im Körper zu Vergiftungserscheinungen zu führen.

Aus diesem Grunde gibt es in Europa, in den USA und in der UdSSR Grenz- und Richtwerte für Spurenelemente im Trinkwasser. Bei denjenigen toxischen Wasserinhaltsstoffen, die im Körper angereichert werden, sind diese Grenzwerte so niedrig angesetzt, daß nach den augenblicklichen Erkenntnissen auch bei lebenslangem Genuß eines derartig belasteten Trinkwassers keine physiologischen Schädigungen auftreten können.

Aus der großen Anzahl der Spurenmetalle, die im Wasser eine toxische Wirkung haben können, seien hier fünf herausgegriffen.

Arsen

Arsen ist ein allgemeines Zellgift. Es reichert sich im Körper an und kann kanzerogen wirken (5). Ab 0,2 mg/l im Trinkwasser werden chronische Erkrankungen beobachtet (7). Bekannt ist z. B. die von 1956 - 1960 auf Formosa aufgetretene "blackfoot-disease" (Schwarzfuß-Seuche), die auf zu hohen Arsengehalte im Grundwasser zurückgeführt werden konnte (14, 15).

Da Arsen in der Umwelt weit verbreitet ist, wurde der Grenzwert im Trinkwasser einheitlich in allen Ländern auf 50 µg/l festgesetzt (6).

Cadmium

Cadmium und seine Salze rufen schwere akute und chronische Vergiftungen hervor. Cadmium wird in der Leber, Niere und im Gewebe angereichert (3).

Die bekannteste, durch den Genuß von cadmiumhaltigem Trinkwasser (als $CdSO_4$ in mg/l-Bereich) hervorgerufene Vergiftung ist die in Japan aufgetretene "Itai-Itai"-Krankheit. Sie führte zu einer Skelettschrumpfung, da durch das Cadmium das Calcium der Knochen ausgeschwemmt wurde. Die Inkubationszeit betrug 5 - 30 Jahre (17).

Der Grenzwert für Cadmium im Trinkwasser ist ebenfalls in allen Ländern einheitlich auf $10 \mu\text{g/l}$ festgesetzt (6).

Chrom

Von den verschiedenwertigen Chromverbindungen sind die Chrom(VI)-Verbindungen am giftigsten. Aus diesem Grund ist der Grenzwert auch nur für Chrom(VI) festgelegt worden.

Chrom(VI) wird im Magen-Darm-Kanal zu Chrom(III) reduziert und reichert sich hauptsächlich in der Leber an (2). Über die Wirkung niedriger Chromatkonzentrationen herrscht noch keine endgültige Klarheit. Es besteht aber der Verdacht auf eine kanzerogene Wirkung der Chromate (9).

Den Grenzwert für Chrom(VI) im Trinkwasser legte man in Europa und den USA auf $50 \mu\text{g/l}$, in der UdSSR auf $100 \mu\text{g/l}$ fest (6).

Quecksilber

Quecksilber ist gefährlich, weil es nicht nur in Meeresorganismen (Plankton) und Meerestieren auf das 100 bis 500-fache angereichert wird, sondern über die Nahrungskette auch in den menschlichen Organismus gelangt. Hier wird es in den Nieren, den Knochen und im Gewebe gespeichert (Wirkung auf das Zentralnervensystem), und nur langsam wieder abgegeben.

Besonders toxisch ist das organisch gebundene Quecksilber. Am wirksamsten ist das Methylquecksilber (13). Außerdem ist in diesem Zusammenhang die Tatsache zu beachten, daß Mikroorganismen in der Lage sind, anorganische Quecksilberverbindungen in Methylquecksilber umzuwandeln (11).

Die am weitesten bekannt gewordene, in vielen Fällen tödlich verlaufene Quecksilbervergiftung durch den Genuß von Fischen ist die Minamata-Krankheit in Japan. Als Hauptverbindung wurde das Methylquecksilberchlorid identifiziert (10).

Bemerkenswert ist, daß ein Grenzwert für Quecksilber im Trinkwasser bisher nur in der UdSSR existiert ($5 \mu\text{g/l}$), nicht dagegen in Europa. In den USA ist der Wert von $5 \mu\text{g/l}$ zur Aufnahme in die Standards bisher nur vorgeschlagen (6).

Nickel

Über die physiologische Wirkung des Nickels ist wenig bekannt. Größere Mengen können das zentrale Nervensystem nachteilig beeinflussen und bei prädisponierten Personen eine Dermatitis bewirken (9).

Ein Grenzwert für Nickel im Trinkwasser existiert bisher nur in der UdSSR ($100 \mu\text{g}/\text{l}$) (6).

Blei

Blei im Trinkwasser führt bereits in geringen Konzentrationen zu chronischen Erkrankungen. Blei wird in verschiedenen Organen gespeichert, so z. B. in den Knochen (4). Chronische Vergiftungserscheinungen wurden in England beobachtet, wo vielfach weiches Moorwasser durch Bleileitungen in Wohnhäuser geleitet wird. Die Erkrankungssymptome treten zuerst bei denjenigen Personen auf, die als erste am Morgen das Wasser trinken, das über Nacht in den Leitungen gestanden hat und hohe Bleikonzentrationen aufweist (1). Der Grenzwert der WHO (Weltgesundheitsorganisation) und der USA liegt bei $50 \mu\text{g}/\text{l}$. In den European Standards und in der UdSSR wurde er auf $100 \mu\text{g}/\text{l}$ festgesetzt (6).

Bestimmung von Spurenelementen mittels der Atomeabsorptions-Spektrophotometrie

Für die Spurenanalyse im Trinkwasser und Uferfiltrat im μg -Bereich bewährt sich der Einsatz der flammenlosen Atomabsorption mit der Graphitrohrküvette. Diese Methode hat gegenüber anderen den Vorteil, daß die Wasserproben ohne Vorbereitung oder Anreicherung direkt analysiert werden können (8).

Untersuchungsergebnisse

Bei der Eliminierung der Schwermetalle aus Oberflächenwässern durch Uferfiltration spielen die Vorgänge der Adsorption und des Ionenaustauschs eine wesentliche Rolle.

Aufgrund der bei diesen Vorgängen gegebenen Abhängigkeiten sollte man erwarten, daß die Schwermetalle schnell und quantitativ ausgetauscht oder eliminiert werden. Daß diese Erwartungen nicht ganz erfüllt werden, zeigen die folgenden Untersuchungsergebnisse.

Aus fünf Hausbrunnen bei Köln, die in wachsender Entfernung vom Ufer des Rheins gelegen sind ($T_2 = 75$ m; $T_6 = 100$ m; $T_{26} = 240$ m; $T_{38} = 320$ m; $T_{55} = 480$ m), werden regelmäßig Proben entnommen und analysiert.

Von den acht untersuchten Spurenmetallen sind hier fünf herausgegriffen, deren physiologische Wirkung bereits vorher beschrieben wurde (Abb. 1).

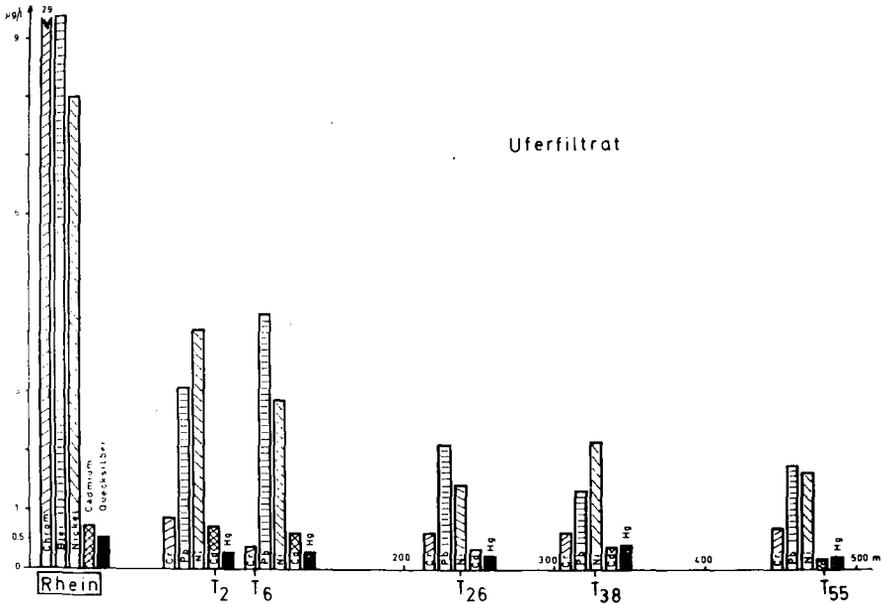


Abb. 1: Spurenmetalle im Uferfiltrat.
Mittelwerte der untersuchten Hausbrunnenproben
von Januar bis September 1972

Abbildung 1:

Cadmium und Quecksilber passieren die Uferfiltratstrecke bis zu einer Entfernung von 100 m ohne in nennenswertem Maße zurückgehalten zu werden. Erst ab 300 m verringern sich die Cadmiumkonzentrationen um etwa 50 %, während beim Quecksilber in einigen Monatsproben noch nach 500 m Konzentrationen gemessen werden, die denen des Rheinwassers entsprechen.

Beim Blei ist in den Hausbrunnen nach 100 m noch etwa die Hälfte, nach 500 m noch etwa ein Drittel der im Rhein bestimmten Konzentrationen nachzuweisen.

Das Gleiche gilt für Nickel.

Ein gutes Beispiel für das Rückhaltevermögen des Bodens bietet das Chrom. Die mittlere Chromkonzentration des Flußwassers liegt bei etwa 30 $\mu\text{g}/\text{l}$. Sowohl im ufernahen als auch im entferntesten Hausbrunnen übersteigen die Chrommengen nur gelegentlich den Wert von 1 $\mu\text{g}/\text{l}$. Der natürliche Chromgehalt des Wassers im Einzugsgebiet der Förderbrunnen liegt zwischen 0,4 und 0,8 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Ähnliche Verhältnisse findet man bei zwei Wasserwerken in Düsseldorf, deren Förderbrunnen innerhalb einer Entfernung von 100 m vom Flußufer liegen und deren Uferfiltrat aufgearbeitet wird.

Aus den monatlichen Probenbestimmungen sind wieder fünf Spuremetalle herausgegriffen, deren Mittelwerte für den Zeitraum von Januar bis September gebildet wurde (Abb. 2).

Abbildung 2:

Auch hier zeigt sich, daß trotz der hohen Chromkonzentrationen im Rheinwasser bei Düsseldorf der Chromgehalt im Uferfiltrat des ufernahen Wasserwerks durchschnittlich 1,2 $\mu\text{g}/\text{l}$ und beim etwas entfernteren Wasserwerk nur 0,8 $\mu\text{g}/\text{l}$ beträgt.

Vom im Rhein bestimmten Nickelgehalt kann ungefähr die Hälfte den Boden passieren.

Die mittlere Bleikonzentration im Rheinwasser liegt bei 8,5 $\mu\text{g}/\text{l}$.^{*}
Im Uferfiltrat findet man im Durchschnitt noch 2,5 $\mu\text{g}/\text{l}$.

* Weitere Untersuchungen haben gezeigt, daß mit dieser Methode zu niedrige Werte für Blei (im Rhein) gefunden werden

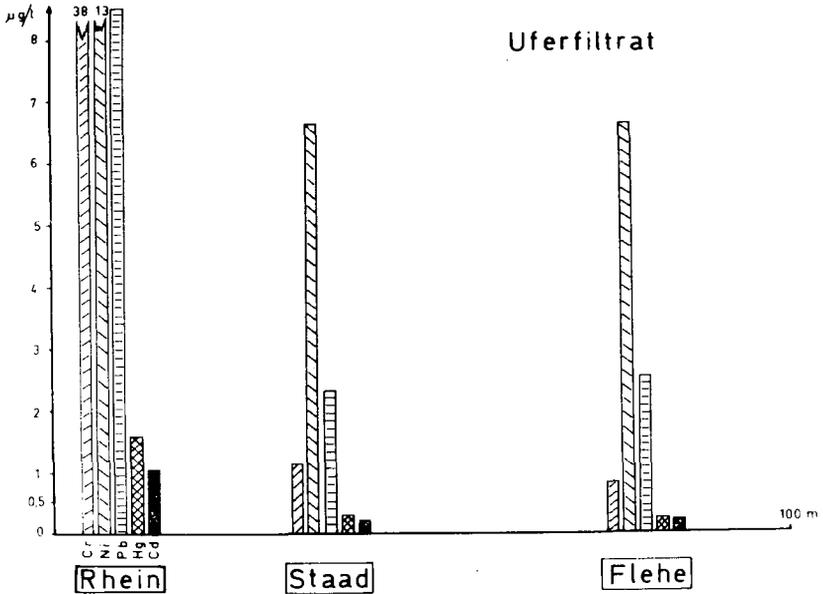


Abb. 2: Spurenmetalle im Uferfiltrat zweier Wasserwerke.
Mittelwerte der Monatsproben von Januar bis September 1972

Der mittlere Quecksilbergehalt im Rheinwasser beläuft sich auf $1,5 \mu\text{g/l}$. Im Wasserwerk Staad findet man zwar durchschnittlich noch $0,3 \mu\text{g/l}$ und in Flehe sogar nur $0,2 \mu\text{g/l}$, aber die Spitzenwerte erreichen $0,68$ bzw. $0,64 \mu\text{g/l}$.

Für Cadmium scheinen in Düsseldorf etwas günstigere Verhältnisse vorzuliegen als bei den Hausbrunnen in Köln, da der in den beiden Wasserwerken bestimmte mittlere Cadmiumgehalt von $0,2$ bzw. $0,18 \mu\text{g/l}$ trotz der kurzen Entfernung vom Ufer nur etwa ein Fünftel der im Rhein bestimmten Cadmiumkonzentrationen ausmacht.

Schlußbemerkung

Aus den Analyseergebnissen kann man schließen, daß Quecksilber und Cadmium nur wenig oder ungenügend vom Boden zurückgehalten werden. Es besteht der Verdacht, daß der Transport als Chelat oder in organischer gebundener Form vor sich geht, und daß die Chelatbildung schon im Flußwasser oder in der Reduktionszone des Uferbereichs stattfindet. Von einigen Chelaten ist bekannt, daß sie trotz entsprechender Bodenbedingungen bei der Passage nicht zerstört werden (12). Dies gilt besonders für Komplexbildner, die mit Wasch- und Badflüssigkeiten in das Flußwasser gelangen. Hierbei handelt es sich u. a. um Äthylendiamin, Äthylendiamintetraessigsäure und Triäthanolamin, die mit einigen Schwermetallen praktisch unveränderbare Komplexe bilden (16).

LITERATUR

1. BACON, A.P.C., K. FROOME, A.E. GENT, T. K. COOKE u. P. SOWERRY: Lead poisoning from drinking soft water
Lancet (1967) I, 264-66
2. BYERRUM, R.U., R.A. ANWAR u. C.A. HOPPERT: Toxicity of small quantities of Cadmium and Chromium in drinking water administered to dogs in a 4 year period
J.Am.Water Works Assoc. 52(5), 651-52 (1960)
3. BYERRUM, R.U.: Some studies on the chronic toxicity of Cadmium and hexavalent Chromium in drinking water
Proc.5th Ind.Waste Conf. Purdue Univ.Lafayette Eng.Bull. 45(2), 1-8 (1961)
4. CRAWFORD, M.D. u. T. CRAWFORD: Lead content of bones in a soft and a hard water area
Lancet (1969) I, 699-700
5. DENK, R., H. HOLZMANN, H.-J. LANGE u. D. GREVE: Über Arsenspättschäden bei obduzierten Moselwinzern
Med. Welt 20, 557-67 (1969)
6. HABERER, K. u. S. NORMANN: Metallsuren im Wasser - ihre Herkunft, Wirkung und Verbreitung
Vom Wasser 38, 157-82 (1971)

7. HAMORI, A.: Zur Diagnostik und Therapie der chronischen Arsenvergiftung
Dtsche med. Wschr. 67, 728-31 (1941)
8. HAUSEN, B.M. u. H. KUGMAUL: Einfache und schnelle Bestimmung von Spurenmetallen mit der flammenlosen Atomabsorptions-Spektrophotometrie
Vom Wasser 40, (1973)
9. HUEPER, W.C. u. W.W. PAYNE: Experimental studies in metal cancerogenesis
Arch. Environm. Hlth 5, 445-62 (1962)
10. IRUKAYAMA, K.: The pollution of Minamata Bay and Minamata disease
Adv. Water Poll. Res. 3, 153-65 (1966)
11. JENSEN, S. u. A. JERNELÖV: Biosynthesis of mono- and dimethylmercury
Nature 223, 1453-54 (1969)
12. LAGERWERFF, J.V.: Heavy-metal contamination of soils in agriculture and the quality of our environment
Am.Assoc.Adv.Sci. Publ. 85, 343-64 (1967)
13. LÖFROTH, G.: Methylmercury
Swed.Nat.Sci.Res.Counc.Ecol.Res.Bull. 4, 1-56 (1970)
14. TSENG, W.-P., W.-Y. CHEN u. J.-L. SUNG: A chemical study of blackfoot disease in Taiwan, an endemic peripheral vascular disease
Mem.Coll.Med.Nat. Taiwan Univ. 7(1), 1-18 (1961)
15. TSENG, W.-P.: Prognosis of blackfoot disease.
A 10-year follow-up study
J.Formosan Med.Assoc. 69(1), 1-21 (1970)
16. WAGNER, R.: Das Verhalten nicht-cyanidischer Metallkomplexe bei der herkömmlichen Entgiftung von Galvanik-abwässern
Vom Wasser 39, 263-86 (1972)
17. YAMAGATA, N. u. I. SHIGEMATSU: Cadmium pollution in perspective
Bull. Inst. Publ.Hlth. 19(1), 1-27 (1970)

Sorptionsreaktionen zwischen suspendierten und gelösten Stoffen

in Gewässern

von

E. Schlichting und H. Wiechmann *)

Durch den natürlichen Wasserkreislauf werden gelöste und suspendierte Stoffe aus den Böden verfrachtet. Dabei unterliegt die Stofffracht den Gleichgewichtsbedingungen in den Systemen (Boden)/Bodenlösung, Sickerwasser, See- und Flußwasser sowie (Sediment)/Interstitiallösung und schließlich Meerwasser, wobei es zu Mobilisierungs- und Immobilisierungsreaktionen kommen kann.

Die Abb. 1 zeigt einen Überblick über die in verschiedenen Systemen, etwa vom Typus einer Moränenlandschaft, häufiger auftretenden Ionenkonzentrationen (PIERRE u. PARKER 1927, TAMM 1931, KLETT 1964, OHLE 1962, 1964, 1965, KALLE 1958).

Bei Ca (evtl. auch bei Mg) nimmt die Konzentration von Bodenlösung über Sickerwasser zu See- und Flußwasser ab. Das kann folgende Ursachen haben: a) Erweiterung des Verhältnisses Lösungsmittel : Bodenkörper, b) Verdünnung, c) Änderung der Karbonatlöslichkeit in Abhängigkeit vom CO_2 -Partialdruck, d) stärkere Sorption zweiwertiger Kationen an Tonmineralen bei Verdünnung der Lösung.

Der Konzentrationsanstieg in der Interstitiallösung beruht wohl vorwiegend auf der Karbonatakkumulation in den Sedimenten.

Die Phosphatkonzentrationen zeigen bei Sickerwasser, See- und Flußwasser bzw. Interstitiallösung einen ähnlichen Trend mit vermutlich entsprechenden Ursachen. Die höheren P-Konzentrationen der Interstitiallösung sind wohl nicht nur auf primär höhere P-Gehalte des Sediments durch Erosion feineren, P-reichen Bodenmaterials, sondern auch

*) 7 Stuttgart, Universität Hohenheim, Abt. Allgem. Bodenkunde

durch biogene und ionogene Phosphatfällung bedingt. Die Gehalte in der Bodenlösung sind dagegen im Mittel niedriger als im Sickerwasser (bei allerdings auch geringerer Variationsbreite). Das kann folgende Ursachen haben:

a) Bei Austrocknung kann die Bindung aus einer konzentrierteren Bodenlösung verstärkt werden, ohne daß sich bei erneuter Durchfeuchtung das neue Gleichgewicht schnell genug einstellt. b) Es wird nur der verdünntere Teil der Bodenlösung gewonnen.

Für Fe- und Al-Konzentrationen sind nur einige Einzelwerte aufgeführt, da in der Literatur kaum Angaben zu finden sind.

Anhand der vorliegenden Ionenkonzentrationen war zu prüfen, ob in diesen Konzentrationsbereichen bereits eine Fällung, z. B. von Ca-Phosphaten, möglich ist oder ob Sorptionsreaktionen überwiegen werden. Zieht man dazu Löslichkeitsprodukte bzw. pK-Werte von Phosphaten aus der Literatur heran, so erweist sich, daß diese Werte überwiegend in definierten Systemen ermittelt wurden. Die Fällungsreaktionen in Bodenlösungen und Gewässern werden aber durch zahlreiche Lösungspartner beeinflußt und sind z. T. im einzelnen noch unklar.

Gefällt werden wahrscheinlich zunächst Phosphate mit niedrigem Ca:P-Verhältnis, die sich später mehr oder weniger langsam durch Disproportionierung und Hydrolyse z. T. in Apatit umwandeln (KURMIES 1953). Ob Fällungsreaktionen in den zu betrachtenden Lösungen eintreten, kann daher aus den Löslichkeitsprodukten von Apatiten nicht hergeleitet werden. Legt man dagegen das Löslichkeitsprodukt für Dicalciumphosphat zugrunde, so reichen die angegebenen Ionenkonzentrationen nicht für eine Fällung aus. Selbst bei Berücksichtigung eines pK-Wertes von 9,3 für ein Oktocalciumphosphat (BJERRUM zit. n. ASLYNG 1954) ist mit einer Fällung höchstens in den Interstitiallösungen zu rechnen.

Für Fe^{3+} - und Al-Phosphate liegen für die hier auftretenden hohen pH-Bereiche keine Angaben über pK-Werte vor. Aus Arbeiten von KITTRICK u. JACKSON (1955) und CHANG u. JACKSON (1957) kann aber geschlossen werden, daß die angegebenen Ionenkonzentrationen zur Fällung nicht ausreichen. Das gilt ebenso für einen von ERIKSSON (1952) mitgeteilten pK-Wert für Vivianit.

Es muß daher angenommen werden, daß weniger Löslichkeits- als vielmehr Sorptionsgleichgewichte die Ionenkonzentrationen in diesen Systemen bestimmen.

Für diese P-Sorptionsgleichgewichte sind die Phosphationenkonzentrationen, das pH, die Art und Konzentration der Sorbenten, der Kristallisationsgrad und bei Oxiden der isoelektrische Punkt von Bedeutung.

Tonminerale können Phosphat über sorbierte Kationen und Al-Hydroxopolymeren sowie an positiv geladenen Gitterrandgruppen binden, und zwar an den gut zugänglichen oberflächennahen Bindungsplätzen viel stärker als an den Zwischenschichten (WILD 1950, BLANCHET 1959, CHAKRAVARTI u. a. 1961, RAMULU 1969). Daraus ergibt sich für die P-Sorption die Reihenfolge: Kaolinit \succ Montmorillonit \leftarrow Vermikulit \leftarrow Chlorit.

Allgemein wurden bei Untersuchungen der P-Sorption zwei Phasen festgestellt: eine erste mit hoher Reaktionsgeschwindigkeit und eine langsame zweite Phase, in der eine spezifischere Bindung mit z. T. hoher Energie erfolgt und die Austauschbarkeit der Phosphationen verlorenght.

Wird Bodenmaterial in Gewässer eingetragen, so kann in Abhängigkeit von Menge und Art der Sorbenten bzw. von der P-Konzentration der Suspension ein Teil des gelösten P sorbiert werden (Abb. 2).

In allen geprüften Bereichen wurde die P-Konzentration erniedrigt, überwog also die P-Sorption eine eventuelle P-Desorption. Die Tonfraktion sorbiert so stark, daß ihr selbst bei Eintrag schluffreichen Bodenmaterials noch eine überragende Bedeutung zukommt. Diese Bindung erfolgt überdies sehr schnell.

Wenn in verschmutzten Gewässern die P-Konzentration bereits hoch ist, wird also das Eutrophierungsrisiko durch eingespültes Bodenmaterial zunächst eher gemindert als erhöht. Inwieweit dadurch Phosphate dem Stoffkreislauf der Gewässer endgültig entzogen werden, hängt vom weiteren Schicksal der suspendierten Feststoffe ab.

Bei den Fe-oxiden muß noch eine mögliche Reduktion berücksichtigt werden. Diese Vorgänge treten in Sedimenten mit hohem Humusanteil

relativ rasch ein (Abb. 3). Wird solches Material z. B. in hypertrophierten Gewässern wieder aufgewirbelt, so steigt die P-Bindung erheblich an. In den dargestellten Versuchsergebnissen ist deutlich der Einfluß des Gehaltes an organischer Substanz auf die Erniedrigung des rH-Wertes zu erkennen. Die P-Konzentration sinkt entsprechend der rH-Erniedrigung mit geringer Verzögerung ab. Reduzierende Bedingungen wirken sich hier also umgekehrt aus wie in Sedimenten, wo sich das Gleichgewicht zwischen P-reichem Bodenkörper und armer Lösung einstellt (vgl. Reisböden).

Zusammenfassung

Unterschiede der Konzentration (bes. bei P und Ca) in Bodenlösungen, Sickerwässern, See- und Flußwässern sowie Interstitiallösungen von Seesedimenten können durch Unterschiede der Löslichkeit und der Lösungsgeschwindigkeit der festen Phase, durch Fällungs- und Sorptionsgleichgewichte sowie durch Verdünnungseffekte bedingt sein.

Die Löslichkeitsprodukte verschiedener Phosphate werden jedoch höchstens in den Interstitiallösungen überschritten. Es ist daher anzunehmen, daß die Konzentration dieser Lösungen nicht durch Fällung sondern durch Sorption begrenzt wird.

Aus stärker verunreinigten Gewässern kann erodiertes Bodenmaterial, insbesondere die Tonfraktion, P sorbieren und so das Eutrophierungsrisiko mindern.

Sedimentiertes Bodenmaterial sorbiert nach Aufwirbeln um so mehr Phosphat, je stärker die rH-Werte in Abhängigkeit vom Gehalt an organischer Substanz sanken.

Literatur

- ASLYNG, H.C.: The Lime and Phosphate Potentials of Soils.
The Solubility and Availability of Phosphates.
Yearb.Roy.Vet.Agr.Coll. Copenhagen 1-50 (1954)
- BLANCHET, R.: Pouvoir adsorbant des divers constituants du sol à l'égard des ions phosphoriques et examen des réserves des terres.
Compt.Rend.Acad.Agric. France 45, 247-252 (1959)
- CHAKRAVARTI, S.N. a. TALIBUDEEN, O.:
Wechselwirkung zwischen Phosphat und Tonmineralen.
Soil Sci. 92, 232-242 (1961)

- CHANG, S.C. a. JACKSON, M.L.: Solubility Product of Iron phosphate. Proc. S.S.S.A. 21, 265-269 (1957)
- ERIKSSON, E.: The Physico-chemical Behaviour of Nutrients in Soils. J. Soil Sci. 3, 238-250 (1952)
- KALLE, K.: Das Meerwasser als Mineralstoffquelle der Pflanze. Handbuch der Pflanzenphysiologie Bd. IV, Springer Verlag 1958
- KITTRICK, J.A. a. JACKSON, M.L.: Application of Solubilityproduct Principles to the Variscite-Kaolinite System. Proc. S.S.S.A. 19, 455-457 (1955)
- KLETT, M.: Die boden- und gesteinsbürtige Stofffracht von Oberflächengewässern. Diss. Hohenheim 1964
- KURMIES, E.: Über die Bildung von Calciumphosphaten in wäßriger Lösung und den Reaktionsablauf bei der Bildung von Hydroxyl- und Fluorapatit. Phosphorsäure 13, 57-100 (1953)
- OHLE, W.: Der Stoffhaushalt der Seen als Grundlage einer allgemeinen Stoffwechselfynamik der Gewässer. Kieler Meeresforschungen 18, 107-120 (1962)
- OHLE, W.: Interstitiallösungen der Sedimente. Nährstoffgehalt des Wassers und Primärproduktion des Phytoplanktons in Seen. Helgoländer Wiss. Meeresunters. 10, 411-429 (1964)
- OHLE, W.: Nährstoffanreicherung der Gewässer durch Düngemittel und Melioration. Münchner Beiträge 12, 54-83 (1965)
- PIERRE, W.H. a. PARKER, F.W.: Soil Sci. 24, 119-128 (1927)
- RAMULU, S.U.S.: Phosphorus Reactions with Soils high in Iron Oxides. Soils a. Fert. 32, 917 (1969)
- TAMM, O.: Medd. Statens Skogsförelseanstalt 26, 163-408 (1931)
- WAGNER, G.: Beiträge zum Sauerstoff-, Stickstoff- und Phosphorhaushalt des Bodensees. Arch. Hydrobiol. 63, 86-103 (1967)
- WILD, A.: The retention of phosphate by soil. A review. J. Soil Sci. 1, 221-238 (1950)

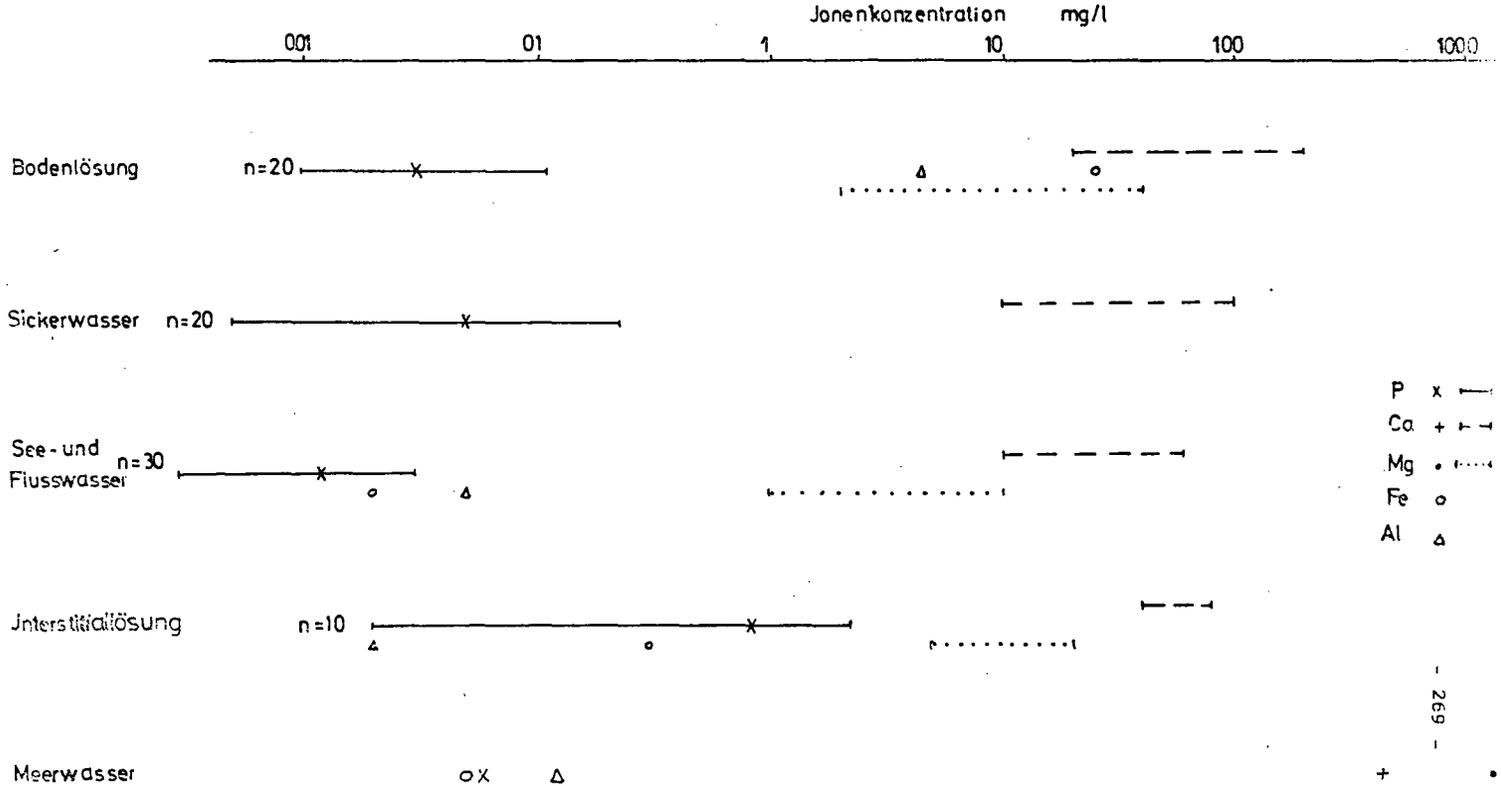


Abb.1 Jonenkonzentration in verschiedenen Lösungen und Wässern

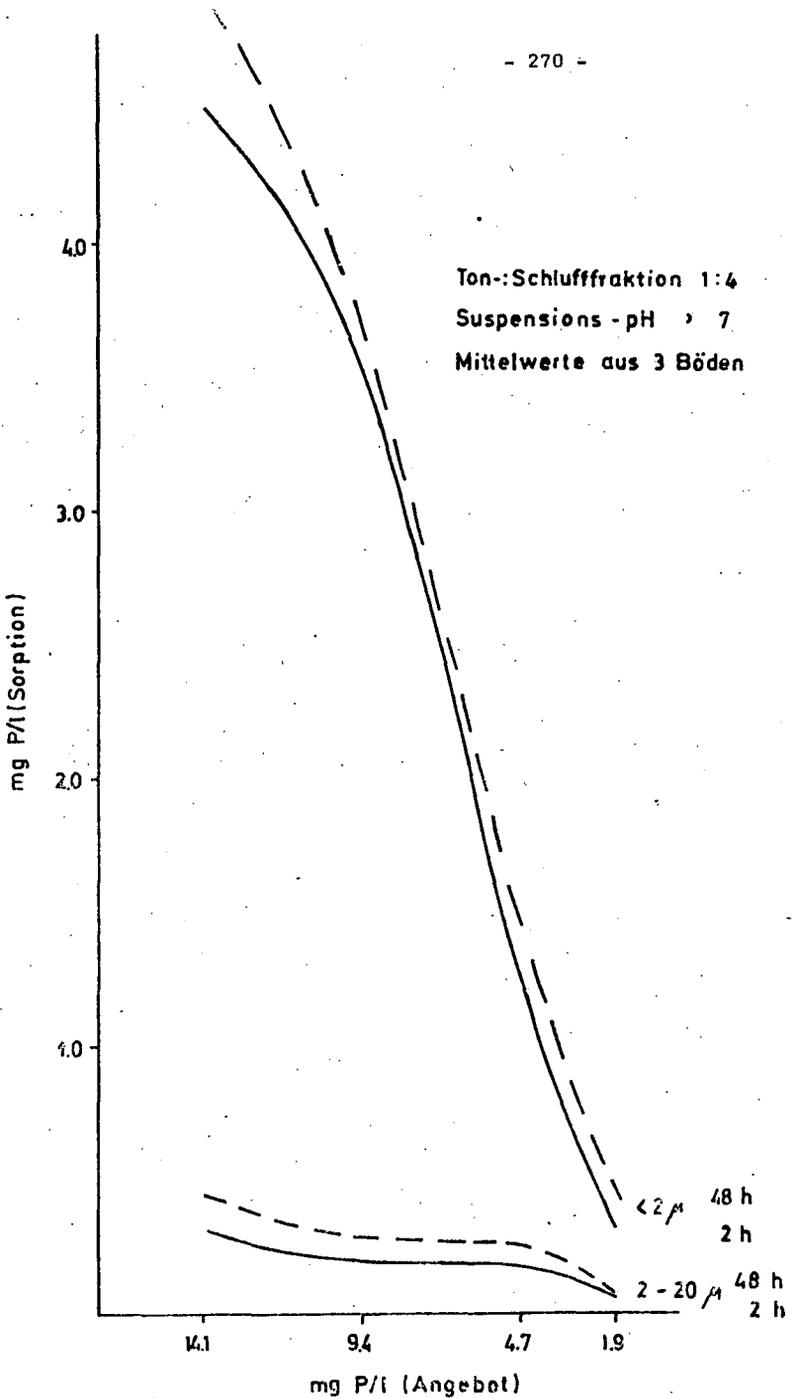
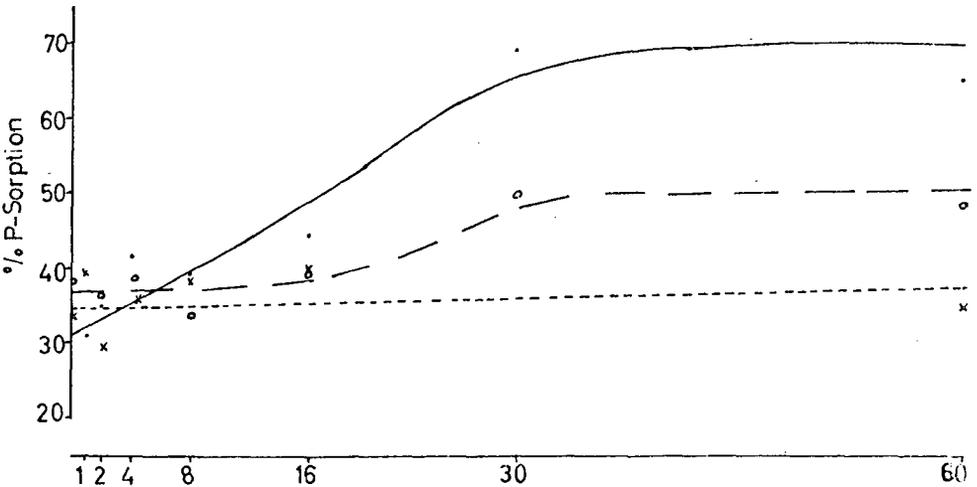
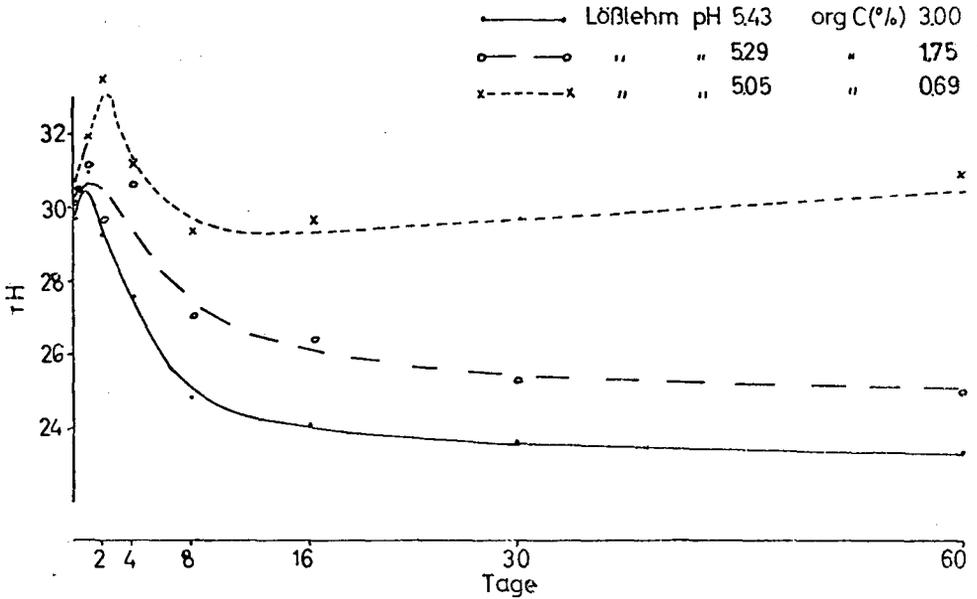


Abb.2 P-Sorption durch Bodenmaterial aus Siedlungsabwasser

Abb.3 Änderung der Redoxpotentiale und der P-Sorption in Bodenschlämmen.



Reaktionszeit f. P-Sorption 2 Std,
E_h-Messung nach der P-Sorption

Veränderung hydromorpher Böden durch Überflutung und Uferinfiltration
verschmutzter Gewässer

von

H.-P. Blume und H.-P. Röper *)

Abwassereinleitungen verschiedenster Herkünfte führen nicht nur zur Verschmutzung von Gewässern sondern verändern unter Umständen durch Überflutung und/oder Infiltration auch die Ökotope im Uferbereich. Im folgenden soll über diesbezügliche Untersuchungen berichtet werden, die wir am Tegeler See, einem Berliner Gewässer, begonnen haben.

Der Tegeler See (408 ha Wasserfläche, Tiefe max. 16 m, 32 Mill. m³ Wasservolumen) ist eine seenartige Ausbuchtung der Oberhavel mit vielfältigen Einleitungen unvollkommen gereinigter landwirtschaftlicher, industrieller und städtischer Abwässer.

Hauptzuflüsse sind der Nordgraben mit 46 Mill. m³/a und das Tegeler Fließ mit 24 Mill. m³/a.

Am Ufer und auf den Inseln haben sich aus Sanden bei stark wechselnden Grundwasserständen vornehmlich Gleye mit nur schwacher Hydromorphie entwickelt, die mit podsoligen (Bänder-)Braunerden (= Rosterden) als Landböden vergesellschaftet sind.

Wir haben damit begonnen, in 2-monatigem Abstand das Seewasser in jeweils 3 Tiefen sowie das Porenwasser der Seesedimente u. a. auf seine anorganische Stofffracht zu untersuchen (Lage der Probenahmestellen s. Abb. 1). Analog dazu wird die Bodenlösung einer Gytja (1, Übergang zum Sapropel), eines zeitweilig überfluteten Naßgleyes (2), eines nicht mehr überfluteten Gleyes (3, Abstände der Profile jeweils 5-10 m), sowie einer Rosterde (4) außerhalb des Grundwassereinflusses

*) Institut für Bodenkunde der Techn. Universität Berlin,
1 Berlin 33, Engler Allee 19-21

untersucht (Lage der Profile s. Abb. 2, bodenkundl. Kenndaten s. Tab. 2). Dabei wird (zwecks direkter Vergleichbarkeit mit den Wasseranalysen des Sees) die Bodenlösung aller oberhalb des Grundwassers entnommener Bodenproben vor der Gewinnung mit einer aqua dest.-Menge ergänzt, die der Füllung des gesamten Porenraumes entsprechen würde. Nach Gewinnung der Bodenlösung werden die sorbierten Kationen mit NH_4Cl_2 (n. Ulrich) extrahiert und bestimmt (lediglich die H-Ionen wurden einmalig bei pH 8.2 nach Mehlich ausgetauscht).

Die bisherigen Ergebnisse (s. Tab. 1) zeigen, daß die Einläufe dem See gelöste Stoffe in teilweise außerordentlich hohen Konzentrationen zuführen. Das gilt ganz besonders für P, das bereits seit Jahren nahezu ständig in Konzentrationen zugeführt wird (s. hierzu auch Gewässerkundl. Jahresberichte), wie sie in anderen Fließgewässern in früheren Jahren nie oder nur kurzfristig erreicht wurden (s. z.B. Wagner, 1968). Auch die Cl-Zufuhr ist sehr hoch, während vergleichbare Nitrat- und Sulfatkonzentrationen heute nicht mehr selten sind (s. u. a. Kohler, 1971). Im See selbst und insbesondere am Ausgang zur Havel sind die Konzentrationen dann teilweise deutlich geringer, bei der Mehrzahl der Kat- und Anionen aber noch um vieles höher als von Müller und Röper (1966) für den Bodensee ermittelt wurden. Die Niederschläge sind (mit Ausnahme vielleicht von N-Verbindungen) an der Salzzufuhr praktisch nicht beteiligt, wie im benachbarten Dahlem gemachte Analysen vermuten lassen, zumal die über dem See niedergehenden Niederschläge nicht einmal 10 % der Wassermenge ausmachen, die vom Tegeler fließ zugeführt wird.

Die Böden im Uferbereich des ehemals oligotrophen Sees unterscheiden sich in manchen Eigenschaften der Bodenlösung deutlich von denen der Rosterde, wie ein Vergleich der pH-Werte sowie der Menge und Art gelöster Stoffe erkennen läßt (s. Tab. 1 und 2). Zur Klärung der Frage, inwieweit hierfür natürliche, inwieweit anthropogene Ursachen in Betracht kommen, wären Vergleiche mit unbelasteten bzw. kaum veränderten Gewässern nützlich gewesen, die aber im Berliner Raum nicht mehr existieren. Schließlich wird auch die Vergleichs-Rosterde bereits in manchen Eigenschaften verändert sein. So sind deren Gehalte an wasser- und laktatlöslichem P wesentlich höher, als für Waldstandorte

auf Dünen sand erwartet werden kann, wahrscheinlich verursacht durch menschliche und tierische Exkremente dieser Erholungslandschaft.

Die höheren pH-Werte der Grundwasserböden haben wohl überwiegend anthropogene Ursachen, da diese Standorte ebenso tiefgründig carbonatfrei sind wie die Landböden, und die holozänen Sedimente der Gytja nur in den oberen 20 cm biogenen, d. h. rezenten Kalk enthalten. Die Na- und Cl-Gehalte der Bodenlösung sind in den überfluteten Böden deutlicher höher, nicht jedoch in den nur grundwasserbeeinflussten Horizonten des Gleyes. Hiernaus wäre eine starke Veränderung durch Überflutung mit verschmutztem Seewasser abzuleiten, während die geringe laterale Einwirkung seebürtigen Grundwassers für eine starke Filterung im vorgelagerten Naßgleybereich spräche. Dieser für sandige Böden überraschende Befund läßt sich aber nicht verallgemeinern, weil er im vorliegenden Fall durch Grundwasserabsenkung im Bereich eines Tiefbrunnens beeinflusst sein wird, was für die Uferzonen Berliner Gewässer häufig gilt.

Die PO_4 -Konzentrationen haben bereits im See selbst vom Zufluß bis in den Schilfgürtel der Insel Scharfenberg hinein vor allem wohl infolge biogener Bindung stark abgenommen (s. P org. der Sedimente in Tab. 2). Sie nehmen dabei jeweils mit der Wassertiefe zu (was nicht gesondert dargestellt wurde), um die höchsten Werte in den Porenwässern zu erreichen. Der Trend abnehmende P-Konzentration der Porenwasser setzt sich bis in die (mit ersteren vom Milieu her noch am ehesten vergleichbaren) A-Horizonte der Böden bis hin zum Naßgley fort. Die Sulfatgehalte der Bodenlösungen unterscheiden sich relativ wenig. Hier ist aber zu vermuten, daß in den seewasserbeeinflussten Bodenhorizonten infolge niedriger Redoxpotentiale eine teilweise Reduktion erfolgte, was noch verstärkt auch für das Nitrat gelten dürfte.

Die Na-Verunreinigung des Seewassers ist bisher gegenüber der mit Ca zu gering, um eine nennenswerte Verschiebung im Verhältnis der basischen Austausch-Kationen zueinander in den Böden zu bewirken (s. Tab. 2). Lediglich K scheint in den seewasserbeeinflussten Bodenhorizonten von Na zurückgedrängt worden zu sein.

Die mitgeteilten Ergebnisse gelten für eine relativ niederschlagsreiche Periode mit zudem hohem Seewasserstand. In Trockenjahren können die Salzgehalte der zeitweilig überfluteten Böden infolge starker Wasserverdunstung noch weit stärker ansteigen, wie im Jahre 1971 für den Naßgley ermittelt wurde (s. Tab. 3).

Die durch Überflutung und teilweise auch Uferinfiltration hervorgerufenen Veränderungen sind denen einer Mineraldüngung und Kalkung von Ackerstandorten vergleichbar. Bodengenetisch wirken diese Einflüsse der Mineralverwitterung entgegen; bei tonreicheren Böden sind überdies Veränderungen des Bodengefüges zu erwarten. Ökologisch führen sie zu einer Verschiebung im Artenbestand der Biozöosen nicht nur im See, sondern auch in der Uferregion. Zu klären bleibt dabei, inwieweit der von Sukopp und Kunick (1969) an den Berliner Gewässern seit Jahren beobachtete Rückgang der Ufervegetation durch einseitig hohe Nährelement- bzw. Schadstoffkonzentrationen mit verursacht wurde.

Wir danken Herrn Dr. Grosch vom Fischereiamt Berlin für die Gewinnung der Wasser- und Sedimentproben sowie Fräulein Leitenberger, Frau Meyer und Herrn Hoepfner für die Untersuchung derselben.

LITERATUR

- Gewässerkundliche Jahresberichte des Landes Berlin,
Senator für Bau- und Wohnungswesen, Berlin 1960-1966
- KOHLER, A., H. VOLLRATH u. E. BEISL: Zur Verbreitung, Vergesellschaftung und Ökologie der Gefäß-Makrophyten im Fließwassersystem Moosach. Arch. Hydrobiol. 69, 333-365 (1971)
- MÜLLER, G. u. H.-P. RÖPER: Reinhaltung des Rheins IX, Erste Ergebnisse hydrochemischer Untersuchungen am Bodensee. Wasser u. Abwasser 107, H. 30, 825-830 (1966)
- SUKOPP, H.: Die Ufervegetation der Berliner Havel, Natur u. Landschaft 44, 287-292 (1969)
- WAGNER, G.: Petrographische, mineralogische und chemische Untersuchungen an Sedimenten in den Deltabereichen von Schussen und Argen. Schweiz. Z. f. Hydrologie 30, 75-137 (1968)

Abb. 1: Tegeler See
mit Lage der Probenahme

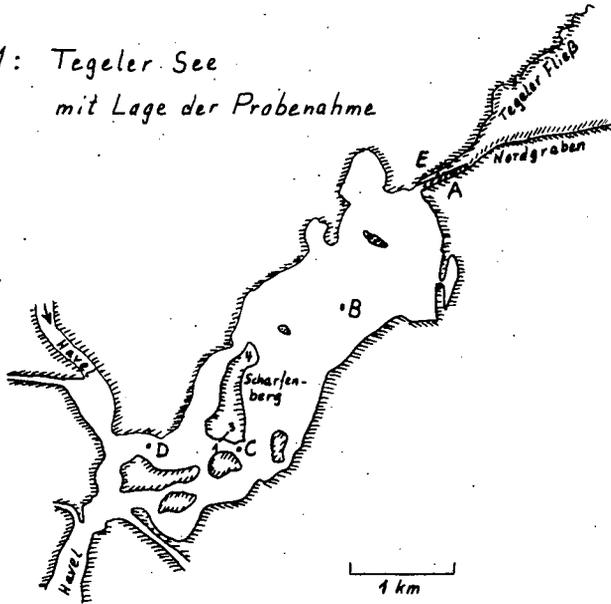
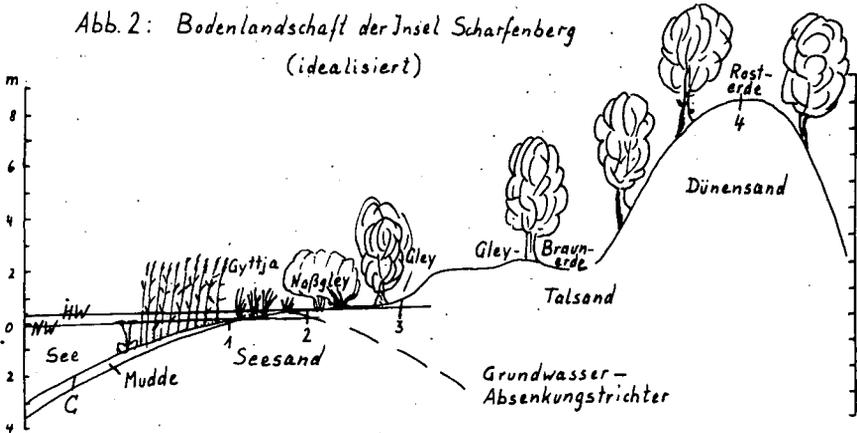


Abb. 2: Bodenlandschaft der Insel Scharfenberg
(idealisiert)



Tab. 1: Salzgehalte des Tegeler Sees und seiner Uferböden
Angaben in mval/l (Mittelwerte mehrerer Entnahmetiefen und -termine 1971/72)

| | | pH | HCO ₃ ⁻ (+CO ₃) | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | NO ₃ ⁻ | H ₂ PO ₄ ⁻ | K ⁺ | Na ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | |
|-----------------------------|------------|-----|--|-------------------|-------------------------------|------------------------------|---|----------------|--------------------|------------------|------------------|-----|
| Niederschläge ¹⁾ | | 4,4 | | 0,1 ²⁾ | 0,3 | 0,11 ³⁾ | 0,001 | 0,01 | 0,04 ²⁾ | 0,3 | 0,05 | |
| Seewasser | Nordgraben | A | 7,5 | 5,9 | 2,7 | 0,18 | 0,10 | 0,5 | 3,7 | 5,9 | 1,1 | |
| | Teg. Fließ | E | 7,7 | 4,7 | 2,3 | 0,37 | 0,06 | 0,3 | 2,9 | 6,3 | 0,9 | |
| | Seemitte | B | 7,4 | 4,7 | 2,0 | 2,3 | 0,14 | 0,06 | 0,3 | 2,7 | 5,3 | 0,9 |
| | " | C | 7,2 | 4,0 | 1,7 | 2,0 | 0,13 | 0,03 | 0,3 | 2,2 | 4,7 | 0,8 |
| | Seeausgang | D | 7,0 | 3,7 | 1,4 | 1,8 | 0,10 | 0,02 | 0,2 | 1,8 | 4,5 | 0,8 |
| | Seeufer | 1 | | 2,8 | 1,7 | 1,6 | 0,09 | 0,014 | 0,2 | 1,4 | 3,6 | 0,7 |
| Porenwasser der Sedimente | Nordgraben | A | | 42,3 | 5,2 | 2,7 | 0,08 | 0,16 | 2,5 | 6,1 | 11,9 | 2,7 |
| | Teg. Fließ | E | | 11,6 | 2,7 | 0,8 | 0,008 | 0,32 | 0,6 | 3,4 | 7,8 | 1,1 |
| | Seemitte | B | | 12,8 | 2,0 | 0,7 | 0,015 | 0,05 | 0,5 | 2,6 | 6,4 | 1,3 |
| | " | C | | 5,6 | 1,8 | 1,0 | 0,006 | 0,06 | 0,3 | 2,3 | 4,8 | 0,8 |
| | Seeausgang | D | | 6,1 | 1,7 | 0,9 | 0,008 | 0,11 | 0,3 | 2,2 | 4,8 | 0,7 |
| | Seeufer | 1 | | 4,2 | 1,4 | 1,0 | 0,005 | 0,04 | 0,2 | 1,4 | 3,4 | 0,7 |
| Oberboden | Gyttja | 1 | 7,9 | 4,2 | 1,4 | 1,0 | 0,005 | 0,04 | 0,2 | 1,4 | 3,4 | 0,7 |
| | Naßgley | 2 | 7,6 | 4,9 | 1,2 | 1,1 | 0,02 | 0,02 | 0,3 | 1,4 | 4,2 | 0,9 |
| | Gley | 3 | 5,0 | 0,2 | 0,3 | 1,0 | 0,6 | 0,05 | 0,3 | 0,2 | 1,1 | 0,2 |
| | Rosterde | 4 | 4,0 | 0,04 | 0,3 | 0,9 | 0,9 | 0,07 | 0,3 | 0,1 | 0,7 | 0,2 |
| Unterboden | Naßgley | 2 | 7,8 | 1,9 | 1,0 | 1,0 | 0,01 | <0,01 | 0,2 | 1,0 | 2,8 | 0,5 |
| | Gley | 3 | 7,0 | 1,9 | 0,4 | 1,4 | 0,4 | <0,01 | 0,2 | 0,2 | 3,0 | 0,5 |
| | Rosterde | 4 | 5,3 | 0,08 | 0,3 | 0,6 | 0,3 | <0,01 | 0,2 | 0,1 | 0,7 | 0,1 |

1) nach Krzysch Jahresmittel 1968 von Berlin-Dahlem

2) Ø 1961 - 1963 für Braunschweig

3) NO₃-N + NH₄-N

Tab. 2: Eigenschaften typischer Böden der Insel Scharfenberg und zweier Sedimentproben des Tegeler See ¹⁾

| Typ | Nr. | Hor. | cm | Kör. | % Kalk | % Hu. | Vol % PV | ppm P _a | P _{org} | P _s ¹⁾ | pH CaCl ₂ |
|------|-----|-------|-------|------|--------|-------|----------|--------------------|------------------|------------------------------|----------------------|
| Gy | 11 | F | 20-40 | | 1.8 | 18 | 80 | 64 | 300 | 450 | 5.7 |
| | 12 | Gr | 40-75 | mS | 0 | 0.5 | | 2 | | | 5.1 |
| NG | 21 | T | 0-15 | | 0 | 32 | 79 | 84 | 880 | 1500 | 6.4 |
| | 22 | Gor | 15-30 | g'mS | 0 | 1.4 | 38 | 23 | 100 | 130 | 6.0 |
| | 23 | Gr | 50-80 | g'mS | 0 | 0.3 | 40 | 27 | 85 | 150 | 6.2 |
| Gl | 31 | Ah | 0-15 | fS | 0 | 8.4 | 55 | 34 | 110 | 200 | 3.6 |
| | 32 | Ah/Gr | 15-30 | mS | 0 | 0.4 | 45 | 15 | 40 | 100 | 4.4 |
| | 33 | Gro | 50-80 | fS | 0 | 0.4 | 40 | 18 | 30 | 130 | 5.7 |
| Ro | 41 | Aeh | 0-17 | fS | 0 | 4.8 | 53 | 57 | 160 | 250 | 3.3 |
| | 42 | Bv | 25-45 | fS | 0 | 0.1 | 46 | | | | 4.0 |
| | 43 | B(t)v | 50-80 | fS | 0 | 0.1 | 46 | 33 | 50 | 120 | 4.3 |
| Sed. | | A | 300 | | 4.8 | 24 | 91 | 105 | 2300 | 4800 | |
| | | C | 250 | | 66 | 12 | 85 | 120 | 440 | 1020 | |

| Nr. | mval/1000 g ²⁾ | | | | | | | mmhos je cm |
|-----|---------------------------|-----|------|-----|-----|-----|-----|-------------|
| | AK | H | Al | K | Na | Ca | Mg | |
| 11 | 370 | 11 | 0.1 | 1.2 | 2.7 | 340 | 15 | 0.60 |
| 21 | 270 | 21 | 0.2 | 2.6 | 2.6 | 220 | 24 | 0.74 |
| 22 | 36 | 7 | 0.1 | 0.4 | 0.5 | 25 | 2.5 | 0.52 |
| 23 | 22 | 4 | 0.1 | 0.3 | 0.6 | 15 | 1.7 | 0.52 |
| 31 | 150 | 110 | 7.0 | 0.9 | 0.1 | 40 | 3.8 | 0.18 |
| 32 | 27 | 17 | 1.0 | 0.3 | 0.3 | 8.0 | 0.3 | 0.25 |
| 33 | 17 | 4 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | 11 | 1.0 | 0.34 |
| 41 | 92 | 75 | 11.3 | 0.5 | 0.2 | 3.9 | 1.0 | 0.26 |
| 42 | | 20 | | | | | | |
| 43 | 27 | 17 | 5.0 | 0.2 | 0.1 | 4.0 | 0.4 | 0.14 |

1) Abkürzungen u. Analysenmethoden s. Bodenkundl. Prakt. v.E.Schlichting u. H.-P. Blume

2) Mittelwerte mehrerer Entnahme-Termine 1972

3) Extraktion mit 0.2 n H₂SO₄

Tab. 3: Anionengehalte
 der Bodenlösung typischer Böden der Insel Scharfenberg
 (Angaben in mval/l, Probennahme am 28.7.1971 u. 27.7.1972)

| Typ Tiefe Datum | Gyttja | | Naßgley 1) | | | | Rosterde | | | |
|-----------------------|--------|-------|------------|------|-------|------|----------|------|-------|------|
| | 20-40 | | 0-30 | | 50-80 | | 0-17 | | 50-80 | |
| | 1971 | 1972 | 1971 | 1972 | 1971 | 1972 | 1971 | 1972 | 1971 | 1972 |
| Cl | 1.4 | 1.2 | 2.8 | 1.0 | 0.7 | 0.6 | 0.4 | 0.16 | 0.2 | 0.12 |
| SO ₄ | 1.9 | 0.8 | 1.5 | 0.9 | 2.1 | 0.7 | 1.0 | 1.0 | 2.1 | 0.3 |
| NO ₃ | 0.03 | 0.004 | 0.1 | 0.05 | 0.7 | 0.06 | 0.3 | 0.9 | 0.1 | 0.13 |
| Wasser (g/l) | 300 | 300 | 400 | 500 | 200 | 400 | 95 | 190 | 70 | 71 |

1) 1972 10 cm überflutet

Anwendung hoher Gaben von Schweine- und Hühnergülle im

Ackerbau auf Sandböden

von

H. Hoffmann *)

In Teilgebieten Westdeutschlands ist die Veredlungswirtschaft, besonders die Schweine- und Geflügelhaltung, erheblich ausgedehnt worden. So sind überdurchschnittliche Zuwachsraten festzustellen in dem Raum zwischen Oldenburg und Osnabrück. Für den Landkreis Vechta trifft das besonders zu. Hier weisen statistische Unterlagen für 1970 aus, daß auf LN bezogen die Rindviehhaltung leicht unter dem Bundesdurchschnitt liegt, dagegen die Schweinehaltung um das 4-fache und die Geflügelhaltung sogar um das 16-fache größer ist. Mit rd. 350 000 Schweinen und 7 Mill. Stück Geflügel auf 57.000 ha LN bzw. 33 000 ha Ackerfläche ist der Kreis Vechta eines von den ganz großen Veredlungszentren im EWG-Raum (Übersicht 1).

Bislang wird die umfangreiche Schweinemast noch in bäuerlichen Betrieben durchgeführt, wobei Stallungen mit 100 bis 1 000 Liegeplätzen die Norm darstellen. Die Geflügelhaltung, besonders die Legehennenhaltung, konzentriert sich dagegen immer mehr in Großstallungen. Einheiten von 60 000 bis 240 000 Käfigplätzen sind vorherrschend.

Die bisherigen Stallungen sowohl für Schweine als auch für Legehennen sind dafür eingerichtet, den Kot möglichst dickflüssig und pumpfähig zu lagern und zu transportieren. Während in den Schweinemastställen dem Kotharngemisch aufgrund des Verhältnisses von Kot : Harn von rd. 40 : 60 durchweg kein Wasser zugesetzt werden braucht, wird dagegen in den meisten großen Legehennenhaltungen der Kot mit Wasser bis auf Pumpfähigkeit verdünnt.

*) Landbauabteilung der Landwirtschaftskammer Weser-Ems,
2900 Oldenburg, Mars-la-Tour-Str. 1-11

Als durchschnittliche Anhaltswerte für den Nährstoffgehalt von Gülle können folgende Untersuchungswerte gelten: (Übersicht 2). Bei den Gehaltszahlen wurden Streuungen von 15 % um den Mittelwert festgestellt. Das überrascht, wenn man berücksichtigt, daß in der intensiven Veredlungswirtschaft Haltung und Fütterung ziemlich gleichartig durchgeführt werden; und es ist ein Hinweis dafür, daß Gölledurchschnittsproben schwierig zu nehmen sind.

Der Nährstoffanfall über die Hühner- und Schweinegülle ist im Kreis Vechta sehr erheblich und übertrifft an Gesamtwert bei weitem die mineralische Düngung (Übersicht 3).

Für den praktischen Landwirt ist zunächst begrenzender Faktor für die Höhe der Gölledüngung die Stickstoffwirkung. Besonders die Anwendung zu Getreide interessiert, weil Betriebe mit starker Veredlungswirtschaft seit Jahren fast einseitig Getreide anbauen. Erfahrungen mit der Gölleanwendung in Form der Kopfdüngung sind durchweg schlecht. Sie führt vielfach zu Lagergetreide durch Überdüngung oder durch schlechte Verteilung der Gülle. Aufwandmengen von 10 m³/ha sind häufig des Guten bereits zuviel. Gülle-Kopfdüngung ist in der Wirkung unberechenbar und außerdem sind bei entsprechenden Wetterlagen Geruchsbelästigungen unvermeidbar.

Sowohl um stärkere Geruchsbelästigungen zu vermeiden als auch eine bessere Steuerung der Stickstoffwirkung zu erreichen, ist es richtig, Gülle stets in den Boden einzuarbeiten. Im Gegensatz zu Stallmist kann Gülle auf Sand- und sandigen Lehmböden tief eingepflügt werden ohne Gefahr der Bildung von Reduktionshorizonten. Je tiefer die Gülle eingepflügt wird, desto stärker wird die Stickstoffwirkung gedrosselt. Wohl ist der mineralische Stickstoffverbrauch in Betrieben mit starker Gölledüngung seit Jahren vergleichsweise gering, doch gelingt es kaum, ganz durch Gülle eine optimale Stickstoffdüngung bei Getreide durchzuführen. Die Phosphat- und Kaliversorgung des Bodens kann dagegen durch alleinige Gölledüngung gut gesichert werden. Das zeigt sich seit einigen Jahren in vielen Betrieben. Doppel-lactatwerte von 100 mg Phosphat und 40 mg Kali in der Krume sind häufig festzustellen. Eine Überversorgung mit Phosphaten, vor allem bei langjähriger Anwendung von Hühnergülle, darf nicht ausgeschlossen werden. Doch ist in diesem Zusammenhang erwähnenswert, daß zunächst nach der Gölleeinbringung in den Boden die Lactatwerte sehr

hoch liegen, dann aber absinken. Vermutlich findet eine Festlegung durch die organische Substanz oder durch Kalk statt, der ja auch in größeren Mengen über die Gülle dem Boden zugeführt wird.

In Zusammenhang mit der Hühner- und Schweinegülle ist der Maisanbau besonders interessant, weil bei Mais durch Überdüngung keine pflanzenbaulichen Nachteile auftreten. Mit $50 \text{ m}^3/\text{ha}$ Hühner- oder Schweinegülle sind optimale Erträge zu erzielen und eine zusätzliche Mineraldüngung wirkt nicht mehr ertragsteigernd. Nur die zusätzliche Unterfußdüngung mit Ammonphosphat 11/52 bringt noch gesicherte Mehrerträge auf stark humosen Sandböden (Übersicht 4).

In diesem Zusammenhang ist wichtig, daß der Befall mit Stengelfäule bei Mais, hervorgerufen vor allem durch Fusarien, auch bei hohen Güllegaben ($100 \text{ m}^3/\text{ha}$ und mehr) geringer ist als bei alleiniger Mineraldüngung.

Durch Gölledüngung werden die stets reichlich im Boden vorhandenen Unkrautsamen verstärkt zum Auflaufen gebracht.

Bei reichlich vorhandener Gülle ist natürlich von großem Interesse, welche Höchstmengen bei ackerbaulicher Nutzung ausgebracht werden können und ob damit eine nachhaltige Standortverbesserung von flachgründigen Sandböden möglich ist. Sowohl aus exakten Versuchen als auch aus Erfahrungen von praktischen Landwirten wissen wir, daß eine Vertiefung der Krume auf podsolierten Sandböden von 25/30 cm auf 35/40 cm und in Verbindung mit einer reichlichen Meliorationsdüngung zu durchschnittlichen Mehrerträgen von 10 bis 20 % führt. Krumenvertiefung auf Sandböden muß zum Ziel haben, eschähnliche Standortverhältnisse zu schaffen. Ein Eschboden zeichnet sich dadurch aus, daß er einen mächtigen humosen Oberboden aufweist, der bis zu 1 m mächtig sein kann, und daß der Nährstoffvorrat aufgrund der jahrhundertlangen Düngung mit einem Gemisch von Kot und Heide- oder Grasplaggen auch unterhalb der Krume noch recht erheblich ist. Folgende Übersicht zeigt den Aufbau eines Podsol in langjähriger Ackernutzung in Vergleich zu einem mittelausgeprägten Eschboden (Übersicht 5). In Versuchen haben wir die dem Podsolboden im

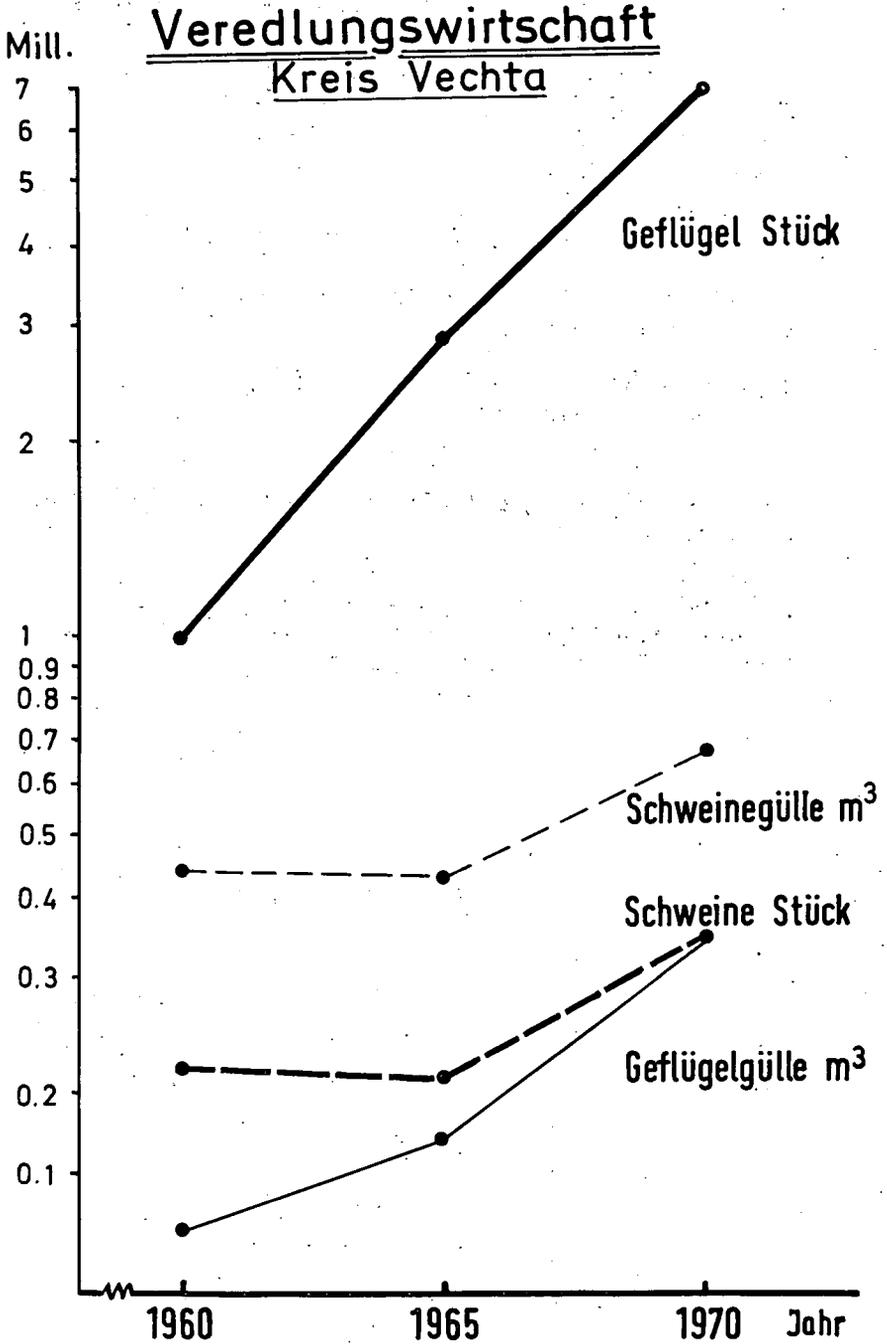
Vergleich zum Eschboden fehlenden Nährstoffmengen über Gaben von 530 m³/ha Hühnergülle und 800 m³/ha Schweinegülle bei gleichzeitiger Verteilung auf 40/45 cm Bodentiefe durch teilweises Einpflügen zugeführt. Dadurch wurden im Bodenbereich 0-40 cm die Bodenuntersuchungswerte pH von 4,5 auf 6, P₂O₅ von 20 auf 80 mg und K₂O von 20 auf 40 mg in etwa erhöht.

Im Krumenbereich 0-20 cm ergab sich bei einmalig hoher Güllegabe folgender Nährstoffverlauf von 1969 - 1971 (Übersicht 6).

Als Hauptfrucht wurde 1970 und 1971 Körnermais angebaut, der gute Erträge brachte (Übersicht 7).

Eine Stickstoffnachwirkung von hohen Güllegaben zeigte sich bei Sommergerste (Übersicht 8).

Zusammenfassend ist zu sagen, daß die Anwendung von Hühner- und Schweinegülle im Ackerbau durchaus mit Erfolg möglich ist, daß die Höhe der Ausbringungsmengen letztlich weniger wegen acker- und pflanzenbaulicher Schwierigkeiten begrenzt werden müssen, sondern aufgrund der möglichen nachteiligen Beeinflussung des Grundwassers; (siehe Referat Dr. Foerster).



Inhaltsstoffe von Gülle

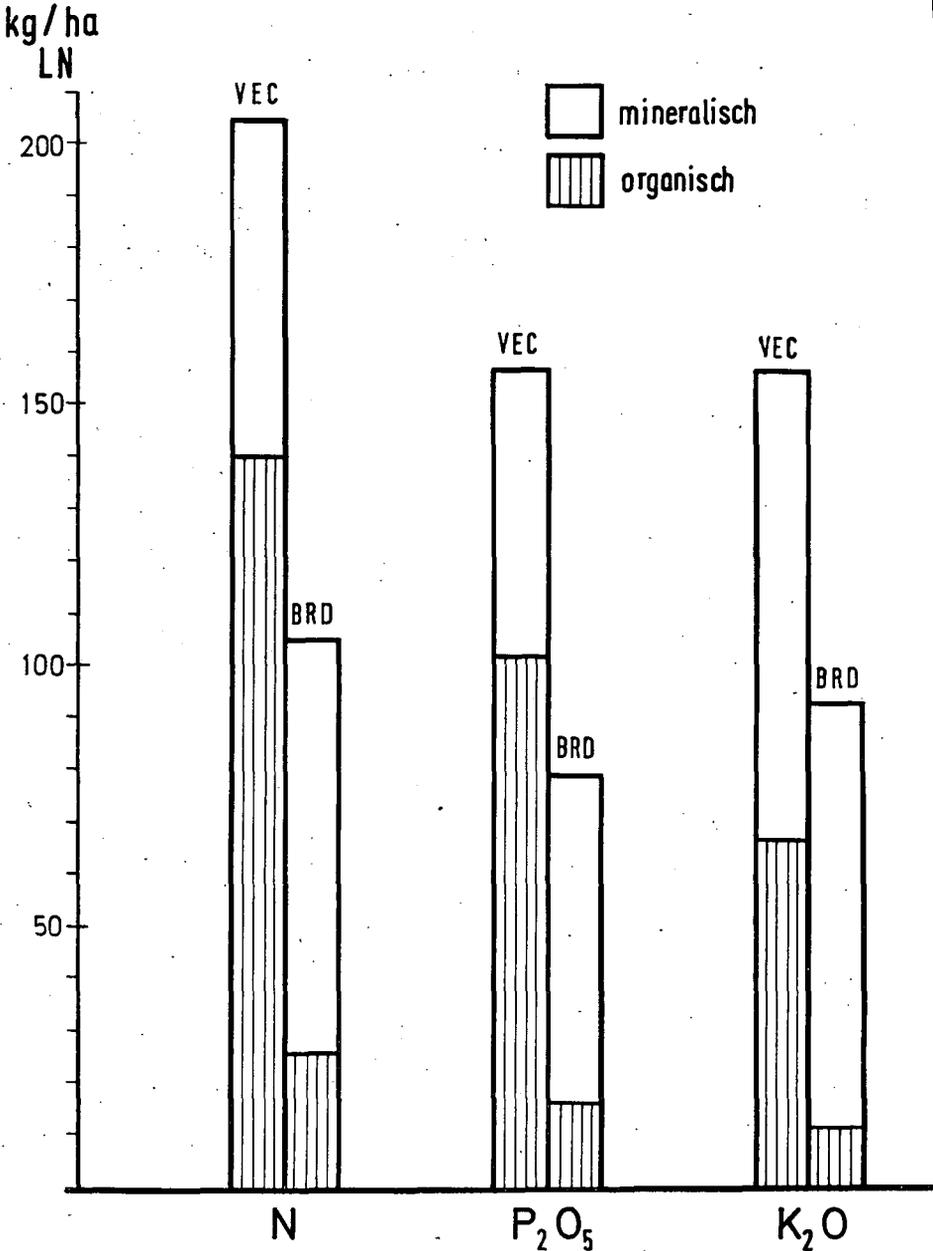
(Durchschnittswerte)

Gehalt in kg je m³

| Gülleart | Zahl der Proben | Trocken-Substanz | Organ. Masse | N | P ₂ O ₅ | K ₂ O | CaO |
|---------------|-----------------|------------------|--------------|-----|-------------------------------|------------------|------|
| Rindergülle | 6 | 90,3 | 65,0 | 4,8 | 2,0 | 5,6 | 2,3 |
| Schweinegülle | 10 | 81,4 | 66,2 | 6,0 | 3,9 | 3,1 | 3,6 |
| Hühnergülle | 16 | 154,8 | 100,7 | 5,9 | 5,1 | 4,6 | 14,0 |

LWR VE
14/3-69

Düngung Kreis Vechta (VEC) und Bundesgebiet (BRD)



Gülle zu Körnermais

(7 Versuche)

| | | kg / ha | | | | |
|---------------|------------------------|---------|-------------------------------|------------------|-----|-----|
| | | N | P ₂ O ₅ | K ₂ O | CaO | MgO |
| Schweinegülle | 50 m ³ / ha | 355 | 350 | 135 | 270 | 75 |
| Hühnergülle | 50 m ³ / ha | 525 | 400 | 180 | 765 | 70 |

| Versuchsglieder Güllegaben | Mineraldüngung | Ertrag 1970 | Korn dz/ ha 1971 | - 287 - |
|--|---|----------------|---------------------|------------------|
| 1. 50 m ³ /ha Schweinegülle | ohne Mineraldüngung | 78.4 | 75.8 | |
| 2. 50 m ³ /ha Schweinegülle | 3 dz Ammonphosphat 11/52 unter Fuß | 81.3 | 79.1 * † | |
| 3. 50 m ³ /ha Schweinegülle | 33 kg N/ha als KAS breit 156 kg P ₂ O ₅ /ha als Thom.breit | 78.1 | 75.9 | Übersicht. 4 |
| 4. 50 m ³ /ha Hühnergülle | wie 1. | 67.1 | 74.7 | |
| 5. 50 m ³ /ha Hühnergülle | wie 2. | 73.8 | 79.1 * † | |
| 6. 50 m ³ /ha Hühnergülle | wie 3. | 74.3 | 74.2 | |

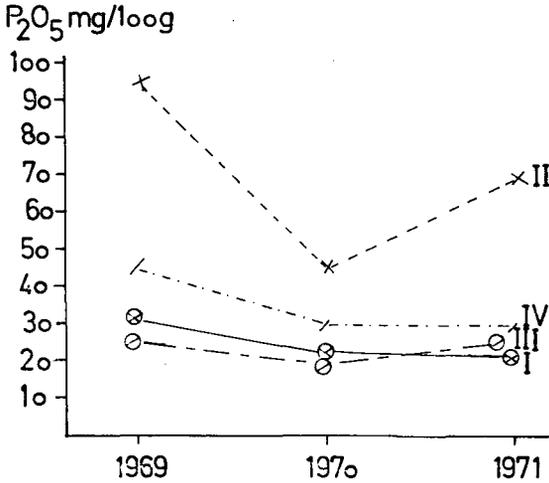
Nährstoffmengen im Podsol- und Eschboden

| | cm | <u>Podsol</u> | | <u>Esch</u> | | <u>Mehr in Esch</u> | | |
|------------|-------|---------------|--------|-------------|---------|---------------------|---------|----------|
| | | 0-20 | 20-50 | 0-20 | 20-50 | 0-20 | 20-50 | 0-50 |
| Humus | % | 4 | 1.5 | 3 | 3 | | | |
| | kg/ha | 120.000 | 67.500 | 90.000 | 135.000 | -30.000 | +67.500 | +37.500 |
| Stickstoff | % | 0.14 | 0.06 | 0.18 | 0.14 | | | |
| | kg/ha | 4.200 | 2.700 | 5.400 | 6.300 | + 1.200 | + 3.600 | + 4.800 |
| Phosphat | mg | 118 | 55 | 222 | 158 | | | |
| | kg/ha | 3.540 | 2.475 | 6.660 | 7.110 | + 3.120 | + 4.635 | + 7.755 |
| Kali | % | 0.76 | 0.78 | 0.95 | 1.00 | | | |
| | kg/ha | 22.800 | 35.100 | 28.500 | 45.000 | + 5.700 | + 9.900 | + 15.600 |

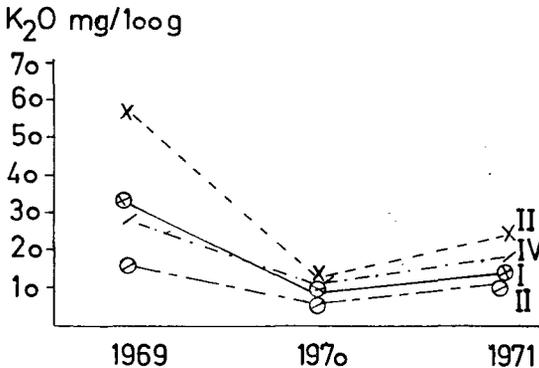
(Vol. Gewicht : 1.5 kg / L)

LK WE IV/3, Dez. 71

Phosphat und Kali in der Krume (0-20 cm)



- I ⊙ = Ohne Krumenvertiefung, mineralisch gedüngt
- II x = Krumenvertiefung, 330 m³/ha Hühnergülle, August 1969
- III ⊖ = Krumenvertiefung, mineralisch gedüngt
- IV / = Krumenvertiefung, 400 m³/ha Schweinegülle, Aug. 1969



Krumenvertiefung mit Gülle

| | 1970 | | 1971 | |
|---|---------------------|-----|---------------------|-----|
| | Körnermais dz/ha | % | Körnermais dz/ha | % |
| ohne Krumenvertiefung mineralisch gedüngt | 62,2 | 100 | 63,3 | 100 |
| Krumenvertiefung mineralisch gedüngt | 61,3 | 99 | 72,0 | 114 |
| Krumenvertiefung Hühnergülle 1970: 530 m ³ /ha 1971: 200 m ³ /ha | 67,6 | 108 | 70,8 | 112 |
| Krumenvertiefung Schweinegülle 1970: 800 m ³ /ha 1971: 200 m ³ /ha | 59,5 | 96 | 71,7 | 113 |

Nachwirkungen hoher Güllengaben

Versuchsanlage: August 1969

| | 1970 | | 1971 | | 1972 | |
|--|---------------------|-----|-----------------------|-----|-----------------------|-----|
| | Körnermais dz/ha | % | Sommergerste dz/ha | % | Sommergerste dz/ha | % |
| ohne Krumentiefung mineralisch gedüngt | 62,2 | 100 | 34,6 | 100 | 31,7 | 100 |
| Krumentiefung mineralisch gedüngt | 61,3 | 98 | 40,2 | 116 | 30,9 | 97 |
| Krumentiefung Hühnergülle 330 m ³ /ha | 63,6 | 106 | 41,5 | 120 | 33,0 | 104 |
| Krumentiefung Schweingülle 400 m ³ /ha | 60,2 | 97 | 43,0 | 124 | 31,1 | 93 |

Untersuchungen über den Einfluß von Vollpappe
auf das Pflanzenwachstum

von

G. Windaus, E. Petermann und D. Hase *)

1. Einleitung

Im Jahre 1970 betrug in der BRD die Papier- und Pappenproduktion ungefähr 5,5 Millionen Tonnen. Fast die Hälfte (ca. 2,5 Millionen Tonnen) der für diese Produktion erforderlichen Rohstoffe wurden im Recycling-Verfahren zur Verfügung gestellt. Dieses Altpapier wurde überwiegend in der BRD aufgebracht. Diese Zahlen lassen die Bedeutung des Recyclings erkennen. Das eingesetzte Altpapier sichert in erheblichem Maße die Rohstoffbasis bei der Produktion von Papier und Pappe. So werden z. B. für die Herstellung von Vollpappe bis zu 80 % Altpapier verwendet. Neben betriebswirtschaftlichen und technologischen Motiven der Altpapierverwertung kommt infolge der Umweltschutzbemühungen ein weiteres hinzu, denn Papier verursacht keine Umweltschädigungen. Es läßt sich verbrennen, deponieren und kompostieren. Doch die Mülldeponien werden trotzdem, vor allem in Gebieten mit fehlender papiererzeugender Industrie, durch Papier- und Pappe-Abfälle erheblich belastet.

Es sollte im Laborversuch geprüft werden, ob sich Pappe-Abfälle sinnvoll verwerten lassen, z.B. indem man sie dem Boden zusetzt. Vollpappe besteht hauptsächlich aus voraufgeschlossener Cellulose. Der Abbau der Cellulose im Boden ist eine überwiegend fermentativ gesteuerte Dissimilation.^{1) 2)} Das Ferment, das diesen hydrolytischen Abbau bewirkt, wird seit seiner Entdeckung im Jahre 1901 durch

*) G. Windaus und E. Petermann, Herzberger Papierfabrik Ludwig Osthusenrich KG, Herzberg am Harz; D. Hase, Herzberg am Harz, Troppauer Str. 5.

Kohlstamm³⁾ als Cellulase bezeichnet und konnte z. B. im Magensaft der Weinbergschnecke (*Helix pomatia*)⁴⁾ und durch White⁵⁾ in ruhenden und keimenden Samen nachgewiesen werden. Weiterhin wird es von einer Vielzahl von Bakterien und Pilzen produziert.⁴⁾ Es sei hier dazu besonders auf die Arbeiten von Janke⁶⁾, über den Abbau der Cellulose durch Mikroorganismen, hingewiesen.

2. Böden und Bodenuntersuchung

Für die Versuche wurden drei verschiedene Bodenarten eingesetzt, um den unterschiedlichen Einfluß auf den Faserabbau feststellen zu können. Als Kontrollboden wurde Quarzsand verwendet.⁷⁾

1. Weinbergboden

Entnahmeort: Gemarkung Maikammer
 Gewanne am Kreuz

2. Lehmboden

Entnahmeort: Herzberg am Harz

3. Laubboden

Entnahmeort: Herzberg am Harz

Das C/N-Verhältnis betrug:

| | |
|-----------------------|-----------|
| beim Weinbergboden | 10:0,63 |
| beim Lehmboden | 10:0,48 |
| beim Laubboden | 10:0,7 |
| und bei der Vollpappe | 10:0,0357 |

Jeder Versuch wurde fünfmal durchgeführt.

Die bei allen Versuchen eingesetzte Pappe stammte aus der normalen Produktion und hatte etwa folgende Zusammensetzung:

60 % Holzschliff/Halbzellstoff

40 % Zellstoff (Kiefer, Fichte).

Die Pappen wurden in Stücke von ca. 3 x 3 cm geschnitten, da Vorversuche ergeben hatten, daß dies zum Einarbeiten in die Böden eine günstige Probengröße war.

3. Wachstumsversuche

Je Boden wurde ein 0-Versuch sowie Versuche mit 0,01 %, 0,1 %, 1 % und 10 % Zugabe von Pappe angesetzt. Die Wachstumsversuche wurden überwiegend nach 18 Tagen abgebrochen und dann wurde die mittlere Höhe der Pflanzen bestimmt. Als Saatgut wurde Raps (Lihoraps), Züchter: Landwirtschaftliche Versuchsstation Limburgerhof/Pfalz, Kurzstroh-Winterroggen, Züchter: F. von Lochow-Petkus GmbH, Bergen (Kreis Celle), und Gerste, Lieferant: Chemische Fabrik Kalk GmbH, Köln, benutzt.

Vergleichsweise wurden den Böden bei den Wachstumsversuchen folgende Düngegabe je Topf zugesetzt:

100 mg N, 100 mg K_2O und 50 mg P_2O_5 .

Abbildung 1 und 2 zeigen die Versuchsergebnisse der Wachstumsversuche mit Raps.

Abbildung 1 läßt erkennen, daß bei einer Pappenzugabe bis zu 0,1 % eine Höhenzunahme zu erkennen ist. Die Zugabe von 1 % Pappe und mehr brachte bei allen Versuchsböden Wachstumsdepressionen.

Abbildung 2 zeigt, daß durch die Zugabe von Dünger eine Verschiebung der Wachstumsverhältnisse eintritt. Bei Laub- und Lehmböden (Abb. 3) wurden bei Zugaben bis zu 1 % Pappe keine Wachstumsdepressionen gefunden. Der Weinbergboden zeigte gegenüber dem ersten Versuch (Abb. 1) zwar eine größere mittlere Höhe der Pflanze, jedoch wurden schon bei Pappenzugaben von 0,01 % Wachstumsdepressionen beobachtet. Soweit festgestellt werden konnte, wird durch die Zugabe der Düngemittel der Weinbergboden in den acidophilen Bereich verschoben. Die Rapspflanze bevorzugt aber neutrophile bis basiphil-neutrophile^{8) 9)} Böden, die Pufferwirkung des Weinbergbodens war jedoch nicht ausreichend, um den pH-Wert auszugleichen.

Die Versuche mit Kurzstroh-Winterroggen gedüngt (Abb. 4), ergaben schon bei einem Zusatz von 0,01 % Pappe zum Laub-, Weinberg- oder Quarzsandboden eine auffallende Wachstumsdepression. Beim Lehmboden wurde bis zu einer Pappenzugabe von 1 % keine Wachstumsdepression gemessen.

Die Ergebnisse der Wachstumsversuche mit Gerste (ungedüngt und gedüngt) sind in Abbildung 5 und 6 dargestellt. Abbildung 5 zeigt bei Laubboden eine starke Depression, während sich bei Lehm- und Weinbergboden kein Einfluß auf das Wachstum erkennen läßt. Bei Quarzsandboden konnte sogar eine geringe Wachstumssteigerung beobachtet werden. Wurde der Boden gedüngt, dann zeigte das Höhenwachstum der Gerste bei einer Pappenzugabe bis 1 % bei Weinberg- und Lehmböden eine Wachstumssteigerung. Auf Laubboden wurde nahezu der gleiche Wachstumsverlauf wie bei den entsprechenden Versuchen ohne Pappenzusatz beobachtet.

Die Wachstumsdepressionen der Pflanzen auf Quarzsandboden beruhen offensichtlich darauf, daß eine erhöhte biologische Aktivität im Boden auftrat und durch Mikroorganismen der zugesetzte Stickstoff fixiert wurde.

Die Versuche zeigten, daß Raps die geeignetste Versuchspflanze war, da sie auf Pappenzugabe empfindlich ansprach. Es wurde daher ein weiterer Versuch mit Raps durchgeführt. Für diesen Versuch wurde das C/N-Verhältnis der einzelnen Versucheböden gleich eingestellt. Dabei wurde das C/N-Verhältnis des zugehörigen O-Bodens zugrunde gelegt. Dies bedeutet ein C/N-Verhältnis für den Weinbergboden von 10:0,63, den Lehmboden von 10:0,48 und den Laubboden von 10:0,70. Der Stickstoffgehalt wurde mit Rieselkorn (BASF mit 20 % N) eingestellt. Die Mengenzugaben der Pappen wurden geändert, da die Vorversuche ergeben hatten, daß die kritische Schwelle zwischen 1 % und 10 % Pappenzusatz lag. Folgende Zugaben wurden angewandt: 1 %, 2 %, 3 %, 4 %, 5 % Pappe. Die Ergebnisse dieser Versuche (Abb. 7) zeigen deutlich, daß bei Laub- und Weinbergboden bei einer Zugabe bis zu 4 % bzw. 5 % Pappe keine Wachstumsdepressionen zu beobachten waren; bei Lehmboden trat ab 2 % Pappenzugabe eine Wachstumshemmung ein.

4. Freilandversuche

Die Freilandversuche wurden in der Versuchsgärtnerei der Herzberger Papiärfabrik durchgeführt. Das Saatgut war Raps; pro Quadratmeter Versuchsfläche wurden 100 g, 1.000 g und 10.000 g Pappe 20 cm tief eingearbeitet.

Die Untersuchungen gaben folgende Ergebnisse:

| Pappenzusatz - g/m ² | 0 | 100 | 1.000 | 10.000 |
|---------------------------------|---------|-------|----------|----------|
| pH (KCl) | 6,0 | 6,0 | 6,2 | 6,2 |
| C/N-Verhältnis | 10:1,78 | 10:1 | 10:0,145 | 10:0,025 |
| Erntegewicht, g | 4.156 | 3.136 | 2.980 | 210 |
| Lufttrockengewicht, g | 962 | 693 | 668 | 49 |

Auch hier ist wieder der Einfluß der Pappe zu beobachten. Bewußt wurden extreme Verhältnisse gewählt. Die Untersuchung des geernteten Samens zeigte, daß sich die Keimfähigkeit gegenüber dem Saatgut nicht geändert hatte, auch entsprachen die Säusbeuten den in der Literatur angegebenen Mittelwerten¹⁰⁾.

Während des Versuchs wurde u. a. täglich um 8.00 h die Bodentemperatur gemessen. Die Messungen schwankten in folgenden Bereichen:

| | |
|-------------------------------|-------------|
| 0-Boden | 8 - 17,5°C |
| 100 g Pappe/m ² | 10 - 17,5°C |
| 1.000 g Pappe/m ² | 11 - 17,5°C |
| 10.000 g Pappe/m ² | 13 - 17,5°C |

5. Bodenatmungsversuche

Die Bodenatmungsversuche sollten zeigen, wie weit die CO₂-Produktion vom Boden - und damit die Bakterienaktivität von der Pappenzugabe - abhängig war. Bei einem C/N-Verhältnis von 10:1,26 wurde Weinbergboden mit Pappenzusätzen zwischen 0,1 % und 5 % versehen. Abbildung 8 zeigt das Ergebnis dieser Versuche. Bei einer Pappenzugabe von 5 % wurden nach 11 Wochen 16 g CO₂ ausgeatmet. Ein zum

Vergleich entsprechend durchgeführter Versuch mit einem C/N-Verhältnis von 10:0,36 ergab bis zu einer Pappenzugabe von 1 % keine großen Unterschiede, während bei höheren Pappenzusätzen bei einem C/N-Verhältnis von 10:1,26 eine deutliche CO₂-Produktionssteigerung eintrat.

Zusammenfassend läßt sich über die durchgeführten Versuche sagen:

1. Wird dem Boden Vollpappe ohne ausreichende Stickstoffdüngung zugesetzt, treten Wachstumsdepressionen auf.
2. Werden mit den Pappenabfällen gleichzeitig ausreichende Mengen an Stickstoff, Phosphor und Kalzium in Form von Mineraldüngern in den Boden eingebracht, können sogar Wachstumssteigerungen bei der richtigen Auswahl an Getreide und Pappemengen erzielt werden.

Anmerkung:

Von der Landes-Lehr- und Versuchsanstalt in Trier werden Pappschnitzel im Großversuch in Weinbergböden eingesetzt. Über die Zwischenergebnisse dieser Versuche wurde bereits im Februar 1972 in Hannover vorgetragen¹¹⁾. Diese Versuche mit Pappschnitzeln werden weitergeführt. Sie wurden bisher nur auf diesem speziellen Bodenstandort durchgeführt.

LITERATUR

1. Pringsheim, H.: Über den fermentativen Abbau der Cellulose.
In: Z. physiol. Chem. 78, 1912, S. 266-291
2. Winogradsky, S.: Etudes sur la microbiologie du sol.
In: Ann. Inst. Pasteur 43, 1929, S. 549-633
3. Kohlstamm, P.: Amylolytische, glycosidspaltende, proteolytische und celluloselösende Fermente in holzbewohnenden Pilzen.
In: Beih. bot. Zbl. 10, 1901, S. 90-121
4. Fahraeus, G.: Fermente des Auf- und Abbaues der Cellulose.
In: Handbuch der Pflanzenphysiologie, Bd. VI, Springer-Verlag Göttingen, 1958
5. White, W.L., et al.: Assays of cellulolytic activity of molds isolated from fabrics and related items exposed in the tropics.
In: Mycologia (NY) 40, 1948, S. 34-84
6. Janke, A.: Der Abbau der Cellulose durch Mikroorganismen.
In: Österreich. bot. Z., 96, 1949, S. 399-443
7. Windaus, G. und Petermann, E.: Untersuchungen über den Einfluß von Vollpappe auf das Pflanzenwachstum.
In: Das Papier, H. 5, 1967, S. 225-239
8. Ellenberg, H.: Bodenreaktion.
In: Handbuch der Pflanzenphysiologie, Bd. IV, S. 659 ff, Springer-Verlag Göttingen, 1958
9. Produkt Lihoraps und Lihonova,
Landwirtschaftl. Versuchsstation Limburgerhof/Pfalz
10. Merck, E.: Chemisch-Technische Untersuchungsmethoden für die Textilindustrie.
In: Verlag Chemie Weinheim, 1961, S. 85-109
11. Walter, B., Petermann, E. und Hase, D.:
Über die Möglichkeiten zur Verminderung der Erosion durch Altpapier.
In: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 15, 1972, S. 265-271

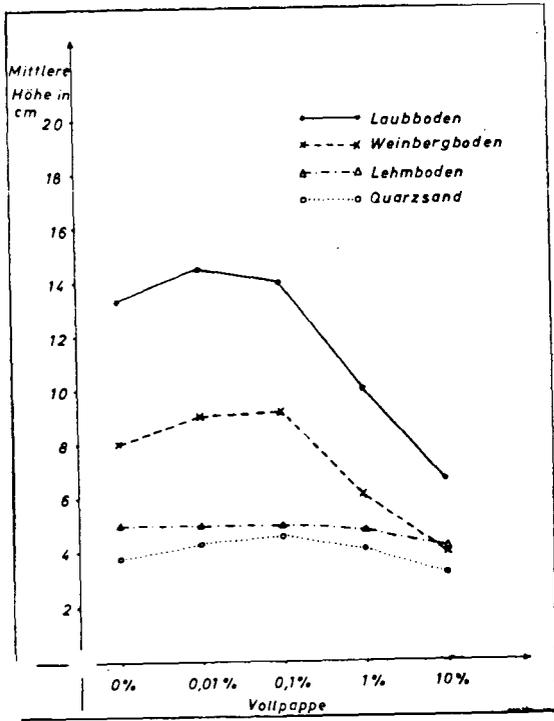


Abb.: 1 Mittlere Höhe der Rapspflanzen nach 18 Tagen (ungedüngt)

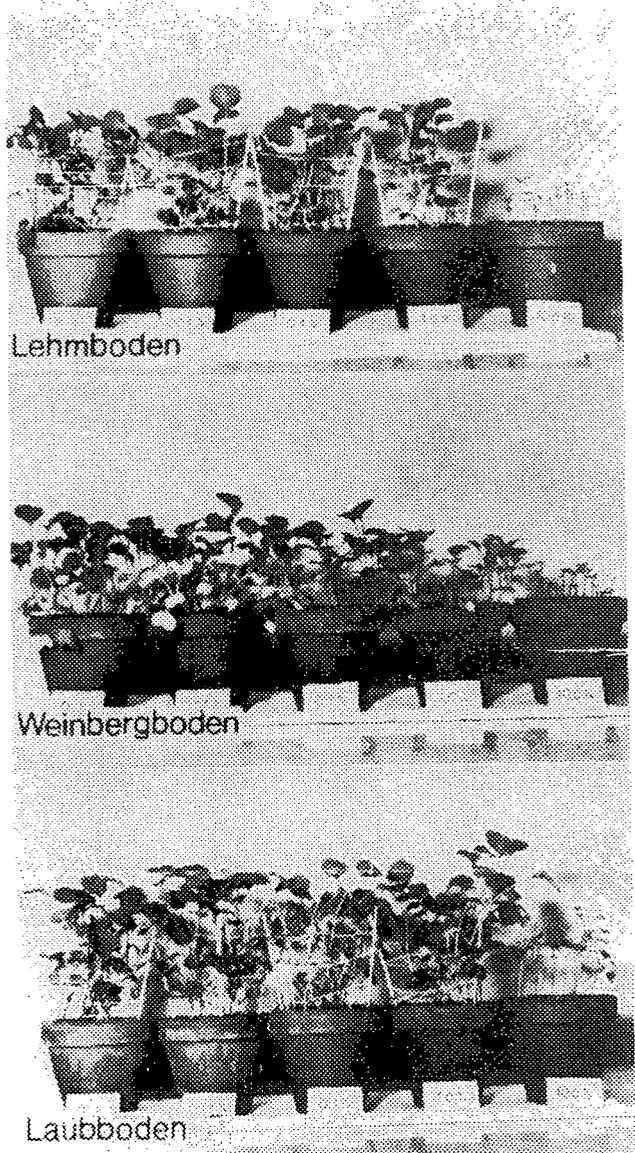


Abb.: 3

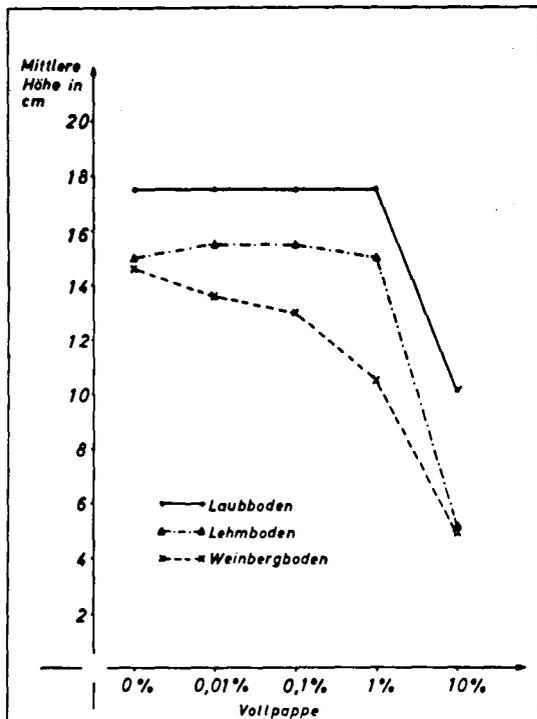


Abb.: 2 Mittlere Höhe der Rapspflanzen nach 18 Tagen (gedüngt)

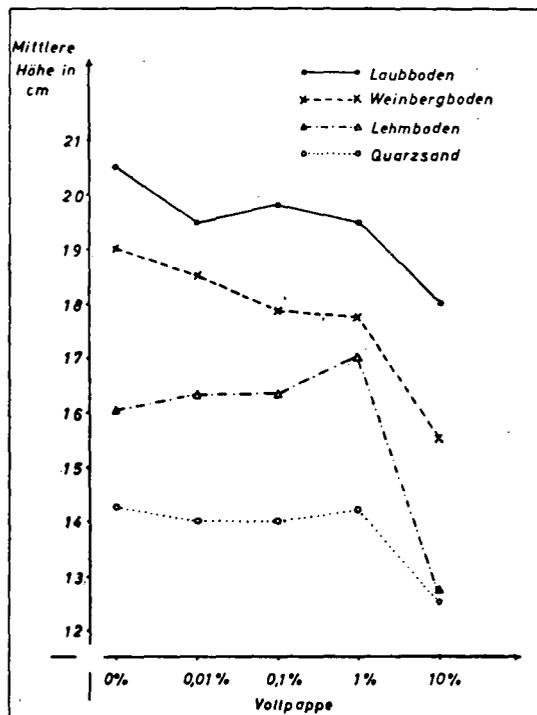


Abb.: 4 Mittlere Höhe des Roggens nach 19 Tagen (gedüngt)

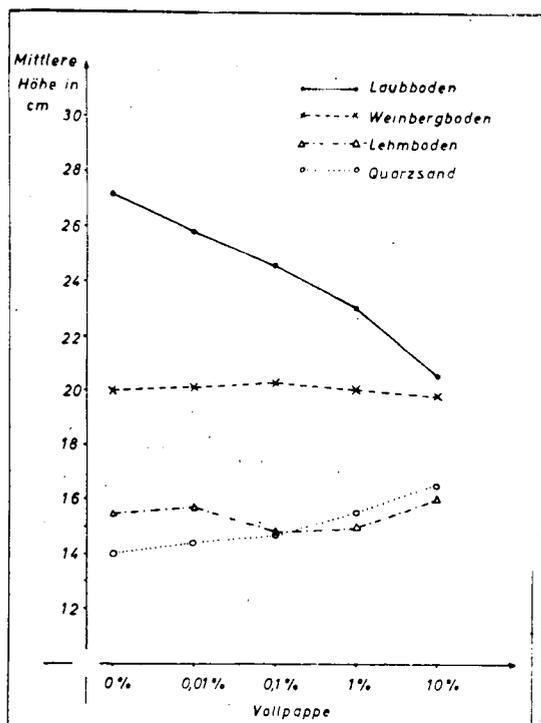


Abb.: 5 Mittlere Höhe der Gerste nach 19 Tagen (ungerdünt)

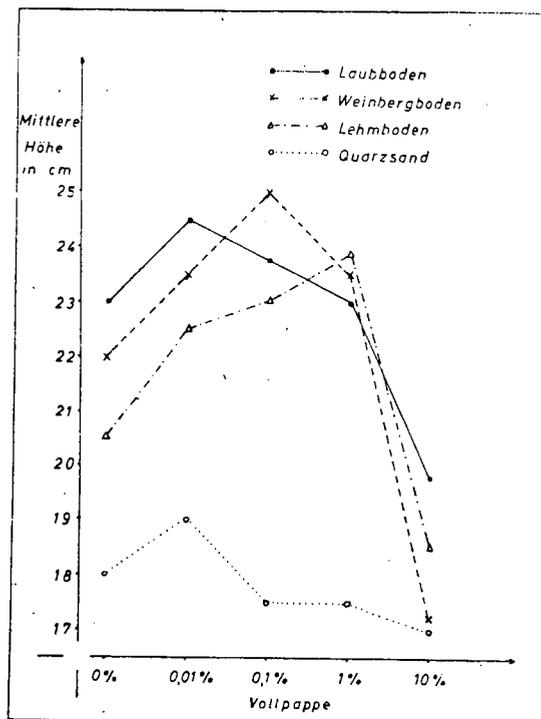


Abb.: 6 Mittlere Höhe der Gerste nach 19 Tagen (gedüngt)

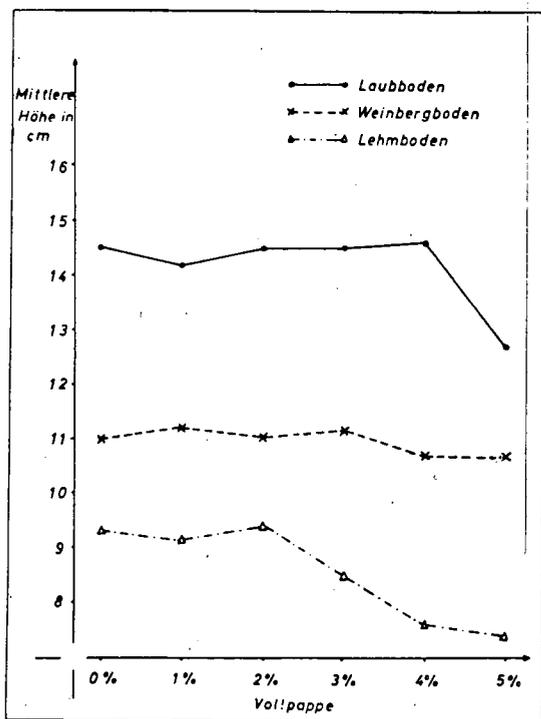


Abb.: 7 Mittlere Höhe von Rapspflanzen nach 28 Tagen bei gleichem C/N-Verhältnis

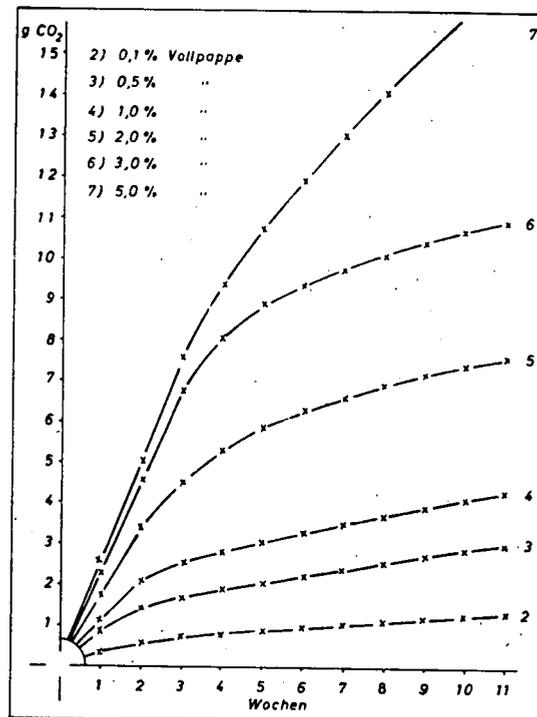


Abb.: 8 Bodenatmungsversuch (Weinbergboden) mit verschiedener Pappenzugabe C/N-Verhältnis 10:1,26

Untersuchungen zur Ermittlung des Toxizitäts-Grenzwertes von Zink

bei Hafer und Rotklee

von

A. v. Hodenberg^{*)}

A. EINLEITUNG

Zunehmende Umweltverschmutzung macht die Kenntnis der Belastbarkeit landwirtschaftlicher Kulturpflanzen mit Schwermetallen notwendig. Standorte mit hohen Zn-Gehalten kommen z. B. im nördlichen Harzvorland und im Raum Aachen, Osnabrück vor. Im Wachstum beeinträchtigte, stark chlorotische Getreidepflanzen aus dem Oker- und Innerste-Tal enthielten bis zu 2000 ppm Zn in der Tr.S. Um eine quantitative Aussage über das zu erwartende Schadensausmaß unter ökologischen Bedingungen vornehmen zu können, soll in Gefäßversuchen der Toxizitäts-Grenzwert für Zink ermittelt werden.

Der Toxizitäts-Grenzwert gibt dabei denjenigen Gehalt eines Elements in der Pflanze an, der zu Schädigungen in Form von Ertragsdepressionen, Qualitätsminderungen und/oder makroskopisch sichtbaren Symptomen führt.

B. UNTERSUCHUNGSMATERIAL UND METHODEN

Als Untersuchungsmaterial diente Hafer (Goldsherry) und Rotklee (Léro). Die Versuche wurden in dreifacher Wiederholung in Mitscherlichgefäßen unter Konstanthaltung aller übrigen Faktoren durchgeführt. Als Nährsubstrat fand eine sandig, lehmige Braunerde Verwendung.

Die Zn-Gaben pro 6 kg Boden betragen 0, 1, 2 und 3 g Zn als $ZnSO_4$ zu Hafer und 0, 0,3, 0,6 und 0,9 g Zn zu Rotklee.

*) Adelheid v. Hodenberg, Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Neue Universität, 23 Kiel, Olshausenstraße 40-60

Haferproben wurden in verschiedenen Wachstumsstadien beginnend mit dem Sichtbarwerden des ersten Halmknotens bis zur Vollreife entnommen. Teilweise erfolgte eine Aufteilung der gesamten Sprosse in Blätter und Stengel.

Rotklee wurde zu Beginn der Blüte geerntet.

Von allen Pflanzenproben wurden die Tr.S.-Erträge ermittelt und neben den sichtbaren Symptomen als Kriterien für die Ermittlung des Toxizitäts-Grenzwertes herangezogen.

Die Zn-Bestimmung erfolgte nach trockener Veraschung und Aufnahme der Pflanzenasche in 4n HNO_3 aus der Aschenlösung mit dem Atom-Absorptionsspektralphotometer Unicam.

C. ERGEBNISSE

I. Zink-Toxizität bei Hafer

Die Kennzeichnung des Toxizitäts-Grenzwertes für Zink setzt die Kenntnis der Wirkung steigender Zn-Gaben auf die Erträge von Grünmasse, Korn und Stroh, sowie auf die Zn-Gehalte in den Pflanzen voraus. (Abb. 1)

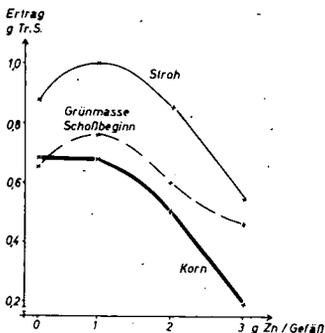


Abb. 1:

Einfluß steigender Zn-Gaben auf den Ertrag von Hafer

Eine Zink-Düngung von 1 g pro Gefäß fördert auf Grund vermehrter Nachschosser-Bildung den Grünmasse- und Strohertrag, während der Kornertrag bereits eine geringfügige negative Tendenz aufweist. Höhere Zn-Gaben von 2 und 3 g pro Gefäß wirken sich auf alle Ertrags-

komponenten nachteilig aus. Aus der im Vergleich zum vegetativen Wachstum stärkeren Beeinträchtigung der generativen Entwicklung folgt, daß der Kornertrag als Eichmaß zur Abgrenzung des Luxuskonsums vom Bereich toxisch wirkender Zn-Gehalte in der Pflanze herangezogen werden muß.

Neben der Beeinflussung des Ertrages durch steigende Zn-Gaben bewirken diese eine beträchtliche Zn-Anreicherung in den Pflanzen. (Abb. 2)

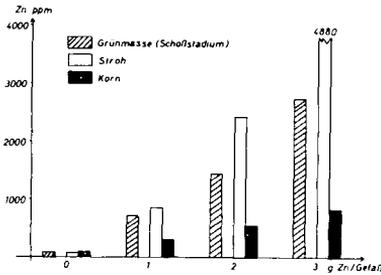


Abb. 2:

Einfluß steigender Zn-Gaben auf die Zn-Gehalte verschiedener Pflanzenteile von Hafer

Unabhängig vom Zn-Angebot weisen die Zn-Gehalte einzelner Pflanzenteile deutliche Unterschiede auf. Zwischen den extrem niedrigen Zn-Konzentrationen im Korn und den sehr hohen im Stroh liegen diejenigen der Grünmasse.

Abbildung 3 zeigt die Veränderung der Zn-Gehalte in verschiedenen Wachstumsstadien bei steigendem Zn-Angebot.

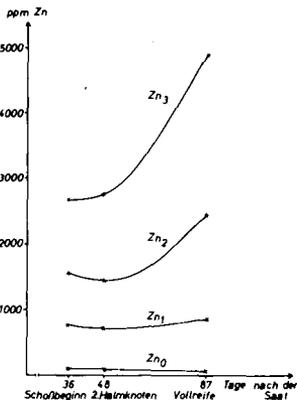


Abb. 3:

Zn-Gehalte von Hafer sprossen in verschiedenen Wachstumsstadien bei steigendem Zn-Angebot

Während bei niedriger Zn-Versorgung die Zn-Gehalte in der Pflanze abnehmen, steigen sie im Laufe der Vegetationsperiode um so mehr an, je höher das Zn-Angebot ist, was ein typischer Hinweis für Zn-Überschuß sein dürfte.

Abbildung 4 stellt die Abhängigkeit des Grünmasse-Ertrages von den Zn-Gehalten in der Pflanze dar.

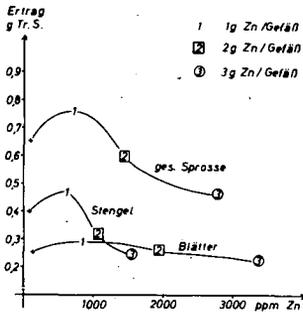


Abb. 4.:

Abhängigkeit des Haferertrages von den Zinkgehalten verschiedener Pflanzenteile.

Trotz des anfänglichen Anstiegs des Grünmasse-Ertrages bei steigenden Zn-Gehalten, zeigt der weitere Kurvenverlauf eine eindeutig negative Beziehung zwischen den Tr.S.-Erträgen und den Zn-Gehalten der Pflanzen.

Eine differenzierte Untersuchung von Blättern und Stengeln ergab, daß die Blätter höhere Zn-Konzentrationen aufweisen als die Stengel und gesamten oberirdischen Pflanzenteile.

Zur Probennahme sind die Blätter jedoch nicht besser geeignet als die gesamten Sprosse, weil die starke Variation der Zn-Gehalte der Blätter bei minimalen Veränderungen der Tr.S.-Erträge die Angabe des Toxizitäts-Grenzwertes erschwert.

Die Beziehungen zwischen dem Kornertrag und den Zn-Gehalten oberirdischer Haferteile zeigt Abbildung 5.

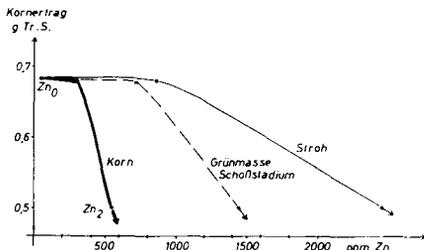


Abb. 5:

Abhängigkeit des Kornertrages von den Zn-Gehalten verschiedener Pflanzenteile von Hafer

Mit steigenden Zn-Konzentrationen in allen Pflanzenteilen ist zunächst ein geringer, dann aber ein starker Abfall der Kornerträge verbunden. Eine frühzeitige Diagnose sowie eine geringere Variationsbreite der Zn-Gehalte in der Grünmasse im Vergleich zu derjenigen im Stroh lassen es sinnvoll erscheinen, die Zn-Gehalte der gesamten Sprosse z. Zt. des Schossens zur Kennzeichnung des Toxizitäts-Grenzwertes zu verwenden. Diese Beziehung ist auf Abb. 6 noch einmal gesondert dargestellt.

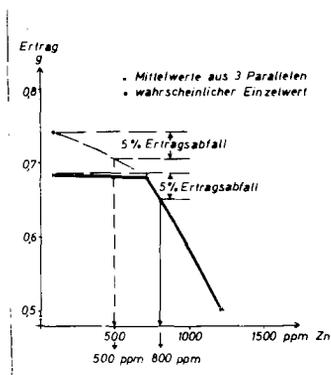


Abb. 6:

Abhängigkeit des Kornertrages von den Zn-Gehalten der Hafersprosse im Schoßstadium

Die Grenzwert-Ermittlung beruht auf der Annahme, daß derjenige Zn-Gehalt in der Pflanze toxisch wirkt, bei dem der Maximal-Ertrag um 5 % unterschritten wird. Da die Erträge der Kontrollgefäße leider relativ stark variierten, ergeben sich zwei Möglichkeiten der Auswertung. Je nach der zugrunde gelegten Basis resultiert ein Bereich toxisch wirkender Zn-Gehalte, der zwischen 500 und 800 ppm in der Tr.S. von Hafersprossen z. Zt. des Schossens liegt. Weitere Untersuchungen zur Einengung dieses Wertes sind noch nicht abgeschlossen.

II. Zink-Toxizität bei Rotklee

Auch bei Rotklee bewirkt steigendes Zn-Angebot eine Erhöhung der Zn-Gehalte in der Tr.S. der Pflanzen (Abb. 7).

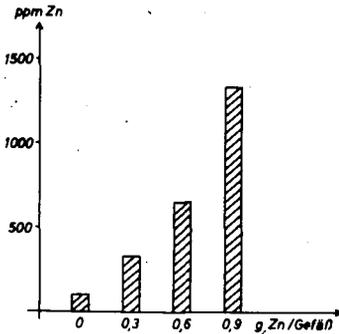


Abb. 7:

Einfluß steigender Zn-Gaben auf die Zn-Gehalte von Rotklee (Blühbeginn)

Die mögliche Zn-Anreicherung beträgt mehr als das 50-fache des Ertrags-Grenzwertes; sie ist damit nur halb so groß wie in Hafer-sprossen z. Zt. des Schossens.

Unter der Voraussetzung, daß der vegetative Pflanzenertrag das Haupternte-Produkt darstellt, wird dieser als Eichmaß zur Kennzeichnung des Toxizitäts-Grenzwertes herangezogen.

Abbildung 8 zeigt die negative Beziehung zwischen den Tr.S.-Erträgen und den Zn-Gehalten in der Pflanze.

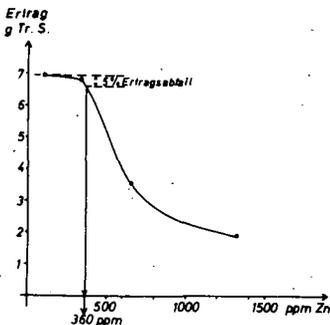


Abb. 8:

Abhängigkeit des Tr.S.-Ertrages von den Zn-Gehalten in Rotklee (Blühbeginn)

In Analogie zur Grenzwertermittlung bei Hafer, ergibt sich hier bei einem 5%-igen Abfall des Ertrages unter den Maximal-Ertrag ein toxisch wirkender Zn-Gehalt von 360 ppm in der Tr.S. von Rotklee. Selbst unter Berücksichtigung einer (noch einzuengenden) Schwankungsbreite des Toxizitäts-Grenzwertes für Rotklee von 10 %, ergäbe sich mit 320 - 400 ppm Zn ein Toxizitäts-Bereich, der deutlich niedriger als für Hafer liegt.

D. DISKUSSION

Dem Ziel der vorliegenden Ermittlung eines Zn-Toxizitäts-Grenzwertes liegt folgendes Prinzip der Ableitung zu Grunde.

Ausgehend von der von LUNDEGARDH (1945) gewonnenen Erkenntnis, daß das Pflanzen-Wachstum von der Nährelement-Konzentration in der Pflanze abhängt, kann das steigende Angebot eines Nährelements bei Konstanthaltung aller übrigen Faktoren zu einer Ertragsdepression führen. Wird der Maximal-Ertrag um einen bestimmten Prozentsatz unterschritten, so ergibt sich der Grenzwert aus dem diesem Ertrag entsprechenden Nährelementgehalt eines bestimmten Wachstumsstadiums.

Einen Vergleich eigener Untersuchungsergebnisse mit Werten aus der Literatur zeigt neben guter Übereinstimmung auch größere Abweichungen.

Der niedrigste Grenzwert wird mit 300 ppm Zn in Haferblättern z.Z. des Schossens von BERGMANN (1970) angegeben, der höchste mit mehr als 1700 ppm Zn in reifen Haferblättern von HUNTER und VERGNANO (1954). Selbst unter Berücksichtigung des Wachstumsstadiums der Pflanzen, erscheint der eine Wert zu niedrig, der andere zu hoch.

Demgegenüber konnten CARRDL und LONERAGAN (1968) zeigen, daß Hafer im Schoßstadium bei einem Gehalt von 740 ppm Zn in den gesamten Sprossen noch keine Beeinträchtigung des vegetativen Wachstums zeigte. Obwohl der Versuch nicht bis zur Vollreife durchgeführt wurde, bestätigt er die vorliegenden Ergebnisse insofern, als annähernd gleiche Zn-Gehalte im gleichen Wachstumsstadium von Hafer keine Ertragsminderungen auslösten.

Außerdem fanden CARRDL und LONERAGAN (1968) bei Leguminosen toxisch wirkende Zn-Gehalte zwischen 215 und 533 ppm in der Tr.S. Versuche mit Bohnen von SCHARRER und JUNG (1957) und SCHARRER und HÜFNER (1958) ließen bei Gehalten von mehr als 352 bzw. 382 ppm Zn im Bohnenkraut Ertragsdepressionen erkennen. Somit fügt sich der in eigenen Untersuchungen ermittelte Toxizitäts-Grenzbereich von 320 - 400 ppm Zn für Rotklee gut in die Literaturangaben ein. In Übereinstimmung mit der Literatur ergibt sich ferner, daß der Toxizitäts-Grenzbereich für Hafer höher anzusetzen ist als derjenige für Rotklee.

E. ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse aus Gefäßversuchen mit steigenden Zn-Gaben zu Hafer und Rotklee lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Steigende Zn-Gaben verringern den Ertrag vegetativer und generativer Pflanzenteile bei gleichzeitiger Erhöhung der Zn-Gehalte.
2. Zur Kennzeichnung des Toxizitäts-Grenzwertes sollen Zn-Gehalte aus einem Wachstumsstadium herangezogen werden, das die beste Korrelation zum Ertrag zeigt.
3. Für Hafer ergab sich vorläufig ein Toxizitäts-Grenzwert zwischen 500 und 800 ppm im Spross zur Zeit des Schossens. Der Toxizitäts-Bereich für Rotklee unterscheidet sich mit Zn-Gehalten von 320 - 400 ppm deutlich von dem für Hafer.

LITERATURVERZEICHNIS

- CARROL, M.D., and LONERAGAN, J.F.: Response of Plant Species to Concentration of Zinc in Solution.
Austr. J. agric. Res. 19, 859-868, Melbourne, 1968
- HUNTER, J.G., and VERGNAND, O.: Trace-Element Toxicities in Dat Plants.
Ann. of appl. Biologie 41, 637-651, Cambridge, 1954
- LUNDEGARDH, H.: Die Blattanalyse. Fischer, Jena 1945
- NEUBERT, P., WRAZIDLO, W., VIELEMEYER, H.-P., HUNDT, I., GOLLMICK, F. und BERGMANN, W.: Tabellen zur Pflanzenanalyse.
Inst. f. Pflanzenernährung, Jena, 1970
- SCHARRER, K., und JUNG, J.: Zur Bemessung der Mikronährstoffgaben in Wasserkulturversuchen mit Mais und Ackerbohnen.
Landwirtsch. Forsch. 10, 3-8, Frankfurt, 1957
- SCHARRER, K., und HÖFNER, W.: Isotopenversuche über die Aufnahme von Zink durch die Pflanze.
Z. Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 81, 213-224, Weinheim, 1958

Kupferanreicherung in hopfengenutzten Böden der Hallertau

von

W. Rieder und U. Schwertmann*)

Im Oberboden (0 - 25 cm) von 8 Bodenprofilen im Hopfenanbauggebiet der Hallertau, Bayern, betrug die mittlere jährliche Kupferanreicherung durch 5 - 43jährige Spritzung mit kupferhaltigen Fungiciden 12,1 ppm Cu. Die Übereinstimmung mit dem Sollwert von ca. 12 ppm zeigt, daß praktisch das gesamte Kupfer auch nach langer Spritzzeit im Boden verbleibt, also nicht dem Grundwasser zugeführt wird. Etwa 90 % des angereicherten Kupfers (bis 500 ppm Cu) sind EDTA- bzw. HNO_3 -löslich. Auch das austauschbare Kupfer (extrahiert mit M-MgSO_4) steigt von ~ 1 ppm auf bis zu 7 ppm an. Diese labile Kupferfraktion nimmt im pH-Bereich von 4,5 bis 6,5 logarithmisch mit zunehmendem pH-Wert ab, oberhalb von pH 6,5 jedoch nicht mehr. Zur Freisetzung eines Äquivalent Cu werden dabei offenbar 2 H-Ionen verbraucht. Im **Neubauerversuch** wurde Sommerweizen zwar durch die hohen Kupfergehalte nicht geschädigt, nahm jedoch weniger Eisen und vor allem weniger Mangan auf als aus ungespritzten Böden.

Vollständige Veröffentlichung in Ldw. Forsch. 25, 170-177, 1972

*) U. Schwertmann und W. Rieder, Institut für Bodenkunde der Technischen Universität München, 805 Freising-Weißenstephan

Filterfunktion und Produktivität von Böden

von

A. Finck *)

Zum Abschluß der Tagung über die 'Filterfunktion der Böden' sollen erstens die Möglichkeiten der Filterfunktion und zweitens die Beziehungen zwischen Filterwirkung und Ertragsleistung kurz zusammengefaßt werden. Zunächst seien die zahlreichen Möglichkeiten der Filterwirkung von Böden an Hand folgenden Schemas über den Verbleib 'Umwelt'-belastender Stoffe in Böden dargestellt.

Für (wasser-)lösliche Stoffe, die wegen ihrer hohen Mobilität eine unmittelbare Gefahr für Lebewesen darstellen können, bestehen die beiden Möglichkeiten der Speicherung und der Umwandlung. Durch Speicherung in sorptiver Form wird die Belastung der Bodenlösung herabgesetzt, wodurch sich für die Pflanzen ein Schutz in Form verringerten Angebots ergibt und wodurch ferner die Auswaschung herabgesetzt wird. Je höher die Sorptionskapazität eines Bodens ist, desto besser wirkt er als Filter via Speicherung (wofür Belastung mit Salzen ein Beispiel wäre).

Durch Umwandlung können belastende lösliche Stoffe erstens zu (zwar löslichen), aber nicht belastenden Stoffen umgeformt werden, die teilweise sogar Bedeutung als Pflanzennährstoffe haben können. Dabei gibt es für einige Stoffe praktisch keine quantitative Grenze (wie z. B. für die CO₂-Entwicklung aus dem Abbau organischer Substanz), während hinsichtlich anderer Verbindungen (wenn auch weite) quantitative Grenzen gesetzt sind. Dies gilt z. B. für Nitrat und löslichem Phosphat hinsichtlich der Auswaschung. Nachteilig für die Produktion wäre ferner eine Überversorgung oder Nebenwirkung auf andere Nährstoffe.

*) Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, 23 Kiel, Universität
Haus 41

Die zweite Möglichkeit der Umwandlung führt zu unlöslichen anorganischen und organischen Immobilisierungsprodukten, die damit vorübergehend (falls leicht mobilisierbar) oder praktisch dauernd (falls schwer mobilisierbar) aus dem Kreislauf ausscheiden. Eine gewisse Rolle spielt dabei noch die mechanische Filterwirkung der Böden, ob nämlich die immobilisierten Stoffe im Bodenprofil nach unten verlagert werden können oder nicht.

Für bodenbelastende (wasser-) unlösliche Stoffe besteht entweder die Möglichkeit des langsamen Abbaus, die meistens eine nicht belastende Rückkehr in den Stoffkreislauf bedeutet oder die Möglichkeit der Ablagerung als inerte Substanz und somit ein völliges Ausscheiden aus dem Stoffkreislauf (sofern keine Verlagerung im Profil stattfindet).

Die Böden variieren in einem weiten Bereich hinsichtlich ihrer Filterwirkung und ihres landwirtschaftlichen Hauptzwecks, nämlich der Produktivität. Es erhebt sich vor allem die Frage, ob die beiden Ziele, nämlich hohe landwirtschaftliche Produktivität und hohe Filterwirkung, im Sinne des Umweltschutzes zu vereinbaren sind oder ob hier notwendigerweise eine immer stärker werdende Diskrepanz besteht.

Für die Produktivität entscheidende Prozesse im Boden sind die Nährstoffspeicherung und -mobilisierung, der Gasaustausch und die Wasserbewegung. Ihre Intensität bestimmt das Speicherungs- und Transformationsvermögen, zwei wichtige Merkmale der Bodenfruchtbarkeit. Die für optimale Produktivität geforderten Eigenschaften sind somit ähnlich denjenigen für optimale Filterfunktion. Zu erfüllen ist in jedem Falle die Doppelfunktion der Mobilisierung von Stoffen, die knapp aber notwendig sind, und die Immobilisierung von Stoffen, die reichlich aber unerwünscht sind.

Entscheidende Bedeutung hat die Fähigkeit des Bodens zur Selbstregulierung. Der Boden ist kein Lebewesen, aber er zeigt ein ähnliches Verhalten. Ein fruchtbarer Boden kann als ein kybernetisches System aufgefaßt werden, das in hohem Maße die Fähigkeit zur Selbstregulierung besitzt. Schäden, sowohl auf der Mangel- als auch auf der

Überschuß-Seite sind bedingt durch das Überschreiten der Selbstregulierungs-Kapazität. Eine Verbesserung dieser wertvollen Bodeneigenschaft, der Regulierungsmöglichkeit durch entsprechende Maßnahmen, erhöht sowohl die Produktivität als auch die Filterfunktion und stellt somit ein wichtiges Ziel künftiger Forschung dar.