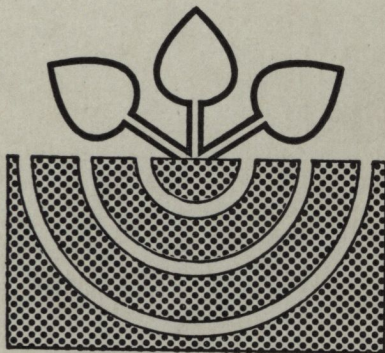


Z81/59 II

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**



Band 59
Heft II
1989

I S S N - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

M I T T E I L U N G E N

D E R

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT

Referate

Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

3.-10. September 1989

Münster

Band 59

Heft II

1989

Bestimmung der Kaliumanlieferung an die Pflanzenwurzeln
bei Ackerstandorten - Messung der Kaliumanlieferung mit
Hilfe von Austauschharzen.

+) ++) +) +)
Abitz, C.-A., St. Gäth, M. Renger und G. Wessolek

1. Einleitung

Ziel der Arbeit war es, eine einfach zu handhabende Methode anzuwenden, die mit Kationenaustauscherharzen die K-Anlieferung an die Pflanzenwurzeln simuliert.

Es wurden zum einen Diffusionsflüsse für einen und mehrere Tage gemessen, zum anderen Nährstoffverarmungsprofile im Kontaktraum Boden/Austauscher bestimmt. Dadurch sollte:

1. ein besseres Verständnis der im Boden ablaufenden Nährstoff-Transportprozesse erreicht werden und
2. durch den Eingang der gewonnenen Daten in Modellrechnungen (GÄTH et al. 1989a) die üblichen Routineuntersuchungen zur Düngebedarfsermittlung im Hinblick auf eine größere Differenzierung überprüft werden. Etwa durch Einbeziehung des Unterbodens sowie Berücksichtigung bodenchemischer und -physikalischer Parameter (FLEIGE et al. 1983).

2. Material und Methoden

2.1. Messung von K-Diffusionsflußraten

Da der Kaliumtransport im Boden hauptsächlich durch Diffusion erfolgt, wurde eine bei GRIMME et al. (1971) beschriebene Methode gewählt, die den diffusiven Nährstofftransport zur Wurzel unter Ausschaltung des Massenflusses simuliert.

Zum Ablauf der Methode: Zunächst werden in einem 1. Schritt der Austauscher (DOWEX 50 WX 8, 200-400 mesh, mit Protonen belegt) und der Boden (luftgetrocknet, gemörsert und auf 1 mm gesiebt) in Stechzylindern getrennt kapillar aufgesättigt, dann, um Massenfluß durch unterschiedliche Tensionen auszuschließen, im 2. Schritt auf keramischen Platten auf dieselbe Wasserspannung eingestellt.

Ist die angestrebte pF-Stufe erreicht, werden 3.) die Ringe mit Austauscher auf den Boden aufgesetzt und zur Gewährleistung eines optimalen Kontakts mit Gewichten beschwert.

Nach Ablauf der gewünschten Diffusionszeit wird 4.) das in den Austauscher diffundierte Kalium mittels 12 * 10 ml 2N HCl rückgetauscht und im Perkolat flammenphotometrisch bzw. am AAS bestimmt.

Die gemessenen ppm Kalium werden umgerechnet in $\mu\text{g K}$, die pro cm^2 Kontaktfläche Boden/Austauscher und pro Zeiteinheit in den Austauscher diffundiert sind.

2.2. Bestimmung von K-Verarmungsprofilen

Zur Bestimmung von K-Verarmungsprofilen wird die Bodensäule nach Ablauf der angestrebten Diffusionszeit (in der Regel 4 Tage) mittels einer umgebauten Silikonspritzpistole aus dem Stechzylinder gedrückt und in Scheiben ab 0.5 mm Dicke zerschnitten.

Das pflanzenverfügbare Kalium der einzelnen Bodensegmente wird mit der NH_4 -Lactat-Methode bestimmt.

+) Institut für Ökologie -Bodenkunde-, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

++) Institut für Landeskultur, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen

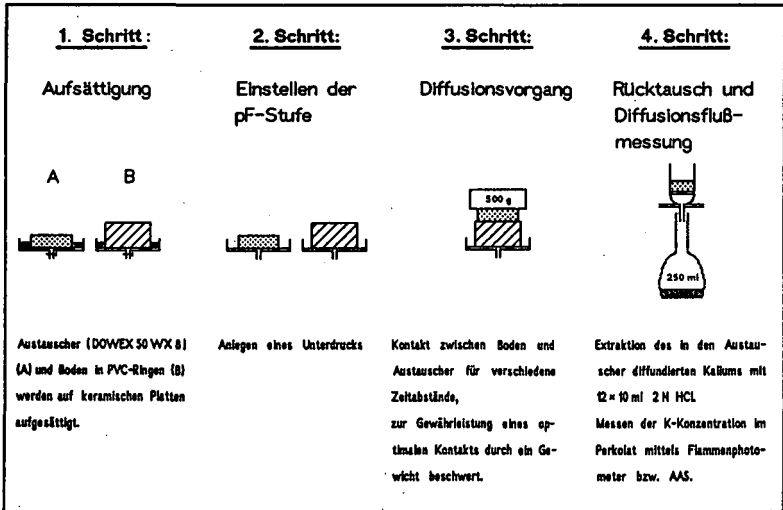


Abb. 1: Ablaufschema der Methode zur Messung von K-Diffusionsflußraten.

2.3. Böden

Beprobt wurden eine Löß-Parabraunerde aus Ohlendorf, ein Pelosol-Pseudogley aus Hordorf und eine Sand-Braunerde aus Darmstadt.

3. Ergebnisse

3.1. K-Diffusionsfluß als Funktion der Wasserspannung, der Zeit und der Bodenart

Aus dem Verlauf der Kurven in Abb. 2 läßt sich folgendes ersehen:

Zum einen nimmt der K-Diffusionsfluß mit steigender Wasserspannung, bedingt durch den mit dem Wassergehalt abnehmenden Diffusionsquerschnitt, deutlich ab. Veranschaulicht wird dies durch Gleichung 1 nach NYE und TINKER (1977).

$$D_{\text{eff.}} = D_1 \cdot \Theta \cdot f \cdot b^{-1} \quad (1)$$

mit: $D_{\text{eff.}}$ = effektiver Diffusionskoeffizient [$\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]
 D_1 = Diffusionskoeffizient in freiem Wasser [$\text{cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]
 Θ = Wassergehalt [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]
 f = Widerstandsfaktor, b = Pufferung

Hinzu kommt, daß mit abnehmendem Wassergehalt auch der Widerstandsfaktor sinkt.

Des weiteren werden die Diffusionsflußraten, d.h. die Diffusionsflüsse pro Zeiteinheit, mit der Diffusionsdauer immer geringer, so daß Kurven abnehmender Ertragszuwächse entstehen. Es ist dies ein Ergebnis der Pufferung, die durch die Aufnahme des Kaliums aus der Bodenlösung größer wird (Gleichung 2). Dieser Effekt ist im Boden Hordorf aufgrund des hohen Kaliumnachlieferungsvermögens im tonigen Lehm am wenigsten stark ausgeprägt. Der Sandboden hingegen ist schon nach den ersten Tagen erschöpft und liefert dann praktisch kein Kalium mehr an den Austauscher.

$$b = \frac{dC}{dC_1} \quad (\text{Konzentration des pflanzenverfügbaren K [mol} \cdot \text{cm}^{-3} \text{ Boden]}) \quad (2)$$

$$\quad \quad \quad (\text{Kaliumkonzentration in der Bodenlösung [mol} \cdot \text{cm}^{-3} \text{ Lösung]})$$

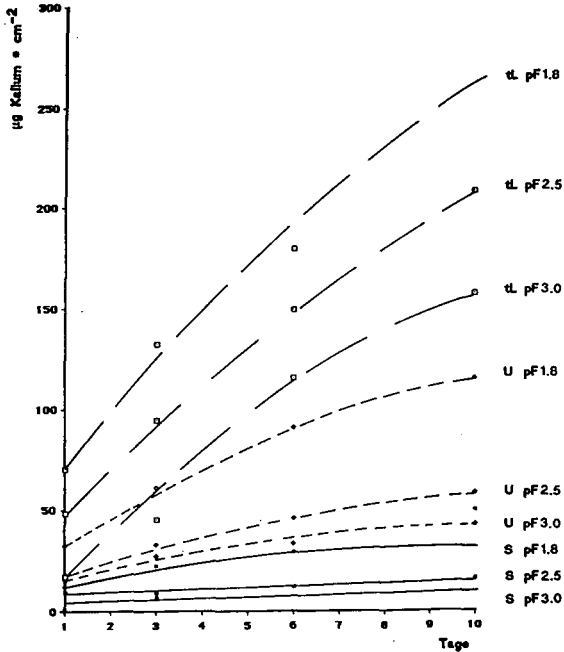


Abb. 2:

Vergleich der K-Diffusionsflüsse für den Ap-Horizont einer Sand-Braunerde (Darmstadt), einer Löss-Parabraunerde (Ohlendorf) und eines Pelosol-Pseudogleys (Hordorf).

Außerdem fällt auf, daß die Funktionen der K-Diffusionsflüsse für den Sand am niedrigsten und für den tonigen Lehm am höchsten sind. Der Löss liegt dazwischen.

Erklärlich wird dies durch den unterschiedlichen Anteil der Poren $< 50 \mu\text{m}$. Er beträgt im Sand nur 27 Vol.% gegenüber 45 Vol.% im Löss. Dadurch ist der Diffusionsquerschnitt im Sand schon bei Feldkapazität äußerst gering, was zur Folge hat, daß die Diffusionsflüsse bei allen Wassergehalten am niedrigsten liegen.

Die Unterschiede zwischen Löss und tonigem Lehm erklären sich bei diesem Versuch auch durch den sehr hohen Gehalt an austauschbarem Kallium im Boden Hordorf. Allerdings ist die Differenz zwischen den verschiedenen pF-Stufen für den tonigen Lehm weniger stark ausgeprägt, besonders zwischen den Druckstufen pF 1.8 und 2.5. Bewirkt wird dies durch den anteilsmäßig hohen Gehalt an Fein- und Mittelporen, wodurch bei hohen Druckstufen der Wassergehalt weniger stark gesenkt wird (GÄTH et al. 1989b).

3.2. Ausbildung von K-Verarmungsprofilen im Kontaktbereich Boden/Austauscher in Abhängigkeit von der Diffusionsdauer, dem K-Gehalt des Bodens und der Bodenart.

Die Unterschiede in den Verarmungskurven für 1 und für 4 Tage (Abb. 3) liegen hauptsächlich in der Ausdehnung der Verarmungszonen (nach 1 Tag 2-3 mm, nach 4 Tagen 4-5 mm) und in der Steigung des Kurvenverlaufs. Weniger stark sind die Unterschiede beim Grad der K-Konzentrationsabsenkung in unmittelbarer Nähe der Kontaktfläche Boden/Austauscher (nach 1 Tag auf ca. 170, nach 4 Tagen auf ca. 130 $\mu\text{mol}/100\text{g}$ Boden).

Die Tatsache, daß die Verarmungskurve für 1 Tag steiler verläuft, läßt erkennen, daß die Konzentrationsabsenkung an der Kontaktfläche Boden/Austauscher sehr schnell erfolgt und somit ein großer Gradient aufgebaut wird, der den Diffusionsfluß initiiert. Danach erfolgt der diffusive Herantransport der Nährstoffe an die Austauscheroberfläche auch aus weiter entfernten Bodenbereichen. Die Verarmungskurve flacht dadurch ab. CLAASSEN et al. (1981) fanden ähnliche Kurvenverläufe für Rb-Verarmung durch Autoradiographie.

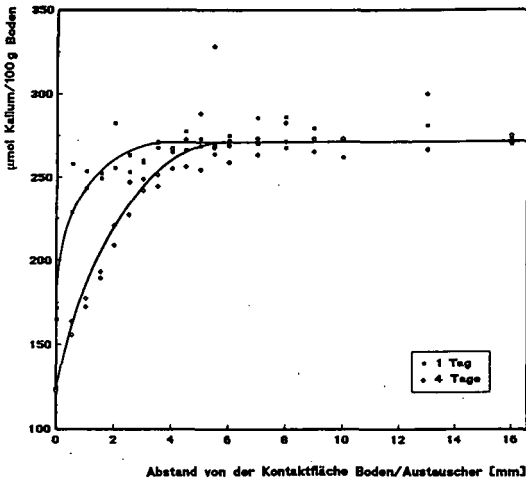


Abb. 3:
Verarmungsprofile des pflanzenverfügbaren Kaliums, K(AL), in der Nähe der Kontaktfläche Boden/Austauscher in Abhängigkeit von der Diffusionsdauer, Boden Ohlendorf Ap, pF 1.8.

Die Abb. 4 läßt erkennen, daß die Absenkung der K-Konzentration an der Kontaktfläche Boden/Austauscher für eine gedüngte (entsprechend 400 kg K/ha) und eine unbehandelte Variante des Bodens Ohlendorf in etwa gleich ist. Daraus folgt, daß der Konzentrationsgradient umso größer ist, je höher der K-Gehalt des Bodens liegt. Die Ausdehnung der Verarmungszone im gedüngten Boden ist wesentlich weiter (10–12 mm gegenüber 4–5 mm). Durch die niedrigere Pufferung ist der Diffusionskoeffizient bei der gedüngten Variante um eine Zehnerpotenz höher ($1.5 \cdot 10^{-6} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ im gedüngten gegenüber $2.9 \cdot 10^{-7} \text{ cm}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ im unbehandelten Boden).

Die effektiven Diffusionskoeffizienten wurden nach VAIDYANATHAN und NYE (1966) unter Berücksichtigung der Diffusionsflüsse sowie nach Gleichung 1 berechnet.

Abb. 5 zeigt K-Verarmungsprofile, die an Böden verschiedener Bodenart bestimmt wurden. Die Kurven unterscheiden sich im Grad der Absenkung im Kontaktbereich Boden/Austauscher, in der Höhe des Konzentrationsgradienten und in der Ausdehnung der Verarmungszone.

Auffällig ist, daß die Ausdehnung der Verarmungszone im tonigen Lehm trotz des höheren Konzentrationsgradienten und trotz des höheren Wassergehalts nicht weiter reicht als im Schluffboden, der effektive Diffusionskoeffizient nach Gleichung 3 also gleich ist. Dies veranschaulicht die Bedeutung der Pufferung, die im tonigen Boden höher ist und dadurch den effektiven Diffusionskoeffizienten senkt.

Demzufolge sollte theoretisch und nach Versuchen von CLAASSEN et al. (1981) der Diffusionskoeffizient und damit die Ausdehnung der Verarmungszone im Sand aufgrund

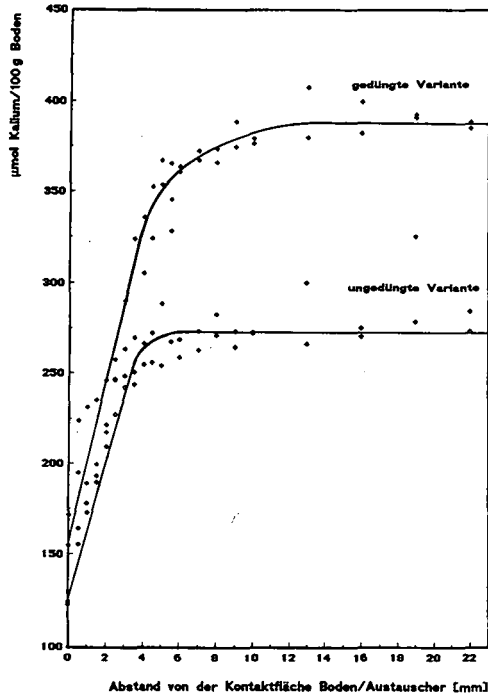


Abb. 4: K-Verarmungsprofile in der Nähe der Kontaktfläche Boden/Austauscher in Abhängigkeit vom K-Gehalt des Bodens. Boden Ohlendorf Ap, Diffusionsdauer 4 Tage, pF 1.8.

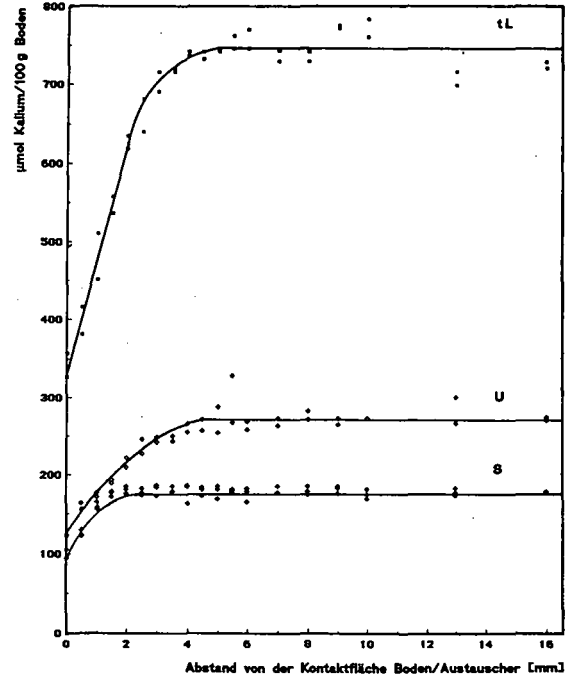


Abb. 5: K-Verarmungsprofile in der Nähe der Kontaktfläche Boden/Austauscher in Abhängigkeit von der Bodenart. Boden Darmstadt (S), Ohlendorf (U) und Hordorf (tL), jeweils Ap-Horizont, Diffusionsdauer 4 Tage, pF 1.8.

der geringeren Pufferung am größten sein. Dieser Effekt wird hier jedoch durch den erheblich niedrigeren Wassergehalt bei gleicher Tension (pF 1.8) überlagert.

$$D_{\text{eff}} = \frac{\Delta x^2}{2 t} \quad \text{JOST (1952)} \quad (3)$$

mit: Δx = Ausdehnung der Verarmungszone t = Diffusionsdauer

4. Zusammenfassung

- mit Hilfe von Austauscherharzen lassen sich Diffusionsflußraten für unterschiedliche Böden bei verschiedenen Wassergehalten reproduzierbar ermitteln.
- der Kontakt zwischen Boden und Austauscherharz simuliert Verarmungsprofile für unterschiedliche Zeiträume, Düngungsvarianten und Bodenarten. Sie entsprechen planaren Diffusionsprofilen um natürliche Pflanzenwurzeln (KUCHENBUCH 1983).
- aus den Verarmungskurven können effektive Diffusionskoeffizienten bei variierenden Nährstoffgehalten und unterschiedlicher Pufferung bestimmt werden.

5. Literatur

- CLAASSEN, N., K. HENDRIKS und A. JUNGK (1981): Rubidium-Verarmung des wurzelnahen Bodens durch Maispflanzen. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 144, 533 - 545.
- FLEIGE, H., H. GRIMME, M. RENGER und O. STREBEL (1983): Zur Erfassung der Nährstoffanlieferung durch Diffusion im effektiven Wurzelraum. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38, 381 - 386.
- GÄTH, ST., C.-A. ABITZ, G. WESSOLEK und M. RENGER (1989a): Bestimmung der Kalium-Anlieferung an die Pflanzenwurzeln bei Ackerstandorten mit Hilfe von Simulationsmodellen. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., (im selben Band).
- GÄTH, ST., H. MEUSER, C.-A. ABITZ, G. WESSOLEK und M. RENGER (1989b): Determination of potassium delivery to the roots of cereal plants. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 152, 143 - 149
- GRIMME, H., K. NEMETH und L.-C. v. BRAUNSCHWEIG (1971): Some factors controlling potassium availability in soils. Int. Symp. on Soil Fert. Eval. Proc., New Delhi 1, 33 - 43.
- JOST, W. (1952): Diffusion in Soils, Liquids and Gases. Academic Press Inc., New York.
- KUCHENBUCH, R. (1983): Die Bedeutung von Ionenaustauschprozessen im wurzelnahen Boden für die Pflanzenverfügbarkeit von Kalium. Diss. Fachber. Agrarwissenschaften, Universität Göttingen.
- NYE, P.H. und P.B. TINKER (1977): Studies in Ecology, Vol. 4 - Solute Movement in the Soil-Root System. University of California Press.
- VAIDYANATHAN, L.V. und P.H. NYE (1966): The measurement and mechanism of ion diffusion in soils. II. An exchange resin paper method for measurement of the diffusive flux and diffusion coefficient of nutrient ions in soils. J. Soil Sci. 17, 175 - 183.

Danksagung

Besonderer Dank gilt Herrn Dr. H. Fleige für seine vorbereitenden Arbeiten zur Messung von K-Diffusionsflußraten und Frau Nicola Fohrer für ihre umfangreichen Laboranalysen.

Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion
in die Oberflächengewässer der BRD

von

Auerswald, K.^{†)}

Einleitung:

In den letzten Jahren hat durch die Intensivierung der Erosionsforschung das Wissen über das Ausmaß der aktuellen Bodenerosion in der BRD stark zugenommen. Es verstärkte sich dabei der Eindruck, daß die Schäden in Gewässern ("Offsite"-Schäden) von größerer Bedeutung sind als die Produktivitätsverluste ("Onsite"-Schäden).

Wesentlich ist v.a. die Eutrophierung der Gewässer durch eingetragene Bodenphosphate. Es soll daher versucht werden, die Menge an Phosphor abzuschätzen, die durch Erosion die Oberflächengewässer der BRD eingetragen wird.

Eine ausführliche Darstellung der Berechnung zusammen mit den Abschätzungen anderer landwirtschaftlicher N- und P-Einträge findet sich bei AUERSWALD et al. (1990).

1. Abtragsquantifizierung:

Für Bayern sind die landschaftstypischen Bodenabträge bekannt (AUERSWALD & SCHMIDT, 1986), für die BRD existiert nur eine Karte der relativen Erosionsgefährdung verschiedener Landschaften (RICHTER, 1965). Auf Basis dieser Karte wurden 97 Erosionslandschaften unterschieden. Die Abträge von Ackerflächen der außerbayerischen Landschaften wurden durch Parallelisierung mit bayerischen Landschaften geschätzt.

Beispiele:	<i>Landschaft:</i>	<i>parallelisiert mit:</i>
	Schwarzwald	Bayerischer Wald
	Kraichgau	Fränkische Platten
	Schwäbische Alb	Südliche Frankenalb

Im Mittel der BRD errechnete sich daraus für Ackerflächen ein Abtrag von:
8,7 t/ha/a

Für jede Landschaft wurde entsprechend den Angaben des STATISTISCHEN BUNDESAMTES (1987) der Ackeranteil bestimmt. Mit den Ackerabträgen der einzelnen Landschaften errechnet sich ein Gesamtabtrag in der BRD von:
64.700.000 t/a

^{†)} Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München, D-8050 Freising-Weißenstephan

2. P-Gehalt des Oberbodens:

Die P-Gehalte wurden nach SCHACHTSCHABEL et al. (1982), den nach Bundesländern differenzierten P-Überschüssen (KÖSTER & SEVERIN, 1987) und einer Differenzierung innerhalb der Bundesländer entsprechend dem Anteil der flächenunabhängigen Veredlung (Hühner, Schweine) errechnet. Die so bestimmten mittleren P-Gehalte der 97 Landschaften lagen zwischen:

625 - 765 mg/kg.

3. P-Gehalt im Abtrag:

Bodenerosion ist ein selektiver Prozeß. Dadurch werden die Nährstoffe im Abtrag gegenüber dem Ausgangsboden angereichert. Die Selektion bzw. relative Anreicherung ER ist umso ausgeprägter, je geringer der Abtrag A (in t/ha/a) ist (AUERSWALD, 1989):

$$ER = 2.53 \cdot A^{-0.21}$$

Je nach Abtrag wurden für die 97 Landschaften Anreicherungen um das 1.3 - 2.3-fache errechnet; im Mittel:

1,7

4. Bodeneintrag in die Gewässer:

Mit zunehmender Einzugsgebietsgröße nimmt der Anteil des Abtrags, der das Einzugsgebiet verläßt ab, weil

- die Entfernungen und damit potentielle Depositionsflächen zunehmen,
- die Dichte des Entwässerungsnetzes abnimmt,
- die Flußauen (=Depositionsflächen) breiter werden,
- die mittlere Neigung der Gewässersohle flacher wird.

Auch mit zunehmender Abtragsintensität nimmt die relative Anlieferung an Gewässer ab, da bei hohen Sedimentkonzentrationen die Transportkapazität des Abflusses am Hangfuß weiter überschritten wird (Bildung von Kolluvien). Beides berücksichtigt die Gleichung des Sedimenteintrags (SED), die anhand der Daten aus 92 bayerischen Wassereinzugsgebietsjahren ermittelt wurde ($r = 0,854$):

$$SED = 700 + 8.5 \cdot FI \cdot A^{0.5}$$

FI = Einzugsgebietsfläche

Da der Abtrag nur unter der Wurzel eingeht, wirken sich mögliche Fehler in der Parallelisierung bayerischer und außerbayerischer Landschaften geringer auf den Fehler der Sedimentprognose aus. Bei kleinen Einzugsgebieten oder wenn die Bodenabträge genauer bekannt sind, sollte diese Gleichung wegen des großen Interzepts aber nicht verwendet werden.

In Abhängigkeit von der Einzugsgebietsgröße des Gewässers errechnen sich für das Gebiet der BRD folgende partikuläre P-Einträge:

Größe (km ²)	P-Fracht (t/a)
18	15.200
50	7.800
100	5.700
350	4.300
1000	3.900

5. Gelöste P-Fracht:

Für den mittleren Niederschlag der BRD sind 16 erosive Regen im Jahr zu erwarten, die im Durchschnitt jeweils 16 mm Niederschlag bringen (ROGLER, 1981). Nach dem Modell CNS (HAITH et al, 1984) errechnet sich im Mittel verschiedener Nutzungstypen und Böden ein Oberflächenabfluß von 60 %. Erreicht die Hälfte des Abflusses das Gewässer, so sind dies für die BRD:

$$9 \text{ m}^3/\text{a}$$

HELLMANN (1986) nimmt für den Oberflächenabfluß und den oberflächennahen Abfluß zusammen 16 m³/a an.

Im Schüttelversuch ist der P-Gehalt der Gleichgewichtslösung eng mit dem P_{CAL} korreliert (n = 138; r = 0.820; P jeweils in mg/kg):

$$P_{I_0} = -0.024 + 0.007 \cdot P_{CAL}$$

Aus dem Abfluß, dem oben ermittelten P-Gehalt und dieser Gleichung ergibt sich ein Eintrag an gelöstem P von:

$$7.100 \text{ t/a}$$

Verifizierung

Sedimenteintrag:

Nimmt man an, daß bei Einzugsgebieten über 1000 km² die Gewässer stark ausgebaut sind und daher keine weitere Verringerung der Sedimentfracht eintritt, errechnet sich für den Rhein (Pegel Bockum) eine Fracht von:

$$2,8 \text{ Mio. t/a}$$

Gemessen wurden an der Meßstelle Bockum: 1985 - 2,2 Mio. t/a

$$1986 - 3,6 \text{ Mio. t/a}$$

Nährstofftransport:

Für den Eintrag in die Gewässer errechnet sich ein Nährstoffverhältnis von:

$$P_{\text{gelöst}}:P_{\text{gebunden}}:N_{\text{gebunden}} = 1 : 2.1 : 5.2$$

WAGNER & BÜHRER (1989) fanden im durchschnittlichen Abflußjahr 1986/87 in einem Teileinzugsgebiet des Bodensees ein Verhältnis von:

$$P_{\text{gelöst}}:P_{\text{gebunden}}:N_{\text{gebunden}} = 1 : 2.7 : 4.9$$

Auf Grund der getrennten Ermittlung für 97 Landschaften ist davon auszugehen, daß sich statistische Fehler ausgleichen. Der Vergleich berechneter und gemessener Daten zeigt eine gute Übereinstimmung. Die Prognose kann daher als hinreichend genau angesehen werden.

6. Zeitliche Veränderung des P-Eintrags:

Mit Hilfe des oben beschriebenen Verfahrens kann geprüft werden, wie sich die Veränderung der Landnutzung zwischen 1975 und 1985 auf den P-Eintrag ausgewirkt hat. Dabei zeigt sich, daß die dramatischen Veränderungen in der Landbewirtschaftung (Flurbereinigung, Fruchtfolge), die zu einem Anstieg des Bodenabtrags von 24 % auf den Ackerflächen führten, den P-Eintrag nur um 5 % steigerten. Demgegenüber erhöhte die P-Überschußdüngung

die P-Gehalte und damit den P-Eintrag um 17 %. Insgesamt ergibt sich für den betrachteten 10-Jahres-Zeitraum eine Steigerung um 23 %.

Schlußfolgerungen:

- # Die Berechnung des P-Eintrags in Gewässer ist differenziert möglich.
- # Die Plausibilitätskontrollen zeigen, daß die errechneten Zahlen hinreichend wahrscheinlich sind.
- # Die P-Einträge kleiner Einzugsgebiete sind höher als bisher angenommen (z.B. BERNHARDT, 1978) und haben seit den 70'er-Jahren deutlich zugenommen.
- # Da gleichzeitig die Belastung der Gewässer mit Waschmittel-P um ca 75 % zurückgegangen ist (Hamm, 1987), liegt der Anteil des Erosions-P heute wesentlich höher als in den 70'er Jahren.

Literatur:

- AUERSWALD, K. (1989): Predicting nutrient enrichment from long-term average soil loss. *Soil Technology* (im Druck)
- AUERSWALD, K.; SCHMIDT, F. (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern - Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. München, GLA-Fachber. 1: 74 S.
- AUERSWALD, K.; ISERMANN, K.; OLFS, H.-W.; WERNER, W. (1990): Stickstoff- und Phosphoreintrag in Fließgewässer über "diffuse Quellen". In: HA "Phosphate und Wasser" in der Fachgruppe Wasserchemie in der GdCh (Hrsg.): "Wirkungsstudie Fließgewässer".
- BERNHARDT, H. (Hrsg., 1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland. Verlag Chemie, Weinheim: 1-285
- HAITH, D.A.; TUBBS, L.J.; PICKERING, N.B. (1984): Simulation of pollution by soil erosion and soil nutrient loss. *Purdoc*, Wageningen, 77 S.
- HAMM, A. (1987): Kompendium Auswirkungen der Phosphathöchstmengenbegrenzung in Waschmitteln auf Kläranlagen und in Gewässern. Arbeitskreis "Auswirkungen PHöchstMengV" im Hauptausschuß "Phosphate und Wasser" der Fachgruppe Wasserchemie in der GdCh
- KÖSTER, W.; SEVERIN, K. (1987): Wieviel Phosphor wurde angereichert. *Hann. Land- Forstwirtsch. Z.* 140 (16): 4-6
- RICHTER, G. (1965): Bodenerosion - Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. *Forschungen zur deutschen Landeskunde* 152: 592 S.
- ROGLER, H. (1981): Die Erosivität der Niederschläge in Bayern. *Dipl.Arbeit, Lehrst. f. Bodenk. Weißenstephan*
- SCHACHTSCHABEL, P.; BLUME, H.-P.; HARTGE, K.-H.; SCHWERTMANN, U. (1982): *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke, Stuttgart, 11. Aufl., 442 S.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (1987): *Statistisches Jahrbuch*. Kohlhammer, Stuttgart
- WAGNER, G.; BÜHRER, H. (1989): Die Belastung des Bodensees mit Phosphor- und Stickstoffverbindungen, organisch gebundenem Kohlenstoff und Bor im Abflußjahr 1985/86. *Ber. Internat. Gewässerschutzkommission für den Bodensee* (im Druck)

Zur Erfassung lokaler Stickstoffbilanzen
am Beispiel eines ostholsteinischen Ackerbaubetriebes

von

Basten. M. und J. Lamp

1. EINLEITUNG

Lokale Bilanzen, erstellt für eine Pedozelle und für wenige Wochen, sollen zu einer praxisnahen bodenspezifischen Prognose von N-Austrag und N-Bedarf führen. Pedozelle soll hier definiert sein als kleinste, im Rahmen der modernen Pflanzenproduktion technisch lokalisier- und regelbare isofunktionale Bodeneinheit (LAMP, 1987). Daß diese zeitlich-örtliche Lokalisierung von N-Bilanzen nötig ist, um den Anforderungen des modernen Ackerbaus gerecht zu werden, zeigen die auf ostholsteinischen Testbetrieben erhobenen Nährstoffgelhalte in Böden (KNOOP/LAMP/SCHNUG 1985) und auch die in der u.a. Fläche mit einem Variationskoeffizienten von 60 % stark schwankenden Nmin-Gehalte (0 - 90 cm) im Dezember 1985. SPRINGOB et al. (1985) fanden auf als einheitlicher geltenden Löss-Parabraunerden im Februar Variationskoeffizienten von ca. 40 % innerhalb eines 10 bzw. 36 ha großen Ackerschlagages.

2. STANDORT/BETRIEB

Der Untersuchungsbetrieb liegt ca. 20 km nordwestlich von Kiel am Rande der Eckernförder Bucht in einer ca. 15.000 Jahre alten Jungmoränenlandschaft, die durch mehrere weichseleiszeitliche Eisvorstöße geprägt ist. Die 191 ha landwirtschaftliche Nutzfläche werden von einem Seitenmoränenrücken mit einer Höhe von 30 m ü. NN durchzogen, von dem aus das Gelände, unterbrochen durch Kuppen, abflußlose Senken sowie Rinnen und Rücken, nach Süden bis auf 16 m und nach Norden bis auf 6 m ü. NN abfällt.

Als Böden dominieren Pseudogleye, auf Kuppen kommen erodierte (Para)-Braunerden vor, in Senken Gleye und Niedermoore. Als Bodenarten wurden hauptsächlich sL und lS, teilweise aber auch tL und S kartiert. Die Fläche ist unterteilt in fünf beinahe gleich große Einzelschläge von fast 40 ha. Die Kulturarten kommen in der Rotation Wintertraps, Winterweizen, Wintergerste, Zuckerrübe, Winterweizen zum Anbau. Die Erträge und N-Düngung entsprechen in ihren Mittelwerten dem hohen Ertragsniveau intensiv wirtschaftender Ackerbaubetriebe in Ostholstein.

+) Inst.f.Pflanzenernähr.u.Bodenkunde,Olshausenstr. 40,2300 Kiel

3. UNTERSUCHUNGEN

An 250 2m-Bohrungen, deren Auswahl fahrgassenorientiert und geländeabhängig erfolgte, wurde eine Bodenfeldaufnahme vorgenommen. Weiterhin wurde jeweils an einer im Radius von 5 m aus 8 Einstichen zusammengesetzten Mischprobe aus 0-30, 30-60, 60-90 cm Tiefe der pH-Wert, lactatlösliches Phosphat und Kalium sowie C- und N-

Gesamtgehalte bestimmt. Aus NO₃⁻, NH₄-Gehalt und gravimetrischen Wassergehalt und der Feldschätzung der Lagerungsdichte wurden Nmin-Mengen abgeleitet. Zudem wurden an 6 Standorten innerhalb des Rübenweizenschlags (5a) in der Zeit von März bis Juli 1986 wöchentlich Nmin-Untersuchungen durchgeführt. Auf diesem 18,5 ha großen Teilschlag wurde anhand von 50 Stichproben der Weizen-ertrag flächendeckend erfaßt.

4. ERGEBNISSE

4.1 GESAMT-N UND C/N-VERHÄLTNIS

Ausgangspunkt für jede Bilanz sind die gesamten N-Vorräte (räumliche Verteilung der N-Gehalte im Oberboden s. Abb. 1). Extrem niedrige Gehalte von 0.5 % sind auf den geköpften Kuppen zu finden, die größten Flächenanteile weisen Gehalte von 1.0 bis 1.5 % auf, während in den Senken extrem hohe N-Gehalte von 3 bis über 4 % liegen. Dementsprechend sind in der Fläche N-Vorräte, häufig im Abstand von weniger als 100 m, in der Spannbreite von 2.200 bis 18.000 kg N/ha anzutreffen. Das C/N-Verhältnis schwankt von 8 - 24, wobei die größten Flächenanteile Werte von 10 - 12 aufweisen und in den Senken sowohl hohe (über 20) als auch mittlere Werte von 10 - 12 auftreten.

4.2 ERTRÄGE UND N-ENTZÜGE

Auf dem untersuchten Weizen-Teilschlag schwankte der Ertrag, wie in Abb. 3 dargestellt, um +/- 21 % um den Mittelwert von 70 dt/ha, und zwar von 55 dt/ha auf einer Sandlinse bis 85 dt/ha auf einem Kolluvisol. Unter der Annahme, daß keine kompensatorischen Effekte durch entgegengerichtete Proteingehalte auftreten, folgt daraus ein in der Fläche um 80 kg/ha variierender N-Entzug von 150 bis 230 kg N/ha.

4.3 N-AUSTRAG

Der N-Austrag hängt von der Sickerwassermenge und der Nitratkonzentration ab. Die durchschnittliche Sickerwassermenge betrug ca. 320 mm, wobei für lokale Bilanzen eine Differenzierung von bis zu +/- 150 mm in der Fläche in Abhängigkeit von Feldkapazität, Oberflächenabfluß und Hangzugwasser vorzunehmen ist (LIEBEROTH, 1982). Abbildung 2 zeigt die Nitratkonzentrationen in 60 bis 90 cm Tiefe für die Fläche. Neben der Flächenvariabilität fallen die stark erhöhten Nitratkonzentrationen nach Raps und Zuckerrüben

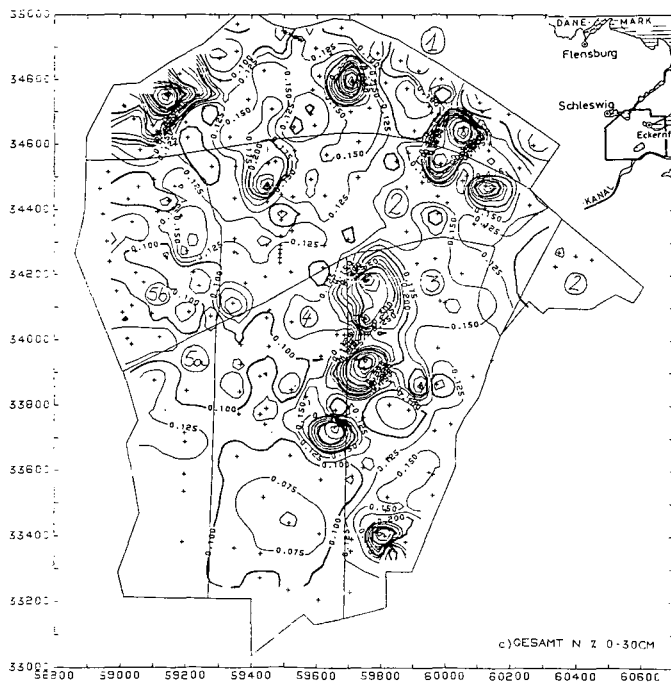


Abb. 1: Isolinienkarte der N-Gesamtgehalte (%) in 0 - 30 cm

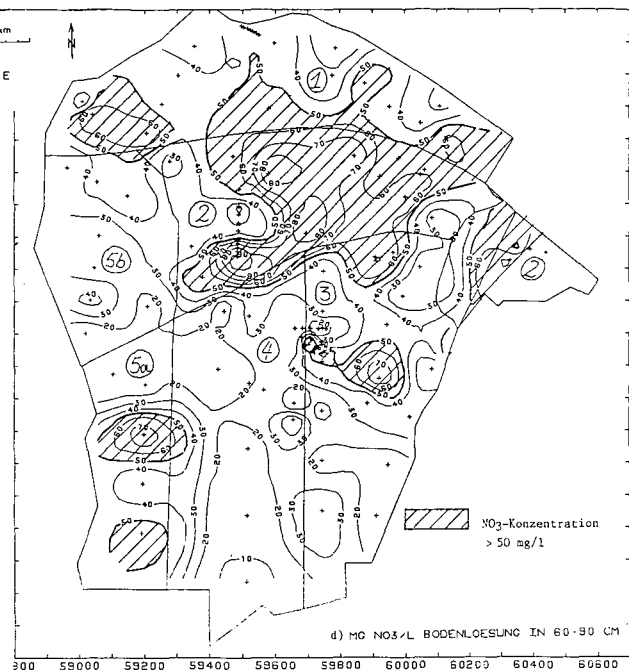


Abb. 2: Isolinienkarte der NO_3^- -Gehalte (mg/l) in 60 - 90 cm im Dezember 1985

auf. Unter der Annahme, daß die NO₃-NKonzentrationen über die Sickerwasserperiode relativ konstant bleiben, was nach SYRING und SAUERBECK (1985) wahrscheinlich ist, ergeben sich die in der Tab. 2 angegebenen durchschnittlichen N-Austräge, die innerhalb der Schläge im aufgeführten Bereich schwanken.

Tab. 1: Schwankungen der N-Austräge zwischen und in Ackerschlägen

Schlagnummer	1	2	3	4	5
Vorfrucht	Weizen	Raps	Weizen	Gerste	Z-Rübe
Hauptfrucht	-	Weizen	Gerste	Raps	Weizen
Düngung-Entzug (kg/ha)	+35	+100	-8	+110	+48
Sickerwasser (mm)	----- 320 +/- 150 -----				
Nitratkonz. -Bereich	30-60	30-90	20-70	10-40	20-70
(mg/l 60-90cm) -Mittel	40	65	30	25	40
N-Austrag - Bereich	11-64	11-96	8-74	4-72	8-74
(kg N/ha) - Mittel	30	50	22	20	30

4.4 Nmin WÄHREND DER VEGETATIONSPERIODE

Die zur Ermittlung kurzfristiger Bilanzen an 6 Standorten innerhalb des Rügenweizenschlages (5a) wöchentlich untersuchten Standorte unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Bodenart, ihres Bodentyps und auch hinsichtlich ihrer C- und N-Gesamtmenge, was sich im unterschiedlichen Ertrag niederschlägt (Abb. 4 oben). Als Beispiel ist der Zeitverlauf der mineralischen N-Fractionen für drei Tiefen eines Kuppenstandortes dargestellt. Zudem symbolisieren die Vertikalbalken die Höhe und den Zeitpunkt der N-Düngung (s. Abb. 4 unten). In den charakteristischen Merkmalen stimmen die Kurvenverläufe der unterschiedlichen Standorte weitgehend überein, Unterschiede bestehen in der absoluten Höhe der Gehalte und dem zeitlichen Auftreten der Spitzenwerte.

Bodentemperaturen von weniger als 5 Grad C. hemmen zunächst die Nitrifikation und bedingen die Ammoniumanreicherung. Mit ansteigenden Bodentemperaturen vollzieht sich eine rasche Nitrifikation, so daß Anfang Mai maximale Nitratgehalte vorliegen, die schnell aufgrund pflanzlicher Entzüge und mikrobieller Immobilisation abfallen. Aufgrund der danach fast konstant niedrigen Nmin-Werte von 10 - 30 kg N/ha muß gefolgert werden, daß die N-Versorgung der Pflanzen nicht aus einem Nmin-Vorrat der Bodenlösung, sondern wahrscheinlich aus einer durch den Auf- und Abbau von Biomasse genährten N-Quelle resultiert. Erst mit stärkerer Austrocknung des Bodens zur Zeit der N-Spättdüngung steigen die Nmin-Gehalte wieder an.

Aus diesen Kurvenverläufen kann die N-Nachlieferung nach folgender Formel berechnet werden:

$$\begin{aligned} \text{N-Nachlieferung} = & \text{N-min (Max)} & + \text{N-Aufnahme} \\ & (\text{April-Mai}) & - \text{N-min (Ende Winter)} - \text{N-Düngung} \end{aligned}$$

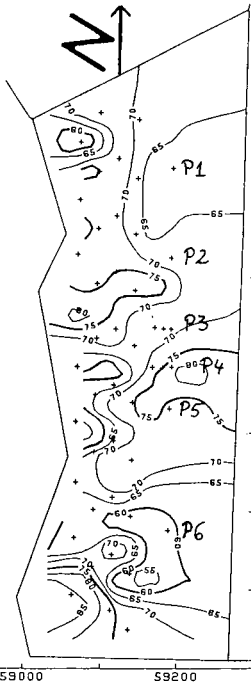


Abb. 3: Isolinienkarte des Weizenenertrages (dt/ha) auf dem Teilschlag 5a

Relief	(N)					(S)
Bodentyp	(BS)	(SK)	(B)	(LK)	(S)	(BK)
Horizont 0-30	Ap	Ap	Ap	Ap	Ap	Ap
-60	BS	M	B	M	BS	M
-90	BS	BS	B	Bt	S	B
Bodenart 0-30	1S	1S	1S	sL	sL	1S
-60	usL	sL	sL	sL	sL	1S
-90	usL	sL	sL	tL	sL	us
Ctotal in %	0-30: 1.15	1.55	0.96	1.45	0.73	1.13
-60	0.46	1.07	0.77	1.24	0.5	1.47
Ntotal in %	0-30: 0.09	0.21	0.06	0.12	0.06	0.09
-60	0.01	0.18	0.03	0.10	0.03	0.01
Ertrag dt/ha	64	68	66	63	71	61
Ahren/m ²	393	369	370	384	409	395

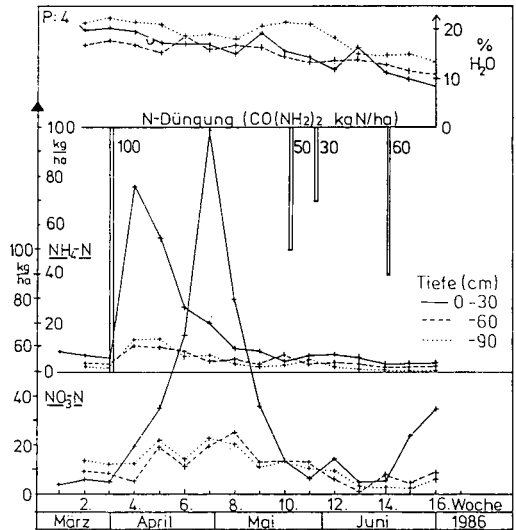


Abb. 4: Saisonale Schwankungen der Wasser-, NH₄-N und NO₃-Gehalte am Beispiel des Standortes P4 (Bodenkenn-daten Tab. oberhalb)

(1) N-NACHLIEFERUNG = $N_{\min}(\text{Max.}) + N\text{-Aufnahme (Pflanze)} - N_{\min}(\text{Ende Winter}) - N\text{-Düngung}$ Tab. 2: N-Nachlieferung berechnet nach (1)

Standort	Ngesamt		N-Nachlieferung (bis Mai)	
	t N/ha	kg N/ha	kg N/ha	% Ngesamt
P1 Oberhang	4.5	80	80	1.8
P2 Senke, vernäßt	18.1	170	170	0.9
P3 Kuppe	4.1	80	80	2.0
P4 Senke	10.2	160	160	1.6
P5 Mittelhang	4.1	95	95	2.0
P6 " ,Sand	4.5	75	75	1.7

Die daraus resultierenden Nachlieferungsmengen und -raten sind in Tab. 2 für die sechs untersuchten Standorte dargestellt. Bei einem N-Gesamtvorrat von etwa 4 - 10 t N/ha in 0 - 60 cm Tiefe werden 75 - 170 kg N/ha mineralisiert. Das entspricht Schwankungen in der Mineralisationsrate von 0.9 % in einer vernäßen Senke und von 2 % auf einem gut durchlüfteten Kuppenstandort.

5. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Zunehmende Ansprüche seitens des Umweltschutzes aber auch der optimierten Pflanzenproduktion erfordern prozeßorientierte und bodenspezifische Konzepte zur Erfassung und Regelung des N-Haushaltes landwirtschaftlicher Nutzflächen. Dazu sollen lokale N-Bilanzen für Monitor-Pedozellen, die auf Grundlage digitaler Hof-Bodenkarten (Gottfriedt et al., in diesem Band) ausgewählt werden, durch Analytik und Simulation beobachtet und dann in die Fläche extrapoliert werden. Diese Vorgehensweise bietet dem Bodennutzer die Möglichkeit interaktiv einzugreifen, wodurch die räumliche und zeitliche N-Düngungsstrategie praxisrelevant verbessert und damit der N-Austrag minimiert werden kann.

6. LITERATUR

- GOTTFRIEDT, K., J. LAMP und E. SCHNUG (1989): Entwicklung und Anwendung digitaler Hof-Bodenkarten als Grundlage rechnergestützter Pflanzenproduktion. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. (i.d. Band)
- KNOOP, F., J. LAMP und E. SCHNUG (1985): Regionale Variabilität von Merkmalen der Bodenfruchtbarkeit. I. und II. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43 (II), 655-660 u. 679-684
- LAMP, J. (1987): Prospects of soil information systems. In Beek/Burrough/McCormack (Eds.): Quantified land evaluation procedures. ITC Publ. No. 6, Enschede, Niederlande
- LIEBEROTH, I. (1982): Bodenkunde. VEB Dtsch. Landw. Verlag, Berlin
- SPRINGOB, G., R. ANLAUF, K. L. KERSEBAUM u. J. RICHTER (1985): Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften und Nährstoffgehalten zweier Schläge auf Löß-Parabraunerde. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43 (II), 691-696
- SYRING, K.M. und D. SAUERBECK (1985): Ein Modell zur quantitativen Beschreibung des Stickstoffumsatzes im System Boden-Pflanze. Z. Dt. Geol. Ges. 136, 461-472

**TRANSFER VON STICKSTOFF DURCH ZWISCHENFRUCHT UND RÜBENBLATT IN DER
ROTATION ZUCKERRÜBE / GETREIDE / GETREIDE AUF LÖSS-PARABRAUNERDE**
von

Becker, K.-W., H. Drechsler, F. Eulenstein u. B. Meyer

FRAGESTELLUNG

In der sogenannten "Lößbörde-Rotation" bestehen "Auswaschungslöcher" für Nitrat. Sie liegen 1 nach der Ernte des Getreides (Weizen, Gerste) mit anschließender Herbst/Winterbrache vor Zuckerrüben, 2 nach der Ernte des Getreides (Weizen) vor Wintergetreide, besonders wenn Gerste durch Weizen ersetzt ist, 3 unter jungen Zuckerrüben.

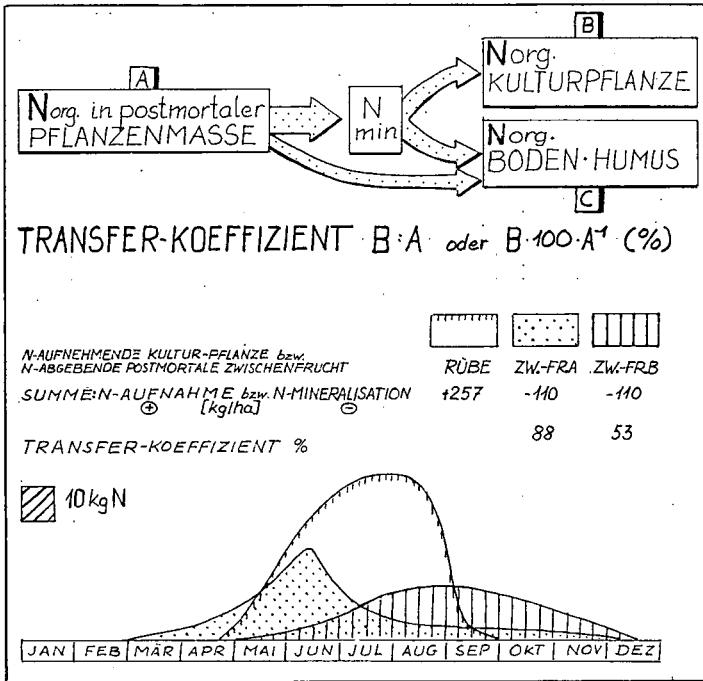
1 und 2 ergeben sich aus der Nitratanreicherung in der Krume aus a) Spät-düngungs-Ernterest-Nitrat, b) Nachernte-N-Mineralisation bei fehlender oder geringer pflanzlicher N-Aufnahme und Transpiration (AUG - NOV) mit anschließender Krumen-Auswaschung (DEZ - APR). 3 ergibt sich aus der fehlenden N-Aufnahme und Transpiration (April bis Mitte Juni) nach starker Mineraldüngung und bei gleichzeitig starker N-Mineralisation.

"Loch 1" wird als das größere angesehen. Es kann durch Herbst/Winter-Zwischenfrüchte geschlossen werden. Sie reduzieren 1.) durch Transpiration und Interception den Durchsatz an Bodenwasser und nehmen 2.) im Herbst (SEP - NOV) N auf, das über Winter (DEZ - MÄR) im Sproß bzw. in Sproß und Wurzel gespeichert und nach dem Abfrieren bzw. Einarbeiten in der folgenden Vegetationszeit (APR - JUL) wieder mineralisiert wird.

Für den Stickstoff-Haushalt des Ackers und der Kulturpflanzen wie auch für geo-ökologische Kalkulationen sind Kenntnisse der Art und Menge der herbstlichen Speicherung durch verschiedene Zwischenfrüchte und die Raten der Wiederfreisetzung im folgenden Frühjahr und Sommer wichtig.

BEGRIFF: TRANSFER-KOEFFIZIENT (TK)

Unter dem Begriff Transfer-Koeffizient wird im folgenden der N-Anteil verstanden, der aus der N-Speichermenge in Sproß und Wurzel der Zwischenfrucht der für die Folgefrucht aufnehmbar bereitgestellt wird. Die Abb. zeigt den Verlauf der N-Mineralisation der dem Boden inkorporierten postmortalen Zwischenfrucht- oder Rübenblattmasse für eine schnell und eine langsam mineralisierende Gründüngungsmasse (theor.).



VERSUCHSVARIANTEN

Im Rotationsabschnitt Wintergerste -- Zuckerrüben wurden die folgenden Varianten untersucht. Zahlen in Klammern: kg N/ha, KAS: Kalkammonsalpeter, G: Gülle, AHL: Ammon-Nitrat-Harnstoff-Lösung, STM: Stallmist

	Herbstdüngung	Frühjahrsdüngung
a Brache	0	0
b Brache	0	180 (AHL)
c Phacelia	80 (KAS)	0
d Phacelia	80 (KAS)	60 (AHL)
e Phacelia	80 (KAS)	140 (AHL)
f Ölrettich	180 (KAS,G)	0
g Ölrettich	180 (KAS,G)	55 (KAS)
h Gelbsenf	180 (KAS,G)	0
i Gelbsenf	180 (KAS,G)	55 (KAS)
j Klee gras	180 (KAS,G)	110 (KAS,G,STM)
k Bohne/Wicke	50 (AHL)	43 (AHL)
l Bohne/Wicke	50 (AHL)	67 (AHL)

Im Rotationsabschnitt Getreide - Getreide:

m Bohne/Wicke	50 (AHL)	43 (KAS)
---------------	----------	----------

Im Rotationsabschnitt Getreide - Rbe:

n Rübenblatt (118 Blatt)		108 (KAS)
o Rübenblatt (103 Blatt)		100 (KAS)
p Brache	0	100 (KAS)

Damit sind Zwischenfrüchte berücksichtigt, die abfrieren oder eingearbeitet werden müssen, für Mulchsaatsysteme und/oder Pflugbau-Systeme geeignet, N-sammler oder nur N-speicherer, Futter- und Nichtfutter-Pflanzen sind.

LANDWIRTSCHAFTLICHE BETRIEBE

Die Untersuchungen wurden auf 4 größere landwirtschaftliche Betriebe mit Lßparabraunerde verteilt, davon 3 sdniederschsische Marktfruchtbetriebe (1,3,4) ohne (4) und mit regelmäßigem Zwischenfruchtanbau im Pflugsystem und 1 nordniederschsischer Marktfrucht-/Futterbau-Betrieb mit Mulchsaat (2).

KLIMA

Die Jahres-Niederschlagshöhe variiert zwischen 760 (1) und 615 (4) mm, die Winter-Niederschlagshöhe zwischen 310 (1) und 250 (4) mm, woraus eine winterliche Abwrtsverdrngung des Feldkapazität-Wassers für die Betriebe 1 bis 4 von 91, 53, 39 und 28 cm Verdrngungsstrecke resultiert.

Jahresdurchschnittstemperatur

8 bis 8.5 °C

BÖDEN

Die lßbrtigen Parabraunerden mit ihren 30 cm starken A_p-Horizonten sind nach Humus-, Stickstoff- und Wasser/Luft-Zustand in der Tabelle charakterisiert.

WITTERUNG

Die Untersuchungen wurden im Herbst/ Winter/ Frühjahr/ Sommer 1986/87 durchgeführt nach temperatur- und niederschlagsnormalem Sommer und Herbst bis November, bei bernassem November und Dezember (2,5-fache Niederschlagsmenge) mit Verdrngungsstrecken von 85, 64, 54 und 59 cm und einem etwa normalen Frühjahr (FEB - APR) mit 33, 14, 17 und 15 cm Abwrtsverdrngung. Durch Auswaschung ging lediglich bodenbrtiges N_{min} unter Brache verloren. N_{min} aus dem "eingescheibten" Bohnen/Wick-Gemenge wurde an die Basis des Wurzelraums verdrängt.

TAB. 1

EIGENSCHAFTEN DER LÖSS-PARABRAUNERDEN DER 4 LANDWIRTSCHAFTSBETRIEBE

Betrieb		Bodenschicht in cm			Summe
		0-30	30-60	60-90	
1	Hilwartshs. TD (g/ccm)	1.42	1.56	1.52	
	% Humus	2.41	1.84	1.09	
	C/N-Verh.	10.00	13.40	10.50	
	Wassergeh. bei FK (mm/Schicht)	108.00	95.50	108.00	311.50
	Nt (kg N/ha)	6174	3744	2736	12654
2	Barum TD (g/ccm)		n.b.		
	% Humus	1.88	1.19	0.40	
	C/N-Verh.	10.90	11.20	11.60	
	Wassergeh. bei FK (mm/Schicht)	112.50	72.00	63.00	247.50
	Nt (kg N/ha)	4500	2752	896	8148
3	Ditterke TD (g/ccm)	1.28	1.52	1.56	
	% Humus	2.34	1.17	1.28	
	C/N-Verh.	10.50	9.70	5.40	
	Wassergeh. bei FK (mm/Schicht)	121.50	94.50	85.50	301.50
	Nt (kg N/ha)	4992	3192	1404	9588
4	Rosdorf TD (g/ccm)		n.b.		
	% Humus	2.48	1.58	1.24	
	C/N-Verh.	12.00	11.50	12.00	
	Wassergeh. bei FK (mm/Schicht)	139.50	117.00	108.00	364.50
	Nt (kg N/ha)	5400	3600	2700	11700

METHODIK

Von der Ernte der Vorfrucht bis zur Ernte der Folgefrucht wurden in unregelmäßigen, aber dem Witterungsgang und dem Entwicklungsstand der Pflanzenbestände sowie dem Düngungs- und Bearbeitungszyklus angepaßten Zeitabständen die Gehalte an austauschbarem Ammonium und Nitrat (N_{min}) im Wurzelraum und die Mengen des in Wurzel und Sproß der Zwischenfrucht bzw. der Folgefrucht enthaltenen Stickstoffs analysiert.

ERGEBNISSE

Vor Beginn der winterlichen Auswaschung fanden sich unter Herbstbrache im Wurzelraum 40 kg N_{min} unter allen Zwischenfrüchten, unabhängig von der erhaltenen Höhe der "Startdüngung", nur 20 bis 30 kg N_{min}. Die in den Pflanzen gespeicherte Menge an N (kg/ha) betrug: Phacelia 106, Ölrettich 212 (davon 129 Wurzel), Gelbsenf 185 (92 Wurzel), Klee gras nach Futterschnitt 124 (96 Wurzel), Bohne/Wicke 119.

Ende März lagen im Wurzelraum vor: Brache 75, (Nachmineralisation), Phacelia, Ölrettich, Gelbsenf, Bohne/Wicke ca. 80, Klee gras 50. Phacelia begann mit meßbarer N-Mineralisation ab Anfang April, Ölrettich und Gelbsenf erst ab Mitte Mai, Klee gras ebenfalls, aber länger anhaltend als die Kruziferen, Bohne/Wicke nach einem ersten Schub im Nov/Dez (71 %) erst ab Anfang Mai (29 %). Rübenblatt lieferte ohne feststellbares Maximum schleichend ab Anfang April N nach. Maxima der Mineralisationsraten lagen bei Brache und Phacelia zu Beginn des Juni, bei allen anderen, bis auf das Rübenblatt, Ende Juni.

Folgefrucht Zuckerrübe:

Ungedüngte Brache lieferte 130 kg N/ha für die Aufnahme der Rüben, 180 kg N/ha Frühjahrsdüngung führten zu einer Mehraufnahme von nur 90 kg N/ha. Gegenüber ungedüngter Brache führten die Zwischenfrüchte zu einem deutlich höheren N-Angebot an die Rüben, das sich in den folgenden Transferkoeffizienten ausdrückt:

Variante		TK (%)
c	Phacelia ohne Frühjahrs-N-Düngung	85
d,e	" mit "	85
f	Ölrettich ohne "	75 (Schätzung)
g	" mit "	137
h	Gelbsenf ohne "	65 (Schätzung)
i	" mit "	128
k,l	Bohne/Wicke	58
j	Klee gras	173

Bei nachgebautem Weizen betrug der TK des Bohne/Wicke-Gemenges ebenfalls etwa 55 %. Rübenblatt erwies sich, wie schon aus früheren Versuchen bekannt, gegenüber den Zwischenfrüchten als ein ausgesprochen "unzuverlässiger" N-Lieferant, der offenbar je nach den Bedingungen der Einarbeitung und biologi-

schen Aktivität des betreffenden Bodens seinen Stickstoff einmal sehr schleppend über das Folgejahr verteilt, ein anderes Mal meßbar schnell, auf jeden Fall kaum kalkulierbar freisetzt. Nur in einem Fall wurde - unter Einrechnung des Wurzel-N des Weizens - ein TK von 39 gemessen.

Die Frühjahrsdüngung führt bei den Varianten Örettich, Gelbsenf und Klee gras zu TK von über 100 % mit einem sehr beachtlichen Unterschied gegenüber den nicht im Frühjahr gedüngten. Letztere wurden wegen Fehlens geeigneter Brache-Bezugsglieder zwar nur geschätzt, aber selbst wenn sie um die Hälfte tiefer lägen, wären durch die Stickstoff-Frühjahr sdüngung TK von 100 % erreicht worden. Es ist zu vermuten, daß die N-Düngung im Frühjahr die Aufhebung von Mineralisationssperren oder die Unterdrückung von N-Fixierung oder einfach ein mikrobielles "Priming" bewirkt. Dieses Phänomen wird zur weiteren Beobachtung empfohlen.

Zuckerrüben-Ertrag und Qualität

Gemessen am bereinigten Zuckerertrag zeigt sich, daß mit Ausnahme der sehr umsetzungsfähigen Phacella und aller Leguminosen auf eine Frühjahr sdüngung von 50 bis 60 kg N/ha aus ökonomischen Gründen nicht verzichtet werden kann. Bei der Brache lag die erforderliche N-Gabe höher. Ohne diese sind offenbar die Anlaufbedingungen für das Wachstum der Rüben bis zum Schließen der Reihen unbefriedigend und später nicht mehr kompensierbar.

Unter den sonstigen Parametern der Rübenqualität fiel allein die Steigerung der K-Gehalte auf, besonders stark bei der Phacella, bei der die hohen N-Düngungs-Parzellen eine Steigerung gegenüber den ungedüngten von 4,6 auf 6,2 mmol K/100 g Rübe zeigten.

SCHLUSSFOLGERUNG

Die untersuchten Zwischenfrüchte vermögen sämtlich das in den Lössbörde-Rotationen nach Getreide und vor Rüben bestehende N-Auswaschungsloch - soweit es je nach Klimalage oder je nach Wasserdurchsatz in feuchten Wintern überhaupt gefährlich werden kann, zu stopfen. Sie können nämlich zusätzlich zu dem Stickstoff, mit dem sie im Herbst gedüngt werden, auch das aus der natürlichen Mineralisation gebildete Nitrat auf die Folgefrucht transferieren. Für Rüben wurden Transfer-Koeffizienten der vorausgegangenen Zwischenfrucht-Rückstände von 55 bis 85 % gefunden.

Abgesehen vom Anbau N-sammelnder Leguminosen-Zwischenfrüchte ist die Frage der Ökonomik des Anbaues von lediglich N-transferierenden Zwischenfrüchten bzw. der Subventionierung des Zwischenfruchtanbaues als Maßnahmen zur Vorbeuge der N-Auswaschung (z. B. in Wasser-Einzugsgebieten) zu sehen. Diese Frage kann nicht generell, sondern nur im Hinblick auf die klimatisch bedingte Auswaschungsgefährdung des Standortes, bzw. die Risikovermeidung beantwortet werden.

**SANIERUNG VON TRINKWASSER-EINZUGSGEBIETEN MIT HOHER NITRAT-LAST.-
VORGEHENSWEISE UND BEISPIEL: EIN LINKSNIEDERRHEINISCHES WASSERWERK**
von

Becker, K.-W., H. Drechsler, F. Eulenstein u. B. Meyer

FRAGESTELLUNG

Immer mehr Wasserwerke in der Bundesrepublik Deutschland - besonders solche in landwirtschaftlichen Nutzgebieten - nähern sich heute dem Grenzwert von 50 mg Nitrat/l im Trinkwasser oder haben ihn überschritten. Bei einem jährlichen Sickerwasser-Anfall von 200 mm genügt bereits eine N-Jahresfracht von 24 kg/ha, um den Grenzwert zu überschreiten. Der Ansatz für eine Sanierung solcher Gebiete, der auf das Ziel einer Drosselung des durchschnittlichen N-Austrages aus der landwirtschaftlichen Fläche und die Unterschreitung des kritischen Wertes gerichtet ist, erfordert ein sehr differenziertes Vorgehen.

PROGRAMM1. AUFNAHME DER BÖDEN UND DER DARUNTER BEFINDLICHEN SICKER-(DRÄN)-
ZONEN

- 1.1. Mächtigkeit und Wasserspeicher-Kapazität der Wurzel- und Sickerzonen zur Berechnung der Wasser-Ballast-Summe des Wassereinzugsgebietes, die aus Grund- und Sickerwasser-Körper gebildet wird. - Grundlage für die Kalkulation der Zeitdauer zwischen Input-Änderung und Output-Reaktion.
- 1.2. Hydraulische Eigenschaften der Sickerzone. - Funktionen des Wasser- und Stofftransportes.
- 1.3. Metereologische Datenerfassung: Effektiver Wasser-Eintrag, Evapotranspiration, atmosphärischer N-Eintrag. Jedes Wassereinzugsgebiet muß Meßeinrichtungen für die "KWB" nach Haude erhalten).
- 1.4. Hydrologische Modell-Bildung für die einzelnen Standort-Einheiten des Wassereinzugsgebietes im Hinblick auf den vertikalen Abwärts-Transport von Wasser und Soluten und Konzentrations-Tiefengradienten.
- 1.5. Erkennung und Ausgliederung denitrifizierender Böden und Sickerzonen. Dies ist zur Zeit ein Forschungsthema hoher Priorität.

2. AUFNAHME DER LANDWIRTSCHAFTLICHEN NUTZUNGSART DER BÖDEN

Ziel: Berechnung der flächenspezifischen N-Überschüsse (Düngung minus Ernte-Export) als wesentliche Kenngröße des landwirtschaftlichen N-Eintrages.

- 2.1. Stickstoff-Bilanz der landwirtschaftlichen Betriebe als Nutzer der Einzelflächen. Verschiedene Ansätze der Bilanzermittlung bei verschiedenen Betriebstypen: BACH errechnete 1987 durchschnittlich 100 kg/ha N-Überschuß für die LN der Bundesrepublik Deutschland, Relation Marktfrucht- : Futterbau- : Veredelungsbetrieb 1 : 2 : 4
- 2.2. Umlegung der N-Betriebsbilanzen auf die einzelne Fläche unter Berücksichtigung von...
 - 2.2.1. verschiedenen Rotationen auf der Betriebsfläche
 - 2.2.2. Grasland-Anteilen und dem betriebsinternem N-Transfer
 - 2.2.3. Hofentfernung einzelner Flächen und der dadurch bedingten Differenzierung im N-Rücklauf
 - 2.2.4. unterschiedlichem Fruchtbarkeitszustand gleicher Böden.
- 2.3. Erfassung von Flächen mit Kulturen starker potentieller N-Emission
 - 2.3.1. N-Sammler (Leguminosen, Erlen)
 - 2.3.2. Hoch N-bedürftige, wenig N-exportierende Pflanzen: Raps, Gemüse, Mähgras
 - 2.3.3. Gülle-Konzentrationsflächen: Mais-Monokultur
 - 2.3.4. Grasland-Umbruch
 - 2.3.5. Rotationsbedingte "N-Austragslöcher", z.B. nach Gerste ohne Zwischenfrucht, junge Rüben, Mais und Kartoffeln.

3. ORDNUNG DER FLÄCHEN-ELEMENTE NACH N-AUSTRAGSGEFÄHRDUNG

Kombination natürlicher Verlagerungsparameter mit der nutzungsbedingten N-Überschuß-Belastung. Ziel: Erstellung einer Karte der Sanierungspriorität einzelner Flächenelemente des Wassereinzugsgebietes.

4. EMPFEHLUNG VON INSTRUMENTEN DER STEUERUNG

4.1. Landbewirtschaftung

- 4.1.1. Aufklärung und Beratung
- 4.1.2. Anreiz für Ertragsverzicht (Entschädigung)
- 4.1.3. Arbeiterschwernis-Ausgleich
- 4.1.4. Wasserpfennig, Zwischenfrucht-Prämie
- 4.1.5. Technische Beihilfen (Gülle-Lagerung und Ausbringung)
- 4.1.6. Ge- und Verbote (Strafandrohung)
- 4.1.7. Flächenankauf

4.2. Wassergewinnung

- 4.2.1. (Vorübergehender) Einsatz von Denitrifikationsanlagen
- 4.2.2. Verlegung von Einzugsgebieten

5. ANWENDUNG DER INSTRUMENTE

Beratungsdienste - Behörden - Wassergewinnungsverbände

BEISPIEL

Als Beispiel für die Anwendung dieses Programms und die Auflistung der örtlichen Besonderheiten soll hier das Wasserwerk Süchteln der Stadtwerke Viersen dienen.

Kenndaten:

Jahresförderrate		133900 m ³
Größe des Wassereinzugsgebietes		744 ha
Jahres-Niederschlagshöhe		740 mm
Wald und Flur		595 ha
Jahres-Sickermenge		225 mm
Landw.Nutzfläche:	Acker	342 ha
	Grünland	200 ha
Nitrat im Rohwasser		76 mg/l

1.1 Böden und Sickerzone: Löss über Haupt- und Mittelterasse-Schottern des Rhein/Niers Systems (westl. Gebietsteil), Sandlöss, Flugsand Hochflut- und Auenlehm, Niedermoor über oberen und unteren Niederterrassen-Schotter der Niers (östl. Gebietsteil)

1.2 Jährliche Abwärtsverdrängung im Lößgebiet 80-90 cm. Tracer (CL,NO₃) -Messungen

1.3 Haude-Kalkulation siehe Kenndaten

1.4 Folgt der Körnungsarten-Verteilung: Von W nach O Schluff-Sand. Folgt der Grundwasser-Spiegeltiefe: Von W nach O steigend

1.5 Zusammenhang zwischen Nitratabbau und Bodentyp, Grundwasserstand und C_{org} im Unterboden

2.1 Typen landwirtschaftlicher Betriebe als Flächeneigner. Das Wassereinzugsgebiet umfaßt 301 Felder. 80 % der Fläche (236 Schläge) sind 14 Betrieben zuzuordnen. Der Rest ist auf außergebietliche Eigner verteilt. Betriebstypen: Alle Betriebe sind Futterbaubetriebe

DGV	% der LN.	Viehbestand	Flächengröße
0-1	17	Milchkühe 308	Mittel: 30 ha
1-1.4	41	Mastbullen 126	von 18-42 ha
1,5-2,5	32	Jungvieh 218	
3,5	10	Sauen 110	
		Mastschweine 4775	

2.2 und 2.3 Nutzungsdifferenzierung der Fläche. Die Differenzierung der Flächennutzung nach Rotationen und Hofentfernung ist gering. Punktuelle Belastungen entstehen durch Mais-Monokultur und Kartoffelanbau sowie den Erlenwald um die Wasserschutzzone I. Anbauverhältnisse: Getreide 25 % (Weizen 16%) Hackfrucht 18 % (Z.-Rüben 14 %) Feldfutter 20 % (Mais 17 %) Grasland 37 % (überwiegend Weide). "N-Austragslöcher" existieren wegen fehlenden Zwischenfruchtbaus nach Geteide vor Rüben und Mais. Düngungspraxis: Mit wenigen Ausnahmen leiden alle Flächen unter Überdüngung mit N, weil die Rückfuhr von N mit der Gülle nicht bewertet und die Mineraldüngung wie in Marktfruchtbetrieben durchgeführt wird, in denen ein höherer N-Export stattfindet.

Untenstehende Tiefendiagramme der Sickerwasser-Konzentrationen bei weitgehend fehlender Denitrifikation in mächtigen Lößdecken der unteren Mittelterasse zeigen:

Rechts: Rechnerischer N-Überschuß in der Rüben-Weizen-Gerste-Rotation: 518 kg N/ha; N-Vorrat innerhalb der 3-Jahres-Verdrängungstiefe der Sickerzone: 370 kg/ha; Durchschnitts-Konzentration in der oberen Sickerzone: 176 mg NO₃/l.

Links: Vor drei Jahren eine erste Einschränkung der mineralischen N-Düngung unter Anrechnung des Gülle-N; rechnerischer N-Überschuß in der Mais-Weizen-Futtermübe-Rotation: 160 kg/ha; N-Vorrat innerhalb der 3-Jahres-Verdrängungstiefe der Sickerzone: 231 kg/ha; Konzentration in der oberen Sickerzone : 124 mg NO₃/l.

3 FLÄCHENMOSAIK DER SANIERUNGSPRIORITÄT

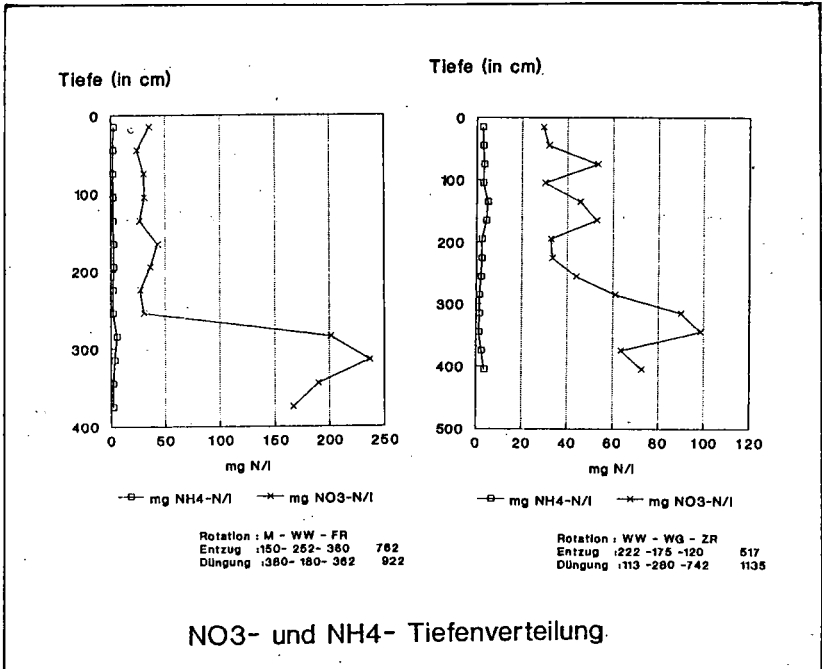
- * Erlenwald um Wasserschutzzone I und II beseitigen
 - * N-aufwendige Kulturen einschränken
 - * keine Graslandumbrüche
- Sonst keine Priorität - vielmehr Behebung eines allgemeinen Fehlverhaltens.

4 INSTRUMENTARIUM:

Beratung der Flächeneigner unter Vorrechnung der ökonomischen Vorteile einer drastischen Einschränkung der mineralischen N-Düngung und der überhöhten Eiweißfütterung in der Tierhaltung. Demonstrations-Feldversuch. Es ist zu prüfen, ob Güllebevorratung und Ausbringungstechnik zu verbessern sind. Besondere Aufmerksamkeit ist hier dem Streubesitz weit außerhalb liegender Landwirte zu widmen.

5 AUSEFÜHRUNG:

Landwirtschaftsberatung (Kammer, Schule) - Stadtwerke.



Verteilung von pH-Wert, Elementkonzentrationen und Bodendichte im
Wurzelraum eines AlleebaumesH.G. Brod^{*)} und K.H. Hartge^{**)}

E i n f ü h r u n g

Die Straßenbäume tragen einerseits wesentlich zur Lebensqualität in den Städten bei, andererseits sind sie zahlreichen Streßfaktoren ausgesetzt. Hierzu zählen:

- gas- und staubförmige Immissionen
- mechanische Zweig-, Stamm- und Wurzelverletzungen
- Befall durch Schadorganismen
- ungünstige, sehr heterogene Bodenverhältnisse (u.a. Versiegelung, Verdichtung, Tausalz, Erdgas, Wasser- und Nährstoffmangel) (Brod et al. 1987).

M a t e r i a l u n d M e t h o d e n

An einer verkehrsreichen Allee in Hannover wurden im Wurzelraum einer Linde umfangreiche Untersuchungen zur Erfassung von bodenchemischen und -physikalischen Parametern durchgeführt. Die Messungen erfolgten an zwei Längstraversen zur Fahrbahn (Darst. 1), um Aussagen sowohl über die vertikale als auch die horizontale Verteilung des pH-Wertes, der N-, K- und Na-Konzentration sowie des Eindringwiderstandes machen zu können. Es wurden folgende Untersuchungsmethoden angewandt:

- pH(CaCl₂)
- EUF (20°C Fraktion)
- Eijkelkamp-Handpenetrometer.

E r g e b n i s s e u n d D i s k u s s i o n

Die Untersuchungen zeigen, daß die auf den Längstraversen zur Straße gemessenen Bodenparameter bereits in geringen Abständen stark variieren können. Einige Parameter weisen gegensätzliche Tendenzen auf. So nehmen pH-Wert, Na und Bodendichte (Darst. 2a und 2b) in Richtung Straße zu. Mögliche Ursachen hierfür sind u.a. Straßenbau, Straßenverkehr, Tausalzeintrag, kapillarer Wasser- und Salzanstieg im Sommer/Herbst sowie verminderte Arbeiturbation. Aufgrund der hohen Bodenverdichtung (über 4 MPa/cm²) in Fahrbahnnähe bereits ab einer Bodentiefe von ca. 30 cm ist mit einer eingeschränkten Durchwurzelung des Substrates zu rechnen.

*) Landw. Forschungsanstalt Bünthehof, D-3000 Hannover 71

***) Universität Hannover, Inst. f. Bodenkunde, D-3000 Hannover 21

Im Gegensatz zu den vorgenannten Parametern weisen N und K mit zunehmender Entfernung zur Straße höhere Werte auf. Diese Unterschiede in der Nährstoffversorgung können u.a. durch die Düngungstechnik (Aussparung des Straßenrandstreifens, Substratunterschiede sowie einen höheren Rasendeckungsgrad (mehr org. Substanz $\hat{=}$ höhere KAK) bedingt sein. Die Nährstoffgehalte liegen insgesamt betrachtet auf einem mittleren Niveau.

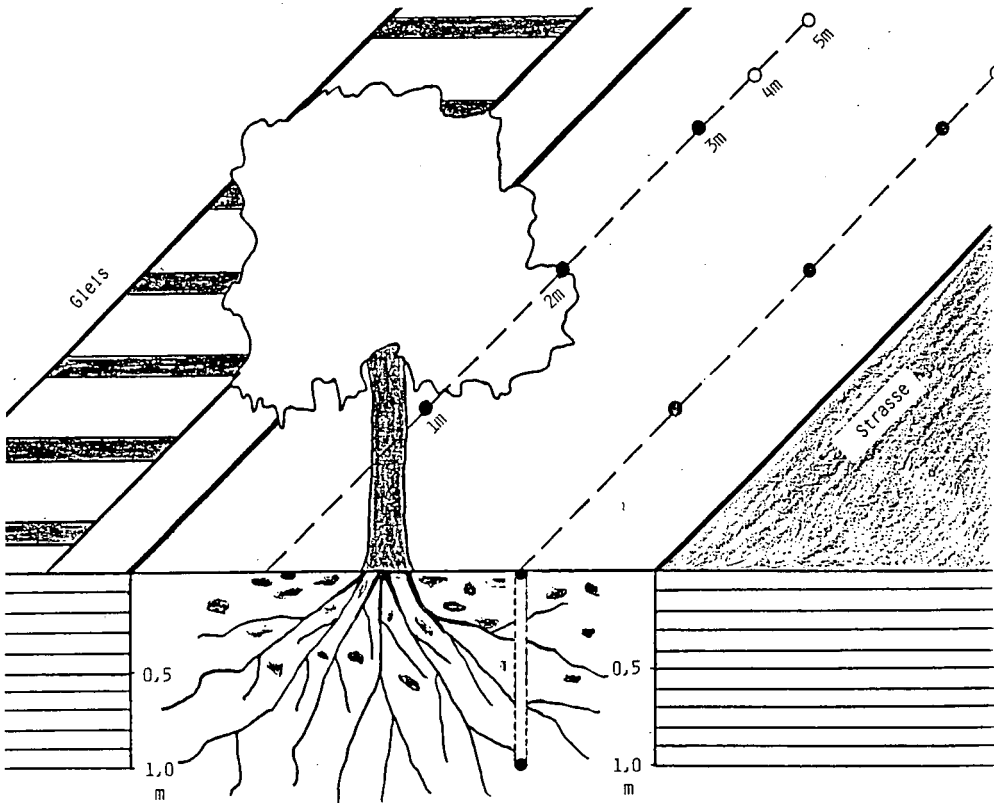
F a z i t

Die Nähe zur Fahrbahn beeinflusst die Bodeneigenschaften nachhaltig. Die starke kleinräumige Variabilität bodenchemischer und -physikalischer Parameter überdeckt eventuelle Unterschiede in Abhängigkeit von Baumabstand und Bodentiefe.

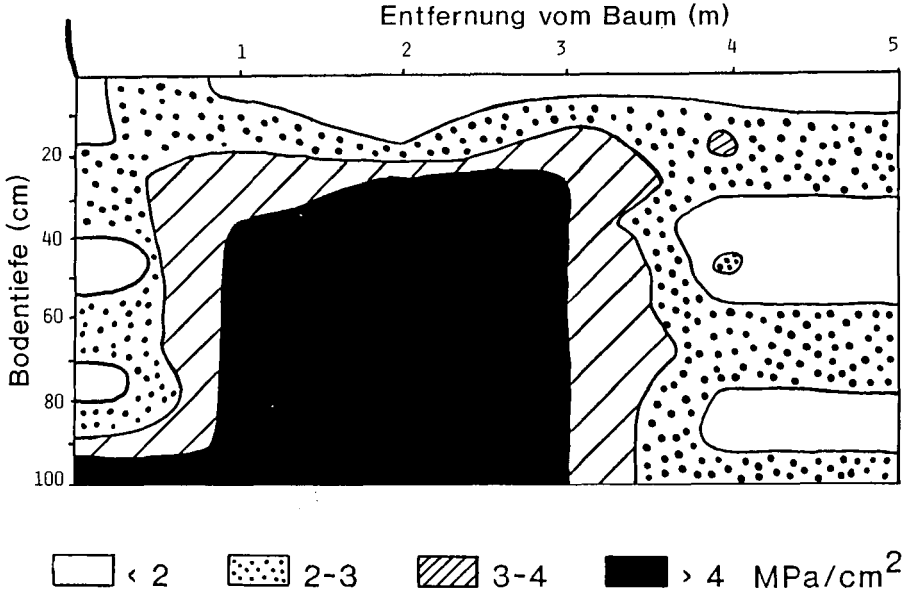
L i t e r a t u r

Brod, H.G., T. Ellwart u. K.H. Hartge: Räumliche und zeitliche Änderung von Bodenparametern im Wurzelraum innerörtlicher Alleeebäume. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 55/II, 579-584 (1987)

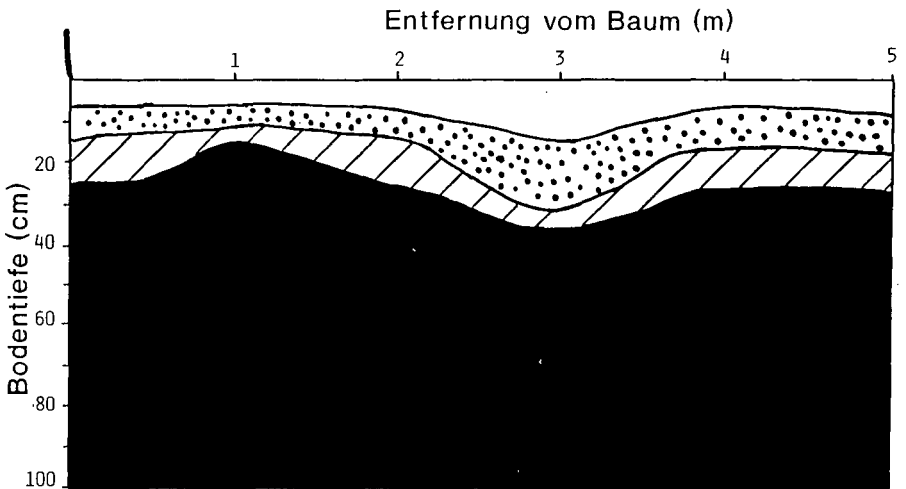
Darst. 1: Standortskizze mit räumlicher Verteilung der Probeorte



Darst. 2a: Eindringwiderstand an der Gleisseite



Darst. 2b: Eindringwiderstand an der Straßenseite



Ursachen für die unterschiedliche K-Effizienz
von Weizen und Zuckerrübe im Feld

von
Claassen, N^{*)}

In einem K-Langzeitversuch auf einem Löss-Standort zeigt sich (Abb. 1), dass nach 8 Jahren ohne K-Düngung Winterweizen noch den Höchsterttrag erbringt Zuckerrübe dagegen einen Ertragsrückgang von 20% aufweist. Demnach ist Zuckerrübe weniger K-effizient als Winterweizen. Ein Sachverhalt, der auch für andere Kulturarten wie Gras und Klee oder Getreide bekannt ist (Steffens und Mengel, 1979; Forster, 1980). Ziel dieser Arbeit war es, die Ursachen hierfür zu erforschen. Dabei wurden als mögliche Ursachen der K-Bedarf und die Größe sowie die Aufnahmeeigenschaften des Wurzelsystems untersucht.

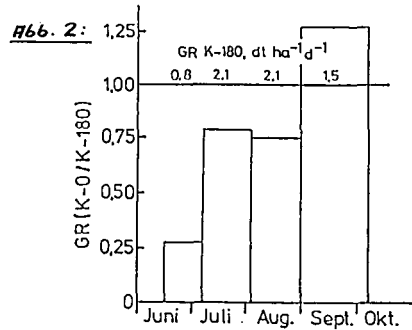
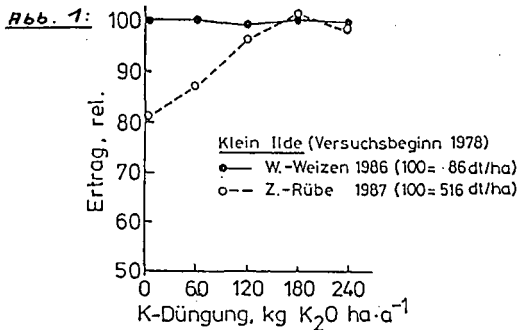


Abb. 1: Ertrag von Winterweizen und Zuckerrübe in einem K-Langzeitversuch
Abb. 2: Die Wachstumsrate (GR) von Zuckerrübe auf der ungedüngten relativ zur gedüngten Parzelle (180 kg K₂O ha⁻¹a⁻¹)

In Abb. 2 sind die absoluten Wachstumsraten (GR) in dt·ha⁻¹·d⁻¹ von Zuckerrübe mit optimaler K-Versorgung (K-180) über die Vegetationsperiode aufgeführt. Die Wachstumsraten der ungedüngten Pflanzen (K=0) betragen im Verhältnis dazu nur 25% im Juni und steigerten sich auf 75% und sogar über 100% in den darauffolgenden Monaten. Kenndaten der K-Verfügbarkeit verhielten sich dagegen eher gegenläufig. Von Juni zu August sank das austauschbare K von 170 auf 140 µmol K/100 g, die Konzentration der Bodenlösung von 60 auf 20 µmol K/l und der effektive Diffusionskoeffizient von 11 auf 5·10⁻⁹cm²s⁻¹. Demnach ist die geringe K-Effizienz der Zuckerrübe vorwiegend auf die Jugendphase beschränkt, in der das Wurzelsystem nicht in der Lage ist, die K-Vorräte des Bodens optimal zu nutzen. Der tägliche K-Bedarf, Abb. 3, (= K-Aufnahme von knapp aber ausreichend versorgten Pflanzenbeständen) ist zu Vegetationsbeginn niedrig und steigt sowohl bei Winterweizen als auch bei Zuckerrübe kontinuierlich bis auf den gleichen Wert von 6 - 7 kg K ha⁻¹·d⁻¹ an. Die Wurzellänge von Winterweizen (L-WW) (oberer Teil von Abb. 3) ist höher als die von Zuckerrübe (L-ZR). Zum Zeitpunkt des höchsten K-Bedarfs ist sie mit 262·10³ km/ha um einen Faktor 4 höher. Bei ähnlich hohem K-Bedarf, aber unterschiedlicher Wurzellänge, ergibt sich ein stark unterschiedlicher Influx, I₀ (I₀ = zeitlicher Bedarf/Wurzellänge). Der Influx stellt den Anspruch der Wurzel an den Boden dar, denn dieser muss einen Nährstofftransport zur Wurzel

gewährleisten, der dem Influx gleich ist. Den Ergebnissen zufolge ist der K-Bedarf der Kulturarten ähnlich hoch, der Anspruch an den Boden ist bei Zuckerrübe wegen ihres geringeren Wurzelsystems jedoch höher. Die Ursache der geringeren K-Effizienz von Zuckerrübe kann jedoch nicht nur darin begründet sind, dass sie weniger Wurzeln und somit einen höheren Anspruch an den Boden stellt, denn während Juli der Monat des höchsten Influxes ist, ist der Abschnitt der stärksten Ertragsdepression im Juni (Abb. 2). Es müssen daher Aufnahmeeigenschaften der Wurzel sein, die dazu führen, dass trotz etwas höherem K-Angebot des Bodens im Juni der K-Influx niedrig bleibt und damit das Wachstum reduziert. Zur Charakterisierung der Aufnahmeeigenschaften wurde die Aufnahmeisotherme von Zuckerrübe und Winterweizen für mehrere Vegetationsabschnitte ermittelt (Abb. 4). I_{max} ist der maximale Influx bei hoher Konzentration an der Wurzeloberfläche und K_m die Konzentration, bei der der Influx die Hälfte von I_{max} beträgt. Wenn Wurzeln mit I_{max} arbeiten, kommt es zu Luxuskonsum von K. Anhaltsmässig reicht die Hälfte von I_{max} und damit eine Konzentration gleich dem K_m -Wert für optimales Wachstum aus. In Abb. 4 fällt auf, dass der K_m -Wert von Zuckerrübe im Juni mit 410 $\mu\text{mol K/l}$ extrem hoch ist und dazu führt, dass eine Bodenlösungskonzentration von 50 $\mu\text{mol K/l}$ auf der ungedüngten Parzelle nicht ausreicht, die Pflanzen ausreichend mit K zu versorgen. Durch ein Absinken des K_m -wertes im Juli, auf 50 $\mu\text{mol K/l}$, wurde dagegen eine nahezu ausreichende K-Ernährung erreicht, wie Abb. 2 zeigt. Winterweizen erreichte dagegen in allen Stadien eine ausreichende K-Ernährung, weil der K_m -Wert nur 27 $\mu\text{mol K/l}$ betrug und in späteren Monaten (hier nicht gezeigt) sogar bis auf 2 $\mu\text{mol K/l}$ absank.

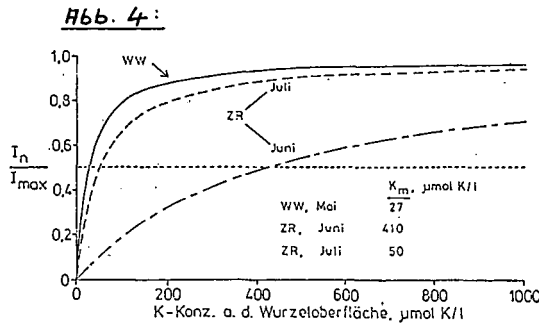
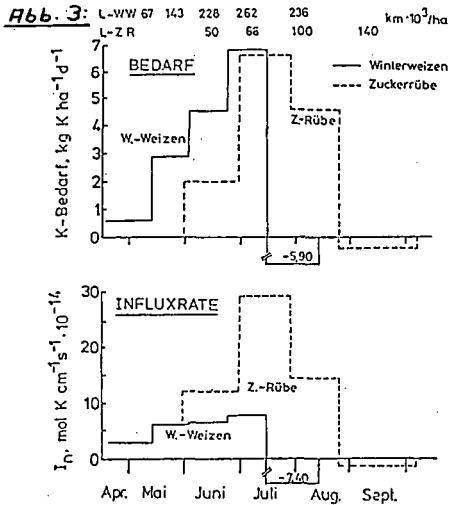


Abb. 3: K-Bedarf und K-Influx sowie Wurzellänge von Zuckerrübe und Winterweizen bei ausreichender K-Versorgung (Dinklar 1987, P-500 und Klein Ilde 1986, **Abb. 4:** K-Aufnahmeisotherme von Winterweizen und Zuckerrübe im Feld. I_{max} -Werte 12, 29 und 17 mol \cdot 10⁻¹⁴cm⁻¹s⁻¹.

Die Ergebnisse zeigen, dass neben der geringeren Wurzellänge der höhere K_m -Wert von Zuckerrübe wesentlich für die geringere K-Effizienz gegenüber Winterweizen verantwortlich ist.

Literatur

FORSTER, H. (1980): Landw. Forsch. Sonderh. 37, 645-652.
 STEFFENS, D., MENGEL, K. (1979): landw. Forsch. Sonderh. 36, 120-127.

Charakterisierung von Chlorosestandorten

von

Clemens, G. ⁺), E. Schlichting ^{† +}) u. A. Singer ^{+ +})

Vor allem in (semi)ariden Klimagebieten treten auf kalkig - mergeligen Böden bei zahlreichen Pflanzenarten Chlorosen auf. Die Ursache dafür ist physiologisch ein zumindest zeitweilig bestehender Fe-Mangel in Blättern und ökologisch die generell geringe Fe-Verfügbarkeit bei hohem pH. Die chloroseinduzierende Wirkung eines hohen Gehalts an Hydrogencarbonat wurde in physiologischen Experimenten nachgewiesen (CHANEY, 1984).

Eine Chloroseprophylaxe durch standortsgerechte Pflanzenwahl oder Melioration setzt die Kenntnis der entscheidenden chloroseauslösenden Standortsbedingungen voraus. Als Beitrag zur Verbesserung der bisher unbefriedigenden analytischen Charakterisierung von Chlorosestandorten wurde die Bedeutung der den HCO_3^- -Gehalt in Böden beeinflussenden Faktoren für die Chlorose in Gefäßversuchen überprüft und bei standortkundlichen Untersuchungen berücksichtigt.

Wenn Fe-Mangel durch hohes HCO_3^- -Angebot im Boden induziert wird, dann sind CO_2 -Produktion, Durchlüftung und Karbonatlöslichkeit bedeutend.

In Gefäßversuchen wurden zur Überprüfung dieser Hypothese die Durchlüftung

- verbessert, durch Zusätze von porösem vulkanischem Gesteinsmaterial (Bims, Basaltuff),
- verschlechtert, durch Überwässerung oder oberflächige Verdichtung oder
- die CO_2 -Produktion durch Zusatz von leicht mineralisierbarer organischen Substanz erhöht.

Die Karbonatlöslichkeit wurde durch die Auswahl der Böden variiert.

Sättigungsextrakten (RICHARDS, 1954) wurden titrimetrisch, die CO_2 -Gehalte in der Bodenluft gaschromatographisch bestimmt. Bodenluftproben wurden aus Sammelröhrchen (verändert nach TOCKETT, 1968) entnommen.

Bei standortkundlichen Untersuchungen wurde zur Prognose des HCO_3^- -Angebots gemessen:

- Der "Aktivkalkgehalt" nach DROUINEAU (1942), als Maß für die Karbonatlöslichkeit,
- die Luftpermeabilität der Oberböden bei unterschiedlichen, gravimetrisch bestimmten Wassergehalten nach Kirkham et al. (1958), zur Beurteilung der Bedingungen für den Gasaustausch,
- die Gehalte der Böden an mineralisierbarem Kohlenstoff, durch Messen der CO_2 Produktion in Brutversuchen nach ISERMEYER aus JÄGGI (1976).

Zur Prognose des Fe-Angebots wurden gemessen:

- Der Gehalt der Böden an DTPA extrahierbarem Fe nach LINDSAY & NORWELL (1978), als Maß für gelöstes Fe und
- der Gehalt an oxalatlöslichem Fe (SCHLICHTING & BLUME, 1966), als Maß "leicht mobilisierbares Fe".

⁺) Universität Hohenheim, 7 Stgt, 70, Institut für Bodenkunde und Standortslehre ^{+ +}) Hebrew Univ. of Jerusalem, 76-100 Rehovot, Inst. f. soil & water sciences, Israel

Als Indikatorpflanze wurde die chloroseempfindliche Erdnussorte Shulamit benutzt. Beurteilt wurde die auftretende Chlorose im Gefäß nach dem Chlorophyllgehalt von jungen Blättern (nach Extraktion mit Aceton, Messung nach MACKINNEY (1941)) und im Feld nach dem Bedarf der Erdnusspflanzen an Sequestren 138 (das Fe-EDDHA der Firma Ciba Geigy), prognostiziert aufgrund der Peroxidaseaktivität in jungen Blättern.

In Gefäßversuche stiegen die HCO_3^- -Gehalte durch Zusatz organischer Substanz in allen Böden an. Mit diesen sanken die Chlorophyllgehalte der Blätter aber nur auf dem Haplic Calcisol 4 und (stärker) auf dem Calcaric Arenosol 6 (Abb. 1). Bei dem Calcic Vertisol 8 war trotz erhöhter HCO_3^- -Gehalte im Boden keine Chlorose festzustellen. Eine mögliche Ursache für deren Ausbleiben kann ein den Pflanzenbedarf deckendes Fe-Angebot gewesen sein. Boden 8 enthält gegenüber den Böden 4 und 6 ca. 4 bzw 9 mal mehr Fe_0 und 3,7 bzw. 4,9 mal mehr Fe_{DTPA} (Tab. 2). Bei den gleichen Böden waren die erzielten Effekte von verminderter Durchlüftung ähnlich der durch Zusatz organischer Substanz erzielten Effekte, aber weniger ausgeprägt. Zusatz von 10 Vol.-% Bims und Tuff zu Böden mit starker Chlorose im Feld erhöhte im Gefäß Chlorophyll signifikant (CLEMENS, 1989).

Der Anstieg der HCO_3^- -Gehalte nach Zusatz organischer Substanz war bei allen Böden eng korreliert mit dem pCO_2 in der Bodenluft und unterschiedlich steil (Tab. 1, Abb. 1); die Steigung der Regressionsgeraden korrelierte signifikant mit dem Logarithmus der Aktivkalkgehalte ($r=0,977^*$). Das bedeutet, daß die Löslichkeit der Karbonate in diesen Böden unterschiedlich ist und mit dem log des Aktivkalks ansteigt.

Tab 1. Korrelationskoeffizienten und Regressionsgeraden von HCO_3^- -Gehalten in Sättigungsextrakten und CO_2 -Gehalten in der Bodenluft von 4 Böden, 38 Tage nach Zusatz von 0, 1, 2,5 Gew.-% Mehl einer Luzerne-Weizenstrohmischung und Bebrütung bei 27 °C.

haplic Calcisol 1	$r = 0,95^{***}$	$y = 0,33 x + 0,51$
eutric Leptosol 3	$r = 0,97^{***}$	$y = 0,61 x + 0,27$
haplic Calcisol 4	$r = 0,95^{***}$	$y = 0,16 x + 0,36$
luvic Calcisol 5	$r = 0,96^{***}$	$y = 0,36 x + 0,28$

Die standortskundlichen Untersuchungen ergaben (Tab. 2):

Die Luft-Permeabilität der feinporigen Böden (1 CLh, 3 LPe) war trotz geringen Porenvolumens deutlich höher als bei den grobporigen Böden aus Löß und Sand (4 CLh, 5 CLu, 6 ARc, 7 SNk). Die Ursache ist wahrscheinlich, daß bei letzteren, wegen der schwach ausgeprägten Aggregation, die Porenkontinuität gering ist. Die Permeabilität war erwartungsgemäß bei den tonigen Böden 1, 2 und 3 in gequollenem Zustand, wegen ihres geringen Grobporenanteils, sehr gering.

Der Gehalt der Böden an mineralisierbarer organischer Substanz stieg mit dem Gehalt an Ct ($r=0,808^*$). In den grobkörnigen Böden 6 ARc und 4 CLh war er deutlich niedriger als in feinkörnigen.

Auf allen Standorten (außer 8) sind die Gehalte an Fe_0 und Fe_{DTPA} niedrig. Geringes Fe-Angebot als Voraussetzung für das Auftreten der Chlorose ist auf diesen Standorten gegeben. Nach den Befunden schließen sich bei den untersuchten Böden hohe CO_2 -Produktion bei schlechter CO_2 -Entbindung weitgehend aus, außer bei Standort 2 und 5. Der hypothetische Ansatz zur Charakterisierung von Chlorosestandorten kann für die hier untersuchten Standorte reduziert werden auf:

Chlorose = f (Karbonatlöslichkeit * Fe-Angebot).

Tab. 2: Luftpermeabilität (ko), Gehalte an mineralisierbarem Kohlenstoff (Cz) "Aktivkalk", DTPA- und oxalatextrahierbarem Fe der untersuchten Standorte sowie der Sequestrenbedarf (Fe-EDDHA) von darauf angebauten Erdnüssen

Standort	ko bei WK		Cz mg/kg Ct g/kg	Aktivkalk g/kg	DTPA oxalat Fe mg/kg		Fe-EDDHA Bedarf kg/ha
	μ^2	%					
1 CLh	150* 104 20	80 44 124	630 (10,7)	161	7,6	435	1,2
2 VRc	39* 95	80 18	439 (6,8)	204	5,2	718	n.b.
3 LPe	74* 71 55	80 40 105	502 (11,1)	342	4,0	278	1,50
4 CLh	52* 67 74	80 46 53	284 (5,3)	73	3,3	510	0,65
5 CL1	30* 46 27	80 15 91	431 (4,2)	129	5,8	627	1,00
6 ARC	45* 47 38	80 35 130	273 (3,4)	37	2,5	248	0,30
7 SNk	14	40	363 (4,7)	140	4,3	327	1,00
8 VRc	n.b.		406 (8,4)	71	12,2	2188	0,00

* ermittelt durch lineare Interpolation

Dies zeigt auch die enge Korrelation des Sequestrenbedarfs (SEQ) von Erdnüssen mit der Differenz aus log Aktivkalk (AK) und oxalatlöslichem Fe ($r=0,991^{***}$, $SEQ [kg/ha] = 12,6 \log AK [g/kg] - 3,6 \cdot 10^{-3} Fe_o [mg/kg] - 15,3$).

Die Ergebnisse bestätigen die Bedeutung des HCO_3^- -Angebots und der dieses beeinflussenden Faktoren insbesondere die der Karbonatlöslichkeit in Böden mit geringen Mengen an verfügbarem und/oder mobilisierbarem Fe für das Auftreten der Chlorose. Mit sinkender Karbonatlöslichkeit steigt die Bedeutung der den CO_2 -Gehalt in der Bodenluft determinierenden Faktoren bis zu einem Bereich, in dem der kritische HCO_3^- -Gehalt, bei dessen Überschreitung Chlorosen auftreten, nur erreicht wird, wenn der CO_2 -Partialdruck hoch ist. Auf solchen Standorten sind Maßnahmen zur Verminderung des pCO_2 wirksam, nicht aber bei Standorten, auf denen die Karbonatlöslichkeit alleine ausreicht, den kritischen HCO_3^- -Gehalt zu erreichen. Auf letzteren ist eine Melioration nur möglich durch Erhöhung des Fe-Angebots oder Verminderung der Karbonatlöslichkeit (CLEMENS, 1989).

Literatur

- CLEMENS, G. (1989): Charakterisierung und Melioration von Chlorosestandorten.- Diss. Univ. Hohenheim (im Druck)
- CHANY, R. L. (1984): Diagnostic practices to identify iron deficiency in higher plants.- J. Plant Nutr., 7 47-67.

- DROUINEAU, G. (1942): Dosage rapide du calcaire actif des sols, nouvelles donnees sur la repetition et la nature des fractions calcaires.- Ann. Agron., **12**, 441-450.
- JÄGGI, W. (1976): Die Bestimmung der CO₂-Bildung als Maß der bodenbiologischen Aktivität. Schweiz. landw. Forsch. Bd. **15**, 371-380.
- KIRKHAM, D., DE LEENHEER, L. & DE BOODT, M. (1958): Physical measurements and yield on some loam and clay soils in Belgium.-Proc. Intern. Symp. on Soil Structure. Ghent, May 29-31.
- LINDSAY, W. L. & NORWELL W. A. (1978): Development of a DTPA test for zink, iron, manganese and copper.- Soil Sci. Soc. Am. J. **42**, 421-428.
- MACKINNEY, G. (1941): Adsorption of light by chlorophyll solutions.- J. Biol. Chem. **140**, 315-322.
- RICHARDS, L.A. (ed.) (1954): Diagnosis and improvement of saline and alkali soils.- Agriculture Handbook **60**. USDA, U.S. Government Printing office, Washington D. C.
- SCHLICHTING, E. & BLUME, H.-P. (1966): Bodenkundliches Praktikum.- Paul Parey, 209 S., Hamburg.
- TOCKETT, J. L. (1968): Theory and application of gas chromatography in soil aeration research.- Soil Sci. Soc. Am. J. **32**, 346-350.

Abb. 1: Chlorophyllgehalt der Blätter / HCO₃⁻ im Boden nach Zusatz von 0, 1, 2,5 Gew.-% Luzerne-Klee-Mischung zu Boden 4 (CLh) und 8 (VRc) sowie Luzerne-Weizenstroh-Mischung zu 6 (ARC) - (aus CLEMENS, 1989)

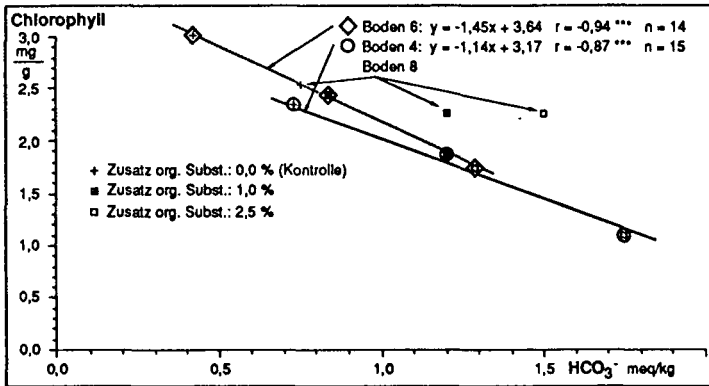
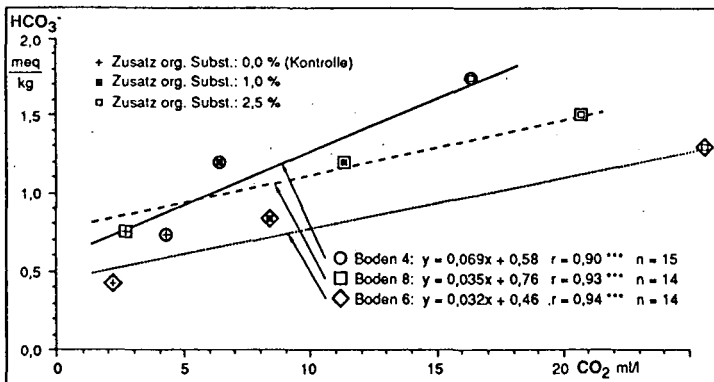


Abb. 2: HCO₃⁻ im Boden / CO₂ in der Bodenluft nach Zusatz von 0, 1, 2,5 Gew.-% Luzerne-Klee-Mischung zu Boden 4 (CLh) und 8 (VRc) sowie Luzerne-Weizenstroh-Mischung zu 6 (ARC) - (aus CLEMENS, 1989)



**MINERAL NUTRITION AND SOIL PROPERTIES IN YOUNG TEAK
PLANTATIONS IN BENIN AND LIBERIA**

Drechsel, P., S. Schmall and W. Zech⁺⁺)

ABSTRACT

Waterlogging occurs as long as 7 months in young teak plantations on Vertisols in Benin. Chlorosis and leaf shed are frequent and 30 % of the trees die in the first year. Root decay and a reduced Mg and N uptake are responsible for these phenomena depending on the depth of the non-saturated topsoil and the duration of saturation. Vigour of liberian teak is mainly related to topsoil acidity and the foliar Ca-status on Ferralsols. Fungus attack as well as N-, P-, and Mn-deficiencies are responsible for teak dieback on sandy Gleysols.

INTRODUCTION

In Liberia and Benin growth and vigour of young teak (*TECTONA GRANDIS* L.) differ considerably according to soil conditions and (micro) relief.

Our purpose was to study the relationships between site characteristics and the mineral supply of the trees, especially in view of the generally reported need of teak for good soil drainage. In another paper we discuss the relationships between tree growth on one side and tree nutrition and soil properties on the other side (Drechsel et al., 1989).

MATERIALS AND METHODS

Locations and site description

	Liberia (in brackets: Benin):
Topography:	rolling landscape (large depression)
Geology:	Precambrian basement with granite, gneiss and diorite (Eocene clays and marls)
Mean ann. precip.:	2223-3221 mm (1000 mm)
Mean month. temp.:	25-27°C (25-29°C)
Rainy season :	March/April to October (March/April to July and September/October)
Soil moist. regime:	mostly udic (ustic)
Soil temp. regime:	isohyperthermic (isohyperthermic)
Soils:	Ferralsols, Gleysols; pH:3.8-5.2 (Eutric and Calcic Vertisols; pH:5.5-8.0).

++) Institute of Soil Science and Soil Geography, University of Bayreuth, P.O.Box 101251, D-8580 Bayreuth, FRG

The FDA/GFM plantations in Liberia near Cavalla (25 km NNW of Zwedru, 6°04'N/8°08'W), east of Glaro (5°18'N/7°30'W) and at Bomi Hills (6°54'N/10°50'W, 55 km NNW of Monrovia). The ONAB/MFA reforestation site 4/8 (7°05'N/2°13'W), NE of the Lama-forest in South Benin.

For sampling and methods see Drechsel et al. (1989) or Zech and Drechsel (1989, Liberia) and Schmall (1989, Benin). Statistics: 2-tailed signif.: * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$.

RESULTS

1. DEFICIENCY SYMPTOMS AND GROWTH IN RELATION TO SITE CHARACTERISTICS

LIBERIA

In the rolling landscapes under study we observed:

- on the top of the hills a mean annual growth rate of $<0.6 \text{ m a}^{-1}$. Young leaves often are chlorotic, remaining older leaves are still green. The shoots are very thin with pronounced dieback and a lot of trees have already died.

- on the slopes well growing teak ($1.2\text{-}1.8 \text{ m a}^{-1}$). The leaves are green.

- on gleyic bottom soils a mean annual growth rate of only $0.4\text{-}0.5 \text{ m a}^{-1}$. Young and mature leaves are chlorotic and necrotic, especially in the interveinal spaces. Dieback of shoots occurs and many trees have died.

BENIN

On Vertisols, $1\frac{1}{2}$ -year-old teak differs in height (1.8-4.7 m) and vigour within a few meters. Especially older leaves show interveinal chlorosis and necrosis. Often older leaves are shedded and young leaves also become necrotic. Some trees develop new leaves but about 30% failed on prolonged inundated areas in the first year. Replanting with stumps has no success on these sites.

2. FOLIAR AND BAST ANALYSES

LIBERIA

Poorly growing teak in hilltop and bottom positions shows low to very low Ca levels of $3.2\text{-}5.3 \text{ mg g}^{-1}$ and (in mature leaves) P-concentrations of only $0.63\text{-}0.91 \text{ mg g}^{-1}$ (green leaves: $1.4\text{-}2.2 \text{ mg P g}^{-1}$). Additionally, there are often low levels of Mn (20-30 ppm) and N ($9.1\text{-}10.5 \text{ mg g}^{-1}$) in bottom position. In young and mature green leaves the Ca/Al-ratios usually range between 59-118 and 172-254, respectively, but in chlorotic ones between 15-38. Bast samples accentuate the differences in the N- and Mn-supply: $3.1\text{-}3.8 \text{ mg N g}^{-1}$ and 10-39 ppm Mn in declining teak stands and $4.7\text{-}6.7 \text{ mg N g}^{-1}$ and 33-70 ppm Mn in healthy stands.

BENIN

Increasing interveinal chlorosis of mature lower leaves with only 0.03-0.10 % Mg and < 1.2 % N significantly correlates with a decreasing concentration of both nutrients and increasing Al and partly Mn levels (n=15; Kendall's Tau b rank correlation coefficient):

	lower leaves	upper leaves
Mg	-.7222***	-.5146**
N	-.7191***	
Al	.5096**	.4865*
Mn/Mg	.7699***	
Fe/Mg	.7048***	.5313**
Al/Mg	.8133***	.5313**

Chlorosis is mainly due to Mg-deficiency since the N/Mg-ratio increases with increasing chlorosis ($r = .6181^{**}$) from 10 to >30. This is confirmed by the visual symptoms (Kaul et al., 1972).

3. TEAK MINERAL STATUS AND SITE CONDITIONS

Significant relationships mostly occur in Liberia between teak nutrient levels (of unmaturation (Y) and mature (M) leaves and bast samples) and topsoil acidity as well as rooting depth:

	N _Y	CA _Y	Mg _Y	MN _Y	
ROOTDEPTH	.8794**	.9055**	.9301***	.8507**	
PH		.7676*			
BASESATUR		.8166*			
MN _{STORE}				.7500*	
N _{STORE}	.7889*			.8689**	
	N _M	P _M	CA _M	MN _M	N _{BAST}
ROOTDEPTH		.8433**			
STONINESS			-.8840**		
SAND %	-.8124*				
PH			.7632*		.8820**
AL _{ex}			-.9147**		
BASESATUR			.7819*		.9226**
MN _{STORE}				.7167*	.8679**

(soil nutrient stores in kg ha⁻¹ rooting depth⁻¹)

QUANTIFICATION OF SOIL HYDROMORPHISM

Foliar N correlates in Benin with soil-N and several soil properties which influence or depend on waterlogging:

soil - foliage	N(LEAF)	K(LEAF)
N _{STORE}	.8987*	
N (A ₂)	.8330*	
Fe ₀ A ₁ -A ₂	-.9621**	-.9323**
Pedoturb. depth	.8901*	
K _{ex} /CEC (A ₁)		.8982*
K _{ex} /CEC (A ₃)		.9314*

We found that the difference of NH₄-oxalate extractable Fe between the A₁- and A₂-horizon ("Fe₀A₁-A₂") is a suitable index of the degree of hydromorphism between the Vertisols under study: an increasing Fe₀ concentration with depth shows the non-hydromorphic pedogenic process (Fe₀A₁-A₂ negative), but with increasing hydromorphism Fe₀ decreases with depth (Fe₀A₁-A₂ positive). Water stagnation depends on the increase of the clay content from the A₁- to the A₂-Horizons ("clay A₁-A₂"). The pedoturbation (churning) depth is a function of the degree of soil drying and indicated by a pronounced increase of the munsell value from black to pale greyish while the munsell chroma is always ≤2. There are significant relationships between these indicators and soil N:

n=21	Fe ₀	Fe _d -Fe ₀	Fe ₀ /Fe _d	C _{org}	Value
Value	-.6920***	.8702***	-.8995***	-.7146***	
N _{conz.}	.7969***	-.6687***	.8464***	.8050***	-.6685***

n=6,7	Fe ₀ A ₁ -A ₂	Clay A ₁ -A ₂	Pedot.depth	Value(A ₂ -hor.)
N _{STORE}	-.8648*	.7968*	.8743**	-.8845*

The relationship between soil characteristics and foliar Ca (Liberia) as well as foliar N (Benin) could be expressed by the following equations:

$$Ca_{YM} (\%) = 0.224 \text{ topsoil pH} + 0.063 \text{ dm rooting depth} - 0.480$$

$$(R^2 = 0.878^{**}, SE = 0.18 \% \text{ Ca}) \text{ LIBERIA}$$

$$N (\%) = 0.0884 \text{ pedoturb.depth (dm)} + 0.046 \text{ clay}_{A_1-A_2} + 1.790$$

$$(R^2 = 0.934^*, SE = 0.11 \% \text{ N}) \text{ BENIN.}$$

DISCUSSION

An increasing rooting depth in **Liberia** (higher nutrient stores) improves foliar levels in contrast to the amount of concretions (weathering intensity, lower nutrient stores). Since soil and **foliar N** correlate negatively with % sand (N_{total} : $r = -0.7986^*$; N_m : $r = -0.8124^*$), N-losses are possibly due to leaching and denitrification on waterlogged bottom sites, where we only found $2100 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ m}^{-1}$. **Mn-deficiency** at the bottom may result from low soil stocks of the sandy parent material ($430 \text{ kg Mn ha}^{-1} \text{ m}^{-1}$), Mn-mobilization and removal. On the hilltops under study high amounts of hardened plinthite (60-70%) protect the soil against erosion and allow an increased weathering intensity. Here we assume **Ca-deficiency** due to very low amounts of total ($617\text{-}888 \text{ kg Ca ha}^{-1}$) and exchangeable Ca ($147\text{-}244 \text{ kg ha}^{-1}$) in the rooting zone, but high values of exchangeable Al ($460\text{-}1200 \text{ kg ha}^{-1}$). In the bottoms hydromorphism may reduce Ca uptake even on soils adequately supplied with Ca ($554 \text{ kg Ca}_{\text{ex}} \text{ ha}^{-1}$ versus $40 \text{ kg Al}_{\text{ex}} \text{ ha}^{-1}$). Waterlogging enhances fungus attack (*Armillaria mellea*), as well. Both seem to be responsible for the dieback of teak in swampy bottoms (Woell, 1981). The vigour of teak in **Benin** (indicated by chlorosis and leaf shed) depends on the **Mg** and **N** nutrition of the trees. Although soil Mg is very high ($16\text{-}22 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$; $\text{Mg}_{\text{ex}}/\text{CEC } 30\text{-}40\%$), the supply of Mg is restricted. Foliar chlorosis due to Mg-translocation towards younger leaves is frequent if more than 50% of the vertical rooting depth is located in the moist subsoil. So, foliar Mg correlates negatively with the rooting depth ($r = -0.9101^*$). Therefore, the Mg supply seems to be restricted by (frequently observed) root damage and Mn- (and Al-chelate-) mobilization due to inundation (up to 7 months) in micro-depressions and water stagnation in the soil ("pseudo-gley"). Reduced Mg uptake and Mg concentration in tree seedlings intolerant to waterlogging are described by Hosner and Leaf (1962). Foliar N correlates with the N store of the rooting depth. Both depend on several indices of reducing conditions as described above. Foliar N decreases with an increasing amount of roots in the hydromorphic subsoil, as well, expressed by a negativ correlation to the coefficient of rooting depth/pedoturbation depth ($r = -0.9251^*$). Besides N, teak growth depends on the K supply on the vertisols (Drechsel et al., 1989).

The following tables show some tentative critical ranges of the teak stands under study:

LIBERIA	Ca	Mn	N	P
	young leaves^{1,2}		mature leaves²	
favourable	>0.80 %	>50 ppm	>1.60 %	>0.12 %
deficiency	<0.55 %	<30 ppm	<1.20 %	<0.09 %

5 and 11 years old trees; samples taken in the middle of the rainy season (July) during flowering (¹not completely developed ²from terminal shoots of the upper crown).

BENIN	Mg	% in LOWER LEAVES ¹	N
favourable	0.12 - 0.22		1.40 - 1.75
deficiency	0.03 - 0.10		0.90 - 1.20

1¹/₂ year old trees; samples taken at the begin of the short rainy season in September
(¹middle stem position)

CONCLUSIONS AND RECOMMENDATIONS

These results show that teak is poorly adapted to many soils typical of Liberia as well as to the hydromorphic Vertisols of the Lama depression in Benin. On the Vertisols the risks are additionally enhanced by using 320 PS- caterpillars for site clearing outside the dry season (soil compaction). Soil drainage may increase with increasing age of these stands, but soil hydromorphism also supports the development of a shallow rooting system and wind damage. Mineral deficiencies could be reduced on these soils by low intensity burning of the ground vegetation in addition to the usual mechanical site clearing. The last should avoid the removal of the humus layer (N-pool, water infiltration). Planting teak on small dams (billons) since 1987 seems to reduce the decline of 30 % in the first year.

ACKNOWLEDGEMENT

We are indebted to the ONAB (Benin), the FDA (Liberia), and the German Forestry Missions of both countries for supporting generously our field studies.

REFERENCES

- Drechsel, P., Schmall, S., and Zech, W. 1989. Relationships between growth, mineral nutrition and soils in young teak plantations in Benin and Liberia. IUFRO-Symposium (Freiburg). Water, Air, and Soil Pollution (submitted).
- Hosner, J.F. and Leaf, A.L., 1962. The effect of soil saturation upon the dry weight, ash content, and nutrient absorption of various bottomland tree seedlings. Am. Soil Sc. Soc. Proc. 26:401-404.
- Kaul, O.N., Gupta, A.C. and Negi, J.D.S., 1972. Diagnosis of mineral deficiencies in teak (*Tectona grandis*) seedlings. Indian Forester 98 (3): 173-177.
- Schmall, S., 1989. Wuchs und Ernährungszustand junger Teak-Bestände auf Vertisolen in Benin, Westafrika. Diplomarbeit, Universität Bayreuth.
- Woell, H.J. 1981. Preliminary results of the plantation research programme. Cavalla project - Grand Gedeh County. FDA/GFA, Monrovia.
- Zech, W. and Drechsel, P. 1989. Relationships between growth, mineral nutrition and site factors of teak (*Tectona grandis*) plantations in the rainforest zone of Liberia. Forest Ecology and Management (submitted).

Die Verwendung von Laubkompost und Pferdemist
auf landwirtschaftlichen Flächen

von
Ehrig, Ch. und K. Stahr *)

Einleitung

Auf einer gartenbaulich genutzten Fläche in Berlin-Gatow wurde im Zeitraum von 1984 bis 1987 die Eignung von Laubkompost aus Berliner Straßenlaub für einen Einsatz in der Landwirtschaft, im Gartenbau und in der Grünflächenpflege untersucht. Mit diesem Feldversuch sollten die Auswirkungen des Kompostes auf den Humusgehalt des Standorts geprüft werden. Eine Erhöhung des Humusgehalts würde die Strukturstabilität und das Wasserspeichervermögen der Böden verbessern. Die Nährstoffanteile könnten eine Düngewirkung erzielen und damit Mineraldünger einsparen. Eine regelmäßige Anwendung des Kompostes könnte andererseits zu einer unerwünschten Anreicherung von Schwermetallen in den Böden führen. Neben Laubkompost stand Pferdemist für den Versuch zur Verfügung.

Versuchsstandort

Aus Geschiebemergel mit bis zu zwei Metern Decksandauflage haben sich Braunerden und Parabraunerden, teilweise pseudovergleyt, entwickelt. Die Nährstoffreserven der Böden sind gering bis mäßig, die Humusgehalte mäßig hoch. Sie wurden durch regelmäßige Pferdemistanwendungen des Landwirts vor Versuchsbeginn verbessert. Auf Grund der regelmäßigen Bearbeitung sind die Oberböden mäßig bis stark verdichtet. Weil die Versorgung des Ackers mit pflanzenverfügbarem Wasser nicht ausreicht, wird regelmäßig bewässert. Die Schwermetallgehalte der Böden sind durch Immissionen angehoben. Die Cadmium- und Zinkgehalte liegen unter dem Grenzwert der Klärschlammverordnung, der Bleigehalt erreicht den festgesetzten Wert.

Allgemeine Kenndaten der Versuchsfläche (Ap) für n = 18 Proben:

pH CaCl ₂	C _{org} %	N _t %	C/N	P _{DL} %	K _{DL} %	Ca _{AL} %	Mg _{AL} %
6,0-6,3	1,1-1,2	0,08-0,09	13-14	0,04-0,06	0,3-0,4	0,5-0,6	0,06-0,09

*) Institut für Ökologie - Regionale Bodenkunde - Technische Universität Berlin, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

Schwermetallgehalte (mg/kg) der Versuchsfläche (Ap) für n = 18 Proben:

Cd _t	Cd _{EDTA}	Pb _t	Pb _{EDTA}	Zn _t	Zn _{EDTA}
0,8-1,1	0,6-0,8	82-86	41-44	68-75	14-17

Versuchsplan

Auf die Versuchsfläche wurde im Mai und August 1984, Februar 1986 und Juni 1987 Kompost ausgebracht. Die Fläche wurde zusätzlich mit 600 kg/ha N, 200 kg/ha P, 660 kg/ha K und 240 kg/ha Mg mineralisch gedüngt.

Kontrollparzelle (1984-1987): mineralischer Dünger

Parzelle Laubkompost (1984-1987): zusätzlich 250 t/ha Laubkompost

Parzelle Laubkompost und Pferdemit (1984-1987): zusätzlich 150t/ha

Laubkompost und 130 t/ha Pferdemit

Im Jahr 1984 wurden Kartoffeln, 1985 Zwiebeln und 1986 Erdbeeren angepflanzt. Die Erdbeerpflanzen blieben bis August 1987 auf der Versuchsfläche.

Qualität der Komposte

Kenndaten der verwendeten Komposte:

	Laubkompost n=4	Pferdemist n=4
pH (CaCl ₂)	6,4 - 7,7	6,7 - 8,1
Glühverlust %	21 - 58	76 - 90
C _t %	9 - 38	34 - 49
N _t %	0,6 - 1,8	0,8 - 1,6
C/N	13 - 33	24 - 62
Phosphor %	0,6 - 1,5	1,3 - 2,0
Kalium %	1,8 - 3,6	15 - 22
Calcium %	12 - 22	3,8 - 12
Magnesium %	1,1 - 3,3	0,8 - 2,6
Cd _t mg/kg	0,5 - 2,2	0,2 - 1,2
Cd _{EDTA} mg/kg	0,2 - 1,0	0,1 - 0,2
Pb _t mg/kg	66 - 105	13 - 53
Pb _{EDTA} mg/kg	48 - 75	4,5 - 11,0
Zn _t mg/kg	130 - 290	27 - 71
Zn _{EDTA} mg/kg	30 - 130	13 - 50

Kompostqualität und Eigenschaften hängen stark vom Ausgangsmaterial und vom Rotteverlauf ab. Auf beide Parameter hatten wir keinen Einfluß.

Der Laubkompost, der uns für die Untersuchung zur Verfügung stand wurde 1984 aus Berliner Straßenlaub aufgesetzt. Das Laub war vor der Kompostierung nicht gesiebt worden. Fremdbestandteile waren nicht vom Laub getrennt worden. Sie wurden erst unmittelbar vor der Ausbringung aussortiert. Der Komposthaufen wurde im Versuchszeitraum nicht gewendet.

Der Pferdemist eines Berliner Landwirts hatte hohe Roggenstrohanteile und wurde im Stapelmistverfahren aufgesetzt. Teilweise wurden sehr wenig umgesetzte Pferdemiste verwendet, die eigentlich noch nicht als Komposte bezeichnet werden können.

Ergebnisse

Humusgehalte

Die Kompostparzellen haben am Versuchsende deutlich höhere Humusgehalte als die Kontrollparzelle.

Humusgehalte der Versuchsfläche (%), n = 6:

	Kontrolle	Laubkompost	Laubkompost + Pferdemist
1984	2,32	2,24	2,16
1987	2,00	3,42	3,48

Gesamtporenvolumen und Wasserkapazität

Zur Abschätzung der Aggregatstabilität wurde das Gesamtporenvolumen in den Versuchspartzen herangezogen. Seine Veränderung zeigt folgende Tabelle.

Einfluß der Kompostanwendung auf Gesamtporenvolumen und Feldkapazität, n = 6:

	Gesamtporenvolumen Vol.-%	Feldkapazität Vol.-%
Kontrolle		
1984	40,5	27,7
1987	38,0	25,7
Laubkompost		
1984	31,7	30,0
1987	43,4	28,5
Laubk.+ Pferdem.		
1984	34,7	28,2
1987	41,2	29,6

In der Laubkompostparzelle stieg das Gesamtporenvolumen im Versuchszeitraum um 11,7 Vol.-%, in der Parzelle mit dem Kompostgemisch um 6,5 Vol.-%. Die Kontrollparzelle verzeichnet im gleichen Zeitraum einen leichten Rückgang. Die Erhöhung des Gesamtporenvolumens ist wahrscheinlich auf einen Anstieg des Grob- und Feinporenanteils zurückzuführen.

Mit der Kompostanwendung konnte keine Erhöhung der Feldkapazität erzielt werden.

Nährstoffgehalte

Folgende Tabelle zeigt die Nährstoffzufuhr mit den Komposten zur Versuchsfläche im Untersuchungszeitraum. Mit den Komposten sind höhere Nährstoffmengen als mit der mineralischen Düngung zugeführt worden.

Nährstoffzufuhr mit den Komposten zur Versuchsfläche 1984 - 1987 in kg/ha:

	Laubkompost	Laubkompost + Pferdemist
Stickstoff	1900	1800
Phosphor	210	240
Kalium	480	1400
Calcium	3100	2500
Magnesium	270	290

Veränderung der verfügbaren Nährstoffgehalte, n = 6:

	Kontrolle	Laubkompost	Laubkompost + Pferdemist
N_t %			
1984	0,09	0,08	0,08
1987	0,08	0,13	0,13
P_{DL} %			
1984	0,04	0,06	0,05
1987	0,09	0,17	0,16
K_{DL} %			
1984	0,29	0,37	0,33
1987	0,12	0,21	0,31
Ca_{AL} %			
1984	0,45	0,58	0,51
1987	0,41	1,00	0,79
Mg_{AL} %			
1984	0,06	0,09	0,08
1987	0,06	0,11	0,11

Der Vergleich der Nährstoffgehalte zeigt 1987 eine bessere Versorgung der Kompostparzellen gegenüber der Ausgangssituation im Mai 1984. Ihre Gehalte liegen ausnahmslos über denen der Kontrollparzelle. Die Kontroll- und die Laubkompostparzelle weisen 1987 niedrigere pflanzenverfügbare Kaliumgehalte gegenüber 1984 auf, sodaß sie in eine niedrigere Gehaltsklasse eingestuft werden müssen. Die Verluste durch Ernteentzüge und Verlagerung konnten dagegen durch die Pferdemanwendung auf der Parzelle Laubkompost und Pferdemit fast ausgeglichen werden. Die höheren Calciumgehalte des Laubkomposts haben die Gehalte in der Laubkompostparzelle erhöht. Hinsichtlich der Stickstoff-, Phosphor- und Magnesiumdüngewirkung bestehen zwischen Laubkompost und Pferdemit keine Unterschiede.

Schwermetallgehalte der Böden und Pflanzen

Aus der nächsten Tabelle wird ersichtlich, daß die mit den Komposten zugeführten Schwermetallmengen die Bodengehalte beeinflussen. Die Cadmiumgesamtgehalte sind in beiden Kompostparzellen deutlich angestiegen, die EDTA-löslichen Anteile dagegen gesunken. Eine ähnliche Abnahme ist beim Zink nicht zu beobachten. Die Bleigehalte der Böden und des Laubkomposts sind vergleichbar hoch, sodaß hier nur mit einem langsamen Ansteigen der Gehalte in den Böden zu rechnen ist. Die höheren Gehalte in den Kompostparzellen am Versuchsende liegen im Bereich der Schwankungen der Kontrollparzelle während des Versuchszeitraums.

Veränderung der Schwermetallgehalte (mg/kg) in den Versuchspartzellen, n=6:

	Cd _t	Cd _{EDTA}	Pb _t	Pb _{EDTA}	Zn _t	Zn _{EDTA}
Kontrolle						
1984	1,1	0,8	85	41	75	14
1987	1,1	0,8	83	40	66	12
Laubkompost						
1984	0,8	0,7	86	44	68	17
1987	1,2	0,5	105	48	72	15
Laubk. + Pferdemit.						
1984	0,8	0,6	82	42	68	15
1987	1,5	0,6	110	43	76	18

Die Cadmium- und Zinkverfügbarkeit für Pflanzen ist mit der Kompostanwendung verringert worden. Die Cadmiumgehalte der Zwiebeln und Erdbeeren von den Kompostparzellen sind um mehr als die Hälfte niedriger als die der Pflanzen von der Kontrollparzelle. Die Zinkgehalte wurden um ein Drittel gesenkt. Im ersten Versuchsjahr weisen die Kartoffeln nach einmaliger Kompostanwendung keine Unterschiede der Schwermetallaufnahme zwischen den Parzellen auf. Auswirkungen der Kompostanwendung auf die Bleigehalte der angebauten Früchte waren meßtechnisch nicht zu erfassen. Die Cadmium- und Bleigehalte der Früchte liegen unter den Richtwerten des Bundesgesundheitsamtes.

Schwermetallgehalte (mg/kg) der Früchte:

	Kartoffeln	Zwiebeln	Erdbeeren	
	1984	1985	1986	1987
Cadmium				
Kontrolle	0,02	0,07	0,03	0,08
Laubkompost	0,02	0,03	0,01	0,02
Laubk.+ Pferdem.	0,02	0,04	0,01	0,02
Blei				
Kontrolle	< 0,1	< 0,1	0,6	< 0,1
Laubkompost	< 0,1	< 0,1	0,4	< 0,1
Laubk.+ Pferdem.	< 0,1	< 0,1	0,4	< 0,1
Zink				
Kontrolle	2,5	3,0	4,9	2,3
Laubkompost	2,8	2,0	3,2	1,7
Laubk.+ Pferdem.	2,7	2,0	2,9	2,2

Zusammenfassung

Die Anwendung der Laubkomposte und Pferdemiste verbesserte einige physikalische und chemische Bodenparameter der Untersuchungsfläche. Die Änderungen sind auf die Erhöhung der Humusgehalte der Böden zurückzuführen. Beide Komposte verbessern die Bodenstruktur, was sich in einer Erhöhung des Gesamtporenvolumens zeigt. Dieses konnte auch durch mehrjährige Anwendungen von Müllkompost und Klärschlamm auf mittelschwere Ackerböden erreicht werden (AICHBERGER u.a., 1987). Beim Einsatz beider Kompostarten kann Mineraldünger eingespart werden. Die Laubkomposte haben im Vergleich zu den Pferdemisten eine bessere Calciumdüngewirkung, die Pferdemiste eine bessere Kaliumdüngewirkung.

Die Kompostanwendung führt trotz angestiegener Gesamtgehalte in den Böden zu keiner höheren Pflanzenverfügbarkeit. Dies wurde häufiger nach Anwendung basisch wirkender, organischer Dünger beobachtet. DIEZ (1982) fand für mehrere Pflanzen niedrigere Schwermetallgehalte nach Klärschlammanwendungen.

Unter der Voraussetzung, die Belastung der Laubkomposte durch geeignete Maßnahmen zu senken, ist ihre Anwendung auf landwirtschaftlichen Flächen ohne akute Gefährdung der Pflanzen möglich. Ein wesentlicher Beitrag der Schwermetallsenkung kann eine Aussortierung von Fremdbestandteilen vor der Kompostierung und eine gezielte Laubsammlung in der Stadt sein. Schwermetalluntersuchungen haben eine niedrigere Belastung von Parklaub und Laub aus Westberliner Außenrandbezirken gezeigt. Die Cadmium- und Zinkgehalte lassen sich damit mindestens um die Hälfte senken.

Literatur

- Aichberger, K., J. Wimmer und E. Mayr: Auswirkungen einer mehrjährigen Klärschlamm- und Müllkompostanwendung auf verschiedene Bodeneigenschaften. VDLUFA-Schriftenreihe, 23, Kongreßband 1987, 391-404
 Diez, T.: Einfluß der Klärschlammbehandlung und der Beschlammungsintensität auf den Schwermetalltransfer Boden-Pflanze.
 Landw.Forschung, Sonderheft 39, Kongreßband 1982, 213

Der Einfluß 40-jähriger intensiver Ackerbewirtschaftung auf die Regenwurm-Population eines norddeutschen Standorts (Kurzfassung)

Finck, A.*

Auf Feldern eines typischen Ackerstandorts in der Probstei (östlich Kiel) wurde der Einfluß intensiver Bewirtschaftung auf das Bodenleben am Beispiel der Regenwürmer geprüft:

- 1950 am Ende einer langen extensiven Produktionsphase
- 1988 nach laufender Steigerung der Ernten auf hohe Intensität.

Methodik und allg. Daten

Vergleich der Regenwurm-Population auf Parabraunerde in 40-jähr. Abstand. Ermittlung durch Aufgraben von 1/4 m²; 1950 im Frühjahr und Herbst, 1988 Anfang August. Boden: Parabraunerde, meist sL. 1950: 12-jähr. Fruchtfolge mit 1/3 Getreide; Bodenbearbeitung noch weitgehend mit Pferden; pH 5,5 - 6,5, niedrige P- u. K-Versorgung; Stallmist; N-Düngg. etwa 40 kg/ha; kein chem. Pflanzenschutz; Ertragsniveau 30 - 40 dt/ha Getreidekorn. 1988: enge Fruchtfolge mit über 50 % Getreide; Bearbeitung mit Traktor; pH 6 - 7; hohe P- u. mittl. K-Versorgung; N-Düngung etwa 200 kg/ha; üblicher chem. Pflanzenschutz (Herbicide, Fungicide, Insekticide); Ertragsniveau 70 - 90 dt/ha.

Ergebnisse:

1. Regenwurmgewicht: Auf 4 Feldern mit Getreide (1988) scheint der Regenwurmbestand (bei aller unvermeidlicher Variation) etwa gleichgeblieben, während auf 3 Feldern mit Raps (1988) eher ein Anstieg zu verzeichnen ist. Für alle 8 Felder betrug das Regenwurmgewicht durchschnittlich 1950 = 50 g und 1988 = 60 g/m². Der Bestand ist demnach trotz der Produktionssteigerung etwa gleichgeblieben, auf keinen Fall aber durch Intensivproduktion erniedrigt.

2. Anzahl der Regenwürmer: Zwar variiert die Anzahl (wegen vieler Jungwürmer) stärker als das Gewicht, aber bei Getreide zeigt sich trotzdem ein etwa konstanter Bestand, bei Raps sogar eine deutliche Erhöhung (die jedoch nur vorübergehend sein dürfte). Für alle 8 Felder betrug die Anzahl 1950 = 130 und 1988 = 150 Regenw./m². Die Anzahl scheint also etwa gleichgeblieben zu sein, auf keinen Fall jedoch vermindert.

3. Artenverteilung: Auch diese ist etwa konstant geblieben. Allerdings könnte ein gewisser Rückgang der großen Arten vorliegen (was jedoch nicht eindeutig ist). Die Anteile betragen: *Allolobophora caliginosa* (mittelgroß) 60 - 75 %, Großwürmer *Lubricus terrestris* u. *Allolobophora longa* 15 - 25 %, *Allolobophora rosea* (klein) 10 %.

Diskussion:

Regenwurm-Bestände können gleichgeblieben sein, weil alle veränderten Faktoren ohne Einfluß waren oder weil sich positive und negative Effekte kompensiert haben.

Zur Düngung:

Der positive Einfluß organischer Dünger (als Nahrungsquelle) auf

*Institut f. Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität, Olshausenstraße 40, 2300 Kiel

Regenwürmer steht außer Zweifel. Die Mineraldüngung gilt demgegenüber häufig als nachteilig, wofür die vorliegenden Daten jedoch nicht den geringsten Anhalt liefern. Theoretisch wäre ohnehin eher eine Förderung der Regenwürmer durch Verbesserung des Nährstoffzustandes der Böden zu erwarten.

Zum Pflanzenschutz:

Regenwürmer sind sicherlich empfindlich gegen eine Reihe von Pflanzenschutzmitteln, so daß (wenn vorhanden) ein Rückgang am ehesten auf diesen Faktor zurückgeführt werden müßte. Offenbar kommen die Regenwürmer jedoch weit weniger mit Spritzmitteln in Kontakt, als vermutet, so daß negative Einflüsse entweder nicht bestehen oder nicht deutlich in Erscheinung treten.

Zur intensiven Bodenbearbeitung:

Im Gegensatz zur verbreiteten Ansicht ist Bearbeitung mit größeren Traktoren und Geräten (abgesehen z.B. von Fräsen) weniger nachteilig für Regenwürmer als allgemein angenommen. Der direkte Vergleich mit der viel höheren Population auf Grünland darf nicht nur auf die "Bodenruhe" zurückgeführt werden. Am ehesten dürften noch die Großarten von der Nichtbearbeitung profitieren.

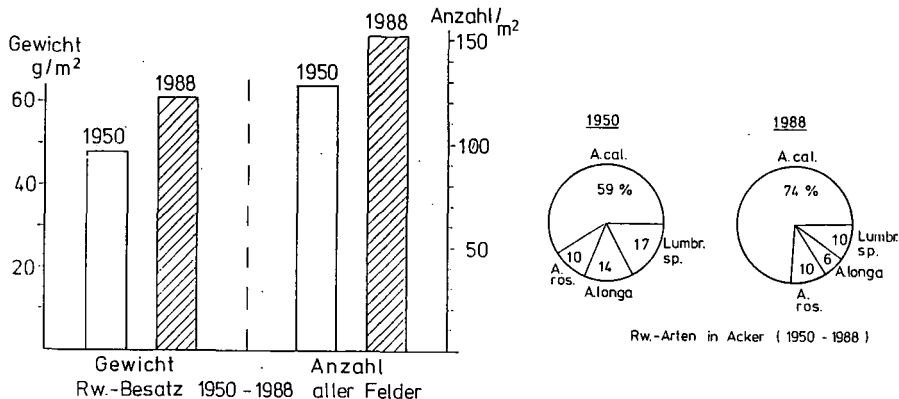
Zur Fruchtfolge:

Vorteilhaft für Regenwürmer sind Pflanzenbestände, die den Regenwürmern viel Nahrung und günstige Entwicklungsbedingungen liefern, z.B. (früher) Klee gras und (heute) Raps.

Zusammenfassung

Am Beispiel eines Ackerstandorts in Holstein kann gezeigt werden, daß der Regenwurmbestand nach Gewicht und Anzahl in den letzten 40 Jahren trotz erheblich gesteigerter Intensität der Produktion (hohe Düngung, chemischer Pflanzenschutz, intensive Bodenbearbeitung, engere Fruchtfolge) weitgehend unverändert blieb. Dies gilt annähernd auch für die Artenverteilung. Der Bestand beträgt etwa 5 dt bzw. 1 Million Regenwürmer pro Hektar.

Literatur: Ausführl. Publikat. in Zeitschr. Pflanzenernährg. u. Bodenkd.



Bestimmung der Kalium-Anlieferung an die Pflanzenwurzeln bei Ackerstandorten mithilfe von Simulationsmodellen

von

Stefan Gäth¹⁾, C.-A. Abitz²⁾, G. Wessolek²⁾ und M. Renger²⁾

1. Einleitung

Für die Ermittlung des Düngebedarfs eines Bodens wird i.d.R. nach Abschluß der Ernte eine monofaktorielle Beziehung zwischen dem Gehalt eines Nährstoffes - extrahiert mit einem spez. "Lösungsmittel" - und dem Pflanzenertrag erstellt. Da diese Beziehung nur für den Eichstandort und die Klimabedingungen im Versuchszeitraum gelten kann, liefert eine Bestimmung der Düngebedürftigkeit - vor allem für Kalium und Phosphor - auf einem anderen Standort häufig unbefriedigende Ergebnisse.

Aus diesem Grunde erscheint es im Gegensatz zu der rein empirischen Vorgehensweise zweckmäßig, mittels mathematischer Modelle die im Boden beim Nährstofftransport zur Wurzel ablaufenden physikalischen und chemischen Prozesse rechnergestützt zu beschreiben und für eine boden- bzw. pflanzengerechte Düngebedarfsermittlung einzusetzen.

Die hier vorgestellten Untersuchungen sollen zeigen, mit welchen Modellen und Annahmen der Nährstofftransport zur Wurzel berechnet werden kann sowie anhand von vergleichenden Messungen zur K-Aufnahme von Weizen die Tauglichkeit und Grenzen der Rechenansätze darstellen. Desweiteren sollen Empfindlichkeitsanalysen zum Wasserhaushalt, zur Nährstoffkonzentration und zur Wurzellängendichte (WLD) den Einfluß dieser Größen auf das Rechenergebnis verdeutlichen.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsstandort

Die hier vorgestellten Ergebnisse und Modellrechnungen wurden auf einer Löß-Parabraunerde bei Hannover/Ohlendorf gewonnen. Die bodenphysikalischen und -chemischen Kennwerte sind bei WESSOLEK und GÄTH (1989) beschrieben.

2.2 Grundlagen des Stofftransportes

Der Nährstofftransport zur Wurzel erfolgt durch Konvektion (Gl. 1a) und durch Diffusion als Folge von Konzentrationsabsenkung im wurzelnahen Raum (Gl. 1b).

$$\text{Gl. 1a} \quad I_K = v \cdot C_1$$

$$\text{Gl. 1b} \quad I_D = D \cdot \theta \cdot f \cdot b^{-1} \cdot dC_1 \cdot dx^{-1}$$

Die Pufferung b kann beschrieben werden mit (Gl. 2):

$$\text{Gl. 2} \quad b = dC \cdot dC_1^{-1}$$

I_K	= konvektiver Ionenfluß	[mg*cm ⁻² *sec ⁻¹]
I_D	= diffusiver Ionenfluß	[mg*cm ⁻² *sec ⁻¹]
v	= Porenwassergeschwindigkeit	[cm ³ *cm ⁻² *sec ⁻¹]
C_1	= Nährstoffkonzentration in Lösung	[mg*cm ⁻³]
C	= chemisch verfügbare Nährstoffmenge	[mg*cm ⁻³]
D	= Molekularer Diffusionskoeffizient	[cm ² *sec ⁻¹]
θ	= Wassergehalt	[cm ³ *cm ⁻³]
f	= Tortuosität	
x	= Diffusionsstrecke	[cm]

¹⁾ Inst. f. Landeskultur, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen

²⁾ Inst. f. Ökologie, Abt. Bodenkunde, Salzuffer 11-12, 1000 Berlin 10

Anmerkung: Die Autoren bedanken sich bei Herrn Dr. W.H.M. Duynisveld, BGR Hannover, für seine Hilfestellung bei der Anwendung der Modelle.

Dem Massenfluß kommt bei P und K i.d.R. eine untergeordnete Bedeutung zu. In unseren Untersuchungen beträgt der Anteil an der Gesamtaufnahme ca. 5%. Aus diesem Grunde ist es von besonderem Interesse den diffusiven Nährstofffluß modellmäßig zu beschreiben.

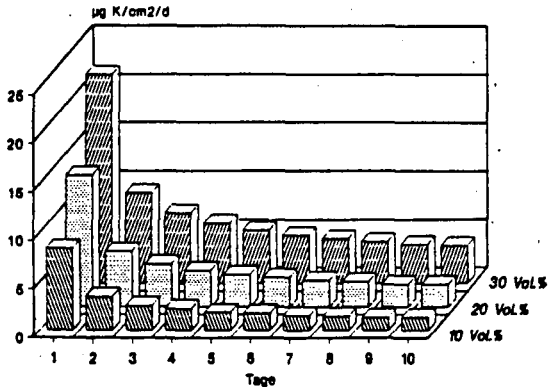
2.3 Modellansätze zur Nährstoffanlieferung an die Pflanzenwurzel

Das Modell I basiert auf der Bestimmung von Diffusionsflußraten, die dann mit einem numerischen Wasserhaushaltsmodell gekoppelt werden.

Zu diesem Zweck müssen nach der bei GATH et al. (1989) beschriebenen Methode die K-Diffusionsflußraten mit Kationen-Austauscherharzen für die einzelnen durchwurzelten Bodenhorizonte bei verschiedenen Wassergehalten und Diffusionszeiträumen im Labor bestimmt werden.

Abb. 1:

K-Diffusionsflußraten des Ap-Horizontes einer Löß-Parabraunerde als Funktion des Wassergehaltes und der Diffusionsdauer



Die in dieser Form erstellten K-Diffusionsflußratenfunktionen (Abb. 1) fließen in ein von DUYNISVELD und STREBEL (1983) beschriebenes Wasserhaushaltsmodell, das die Wasseraufnahme der Wurzeln - konvektiver Fluß - und den Wassergehalt für das Profil in 10 cm-Schritten tageweise berechnet. Auf diese Weise ist es für jeden Tag der Vegetationsperiode möglich, die tiefen- und wassergehaltsabhängigen K-Diffusionsflußraten - ausgedrückt in $\text{mg K} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ - zu ermitteln und mit der passenden Wurzeloberfläche ($\text{WLD} \cdot \text{Wurzelradius} \cdot 2\pi$) zu multiplizieren, wobei mit dem Wurzelalter die K-Diffusionsflußraten entsprechend der im Labor bestimmten Diffusionsdauer abnehmen.

Berücksichtigt werden muß, daß die in planarer Form an Stechzylindern gemessenen Diffusionsflußraten in diesem Modell ohne Umrechnung auf die radiale Wurzeloberfläche übertragen werden. Durch diesen Ansatz wird der K-Diffusionsfluß unterbewertet, wobei der Fehler mit abnehmendem Wassergehalt und steigender Pufferung abnimmt. Eine Messung von Diffusionsflußraten an radialen Körpern mit dem Durchmesser einer Pflanzenwurzel ist im Augenblick unmöglich.

Das Modell II wurde von CLAASSEN et al. (1986) beschrieben. Bei diesem Modell wird die Nährstoffaufnahme eines 1 cm langen Wurzelabschnittes und die Nährstoffkonzentrationsverteilung um die Wurzel in Abhängigkeit von der Aufnahmedauer berechnet. Für das eingehende Studium sei auf die o.g. Literatur verwiesen.

Grundlage des Modells bildet die radialsymmetrische Gleichung für den diffusiven und konvektiven Nährstofftransport. Mit deren Hilfe wird der Nährstofffluß über die Konzentration, den Wassergehalt, die Tortuosität, die Pufferung, den Diffusionskoeffizienten und die Porenwassergeschwindigkeit für definierte Diffusionsstrecken berechnet. Der Wurzel steht in diesem Modell ein zylinderförmiges Bodenvolumen, das in n-Ringelemente untergliedert wird, zur Verfügung. In dessen

Mitte befindet sich die Wurzel. Der Radius des Zylinders ist definiert durch den mittleren halben Abstand zwischen zwei Wurzeln, der eine Funktion der Wurzellängendichte (WLD) ist, d.h. mit steigender WLD abnimmt. Neben dem Nährstofftransport wird in Modell II die konzentrationsabhängige, pflanzenspezifische Nährstoffaufnahme in Form der Michaelis-Menten-Kinetik kalkuliert.

Tab. 1: Vergleich der Eingabeparameter von Modell I und Modell II

	Modell I <i>Austauscher planares Modell</i>	Modell II <i>radiales Modell</i>
<u>Nährstoff-Anlieferung:</u>		
K-Diffusionsflußrate	*	
K-Diffusionskoeffizient		*
K-Konzentration		*
Pufferung		*
Boden-Wassergehalt	*	*
Tortuosität		*
Wurzellängendichte	*	*
halber Wurzelabstand		*
Wurzelradius	*	*
<u>Nährstoff-Aufnahme:</u>		
Michaells-Menten-Kinetik		*

Tabelle 1 faßt die Eingabeparameter der 2 Modelle zusammen:

Während in Modell I gemessene Diffusionsflußraten eingehen, müssen in Modell II die Einzelkomponenten des diffusiven Fusses angegeben bzw. gemessen werden. Dabei muß die Annahme getroffen werden, daß der effektive Diffusionskoeffizient, d.h. der um den Wassergehalt, die Tortuosität und die Pufferung korrigierte Molekulare Diffusionskoeffizient, während des mehrtägigen bis -wöchigen Berechnungszeitraumes konstant ist.

Hinzukommt, daß sich in Modell II der Wurzelradius sowie der halbe Abstand zwischen zwei Wurzeln bei der Berechnung nicht ändert.

Das hat zur Folge, daß in Modell II die o.g. Kenngrößen als mittlere Werte einfließen, während in Modell I der Wassergehalt und der Wurzelradius tageweise berechnet werden.

Für die in dieser Arbeit vorgestellten Ergebnisse betrug der Berechnungszeitraum in Modell II 10-14 Tage.

Die WLD fließt in beiden Modellen in gleicher Größe ein, wobei exponentielles Wachstum unter Vernachlässigung von Wurzelumsatz sowie eine ideale Verteilung im Boden angenommen wird.

Wurzelhaare werden als Nährstoffaufnahmeoberfläche nicht berücksichtigt, was vertretbar erscheint, wenn wie beim K sich die Verarmungszone über die Wurzelhaarzone erstreckt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Abbildungen 2a und 2b zeigen einen Vergleich zwischen berechneten und gemessenen K-Aufnahmen von Sommer- 1979 und Winterweizen 1988.

Im Jahr 1979 (Abb. 2a) wird von beiden Modellen die K-Aufnahme des Sommerweizens treffend berechnet. Abbildung 2b zeigt hingegen eine größere Diskrepanz zwischen Messung und Berechnung. Während das Modell I die Aufnahme um ca. 60 kg K*ha⁻¹ überschätzt, wird durch Modell II der Wert um 30 kg K*ha⁻¹ unterschätzt.

Als Ursache für diese Überbewertung in Modell I - abgesehen von den Fehlertoleranzen bei den Messungen und den o.g. Modellannahmen - kann die in Modell II berücksichtigte K-Aufnahmesteuerung in Form der Michaelis-Menten-Kinetik (1979: $I_{max}=2 \cdot 10^{-6} \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$, $k_m=0,039 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-3}$, $C_{min}=0,002 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-3}$; 1988: $I_{max}=0,89 \cdot 10^{-6} \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{sec}^{-1}$, $k_m=0,012 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-3}$, $C_{min}=0,002 \text{ } \mu\text{mol} \cdot \text{cm}^{-3}$) angesehen werden.

Im Jahr 1988 und hier vor allem zwischen dem 100. und 120. Tag war die tatsächliche Aufnahme der Pflanzenwurzel geringer als die Anlieferung durch den Boden. Im Jahr 1979 treten diese Differenzen nicht auf, was bedeutet, daß die K-Anlieferung mit der K-Aufnahme des Sommerweizens in Einklang gestanden haben muß.

Die Berechnungen in Modell I spiegeln streng genommen nur die potentiell mögliche K-Anlieferung zur Pflanzenwurzel wider. Das Modell II erlaubt hingegen die K-Aufnahme hinreichend genau zu beschreiben.

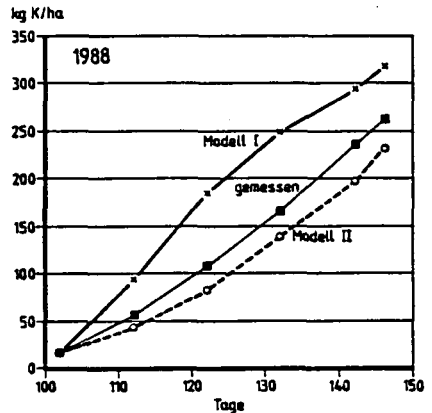
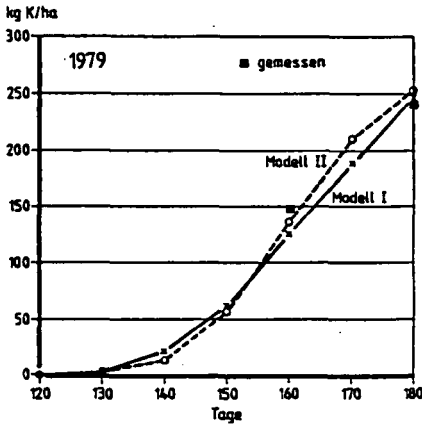


Abb. 2a: Vergleich von berechneten und gemessenen K-Aufnahmen von Sommerweizen 1979 unter Löß

Abb. 2b: Vergleich von berechneten und gemessenen K-Aufnahmen von Winterweizen 1988 unter Löß

Die folgenden Abbildungen zeigen Modellstudien zur potentiellen K-Anlieferung im Boden in Abhängigkeit vom Feuchte regime, dem Nährstoffgehalt des Bodens und der WLD für den Zeitraum Aufgang bis Blüte eines Pflanzenbestandes. Unterschiedliche Feuchtigkeitsbedingungen werden durch ein klimatisches Trocken-, Normal- und Feuchtjahr eingestellt. Als Basis dieser Analysen dient das klimatische Normaljahr 1979 (April-Juli 239 mm Niederschlag) mit der Frucht Sommerweizen auf der Parabraunerde aus Löß in Ohlendorf (vgl. Abb. 2a). Den Sensitivitätsanalysen liegen ceteris-paribus-Bedingungen zugrunde.

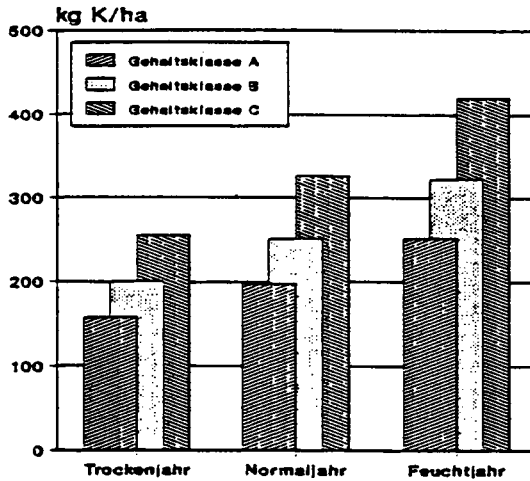
Abbildung 3 zeigt die potentielle K-Anlieferung als Funktion des Klimas und der Nährstoffversorgung, ausgedrückt in den drei Gehaltsklassen A, B und C.

Die potentielle K-Anlieferung steigt mit zunehmenden Feuchtebedingungen an. Als Ursache ist ein höherer Wassergehalt im Boden und demzufolge größerer Diffusionsquerschnitt anzunehmen. Mit steigendem Wassergehalt steigt auch die Tortuosität, so daß der diffusive Fluß zunimmt (Gl. 1b).

Eine düngungsbedingte Verbesserung der Nährstoffgehaltsklasse des Bodens führt gleichfalls zu einer Steigerung der potentiellen K-Anlieferung, da die Pufferung

gesenkt und der Diffusionsfluß erhöht wird (Gl. 1b). Außerdem führt eine Düngung zum Anstieg des Konzentrationsgradienten im wurzelnahen Raum, was gleichfalls den K-Fluß erhöht (ABITZ et al., 1989). Unter Berücksichtigung einer Aufnahme von 14-18 kg K pro 10 dt Korn und Stroh wäre nur im Trockenjahr und einer unzureichenden Nährstoffversorgung mit einer nicht ausreichenden potentiellen K-Anlieferung auf diesem Standort zu rechnen. Desweiteren zeigt diese Studie, daß eine Vorhersage der Düngebedarfsmenge bei extremen Klimaschwankungen mit einer Streubreite von 90 kg K*ha⁻¹ in der Versorgungsstufe A, von 120 kg K*ha⁻¹ in B und von 170 kg K*ha⁻¹ in C behaftet ist.

Abb. 3:
Berechneter Einfluß der Feuchtebedingungen und des Bodennährstoffgehaltes einer Löß-Parabraunerde auf die potentielle K-Anlieferung von Sommerweizen



Mit Hilfe derartiger Analysen können demnach Fehler bei der Düngebedarfsplanung abgeschätzt bzw. gewichtet werden.

In der Darstellung 4a ist die potentielle K-Anlieferung als Funktion des Klimas und der WLD im Oberboden (0-30 cm) abgebildet. Aus ihr wird deutlich, daß innerhalb eines Feuchteregimes die potentielle K-Anlieferung mit der WLD proportional ansteigt. In diesen Berechnungen lag die WLD unter 9 cm*cm⁻³, ein Wert, ab dem es nach KUHLMANN (1987) zu einer konkurrenzbedingten Verminderung der K-Anlieferung pro Wurzeleinheit kommt.

Abb. 4a:
Berechneter Einfluß der Feuchtebedingungen und der Durchwurzelung im Oberboden einer Löß-Parabraunerde auf die potentielle K-Anlieferung von Sommerweizen

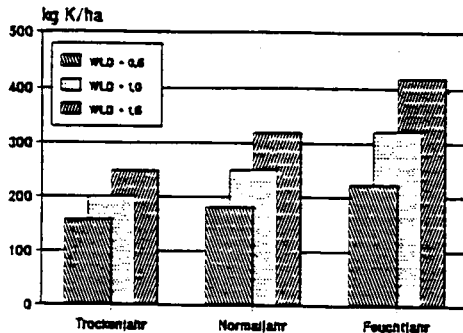
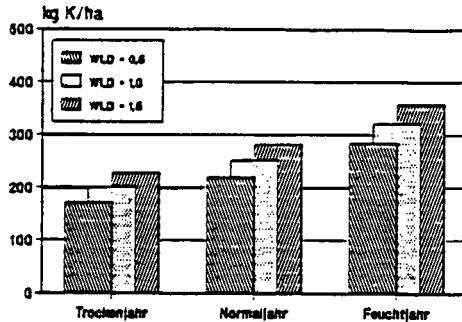


Abb. 4b:

Berechneter Einfluß der Feuchtebedingungen und der Durchwurzelung im Unterboden einer Löß-Parabraunerde auf die potentielle K-Anlieferung von Sommerweizen



Im Vergleich zur WLD im Oberboden kommt der Durchwurzelung im Unterboden eine untergeordnete Bedeutung zu (Abb. 4b). Während in der Abb. 4a die unterschiedlichen Wurzellängendichten i.A. vom Klima zu einer Veränderung der potentiellen K-Anlieferung von 90-200 kg*ha⁻¹ führen, betragen diese Werte im Unterboden nur 60-80 kg*ha⁻¹.

Das bedeutet, daß auf diesem Standort eine Verbesserung der K-Anlieferung und damit K-Ausschöpfung im wesentlichen über eine höhere Durchwurzelung des Oberbodens erreicht werden kann. Dazu stehen sowohl pflanzenbauliche (Pflanzen- und Sortenwahl, opt. Bodenbearbeitung etc.) als auch züchterische Maßnahmen zur Verfügung.

Außerdem zeigen die Untersuchungen, welche Bedeutung der Pflanzenwurzel - unter Berücksichtigung der o.g. Annahmen - in den beschriebenen Transportmodellen zukommt.

4. Schlußbetrachtung

Mit den Modellen I und II stehen zwei Rechenansätze zur Beschreibung des Nährstofftransports zur Wurzel zur Verfügung. Das Modell II bietet hierbei Vorteile, da es auch die Nährstoffaufnahme berechnet. Allerdings ist die Güte beider Modelle vor allem abhängig von den im Feld und Labor gemessenen Eingabe-Parametern.

Einschränkend zu den Modellstudien muß darauf hingewiesen werden, daß die gezeigten Parameter WLD, Klima und Nährstoffgehalt nur sehr vereinfacht berücksichtigt werden, so daß Interaktionen wie sie in pflanzenphysiologischen Ausgleichsmechanismen wirksam werden, bislang nicht nachvollzogen werden können.

5. Literatur

- ABITZ, C.-A., S. GÄTH, M. RENGER und G. WESSOLEK (1989): Bestimmung der K-Anlieferung an die Pflanzenwurzeln bei Ackerstandorten - Messung der K-Anlieferung mit Hilfe von Austauschcharzen. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesch., gleicher Band
- CLAASSEN, N., K.M. SYRING and A. JUNGK (1986): Verification of a mathematical model by simulating potassium uptake from soil. - Plant and Soil 95, 209-220
- DUYNISVELD, W.H.M. und O. STREBEL (1983): Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten. - Texte Umweltbundesamt 17/83
- GÄTH, S., C.-A. ABITZ, H. MEUSER, M. RENGER und G. WESSOLEK (1989): Determination of Potassium Delivery to the Roots of Cereals Plants. - Z. Pflanzenern. Bodenk. 152(3), 143-149
- KUHLMANN, H. (1987): Ursachen und Ausmaß der N-, P-, K- und Mg-Ernährung der Pflanzen aus dem Unterboden. - Habilitationsschrift Fachber. Gartenbau, Univers. Hannover
- WESSOLEK, G. und S. GÄTH (1989): Integration der Wurzellängendichte in Wasserhaushalts- und Kaliumanlieferungsmodellen. - Kali-Briefe 19(7), 491-503

Schwermetalle in Agrarökosystemen:
Schwermetalle im System Boden-Pflanze nach mehr-
jähriger Klärschlammdüngung auf charakteristi-
schten Böden des Weser-Ems-Gebietes

von

Grün, R. und Pusch, F. *

Einleitung

Ziel der Arbeiten war die Untersuchung der Schwermetallanreicherung, -mobilität und -verfügbarkeit im Teilökosystem Boden-Kulturpflanze nach mehrjähriger Klärschlammdüngung unter Praxisbedingungen. Dabei wurden die wichtigsten Bodentypen und landwirtschaftlichen Nutzungsweisen (Acker, Grünland), sowie die entsprechenden Kulturpflanzen (Getreide, Raps, Mais, Gräser) erfaßt. Insgesamt wurden 16 landwirtschaftlich genutzte Standorte untersucht.

Um die Schwermetallanreicherung und -verfügbarkeit durch die Klärschlammapplikation in den Böden zu charakterisieren, wurden neben den Totalgehalten auch die EDTA-extrahierbaren Anteile (Gesamtvorrat an verfügbaren Schwermetallen) in den Böden ermittelt. Zur Erfassung der Mobilität in den Böden wurden nicht nur - wie üblich - die Schwermetallgehalte der Ackerkrume (Ap-Horizonte) bestimmt, sondern auch die der Unterböden (z.B. B- und Gor-Horizonte) mit erfaßt. Dadurch lassen sich Profilgradienten (Tiefenfunktionen) erstellen, die bessere Kenntnisse zu einer möglichen Kontaminierung unterer Bodenbereiche erwarten lassen. Von den untersuchten Standorten wurden darüber hinaus mehrfach Pflanzenproben entnommen, um die Schwermetallaufnahme und -verteilung in den angebauten Kulturpflanzen zu quantifizieren. Um zu genaueren Erkenntnissen über die Schwermetallverteilungsmuster in den angebauten Kulturpflanzen zu gelangen, wurden die Schwermetallgehalte der einzelnen Pflanzenteile (Wurzeln, Sprosse, Blätter und Körner) ermittelt.

*) Universität Oldenburg, Fachbereich Biologie, Abteilung Bodenkunde, 2900 Oldenburg.

Material und Methoden

Untersucht wurden unter anderem, wie hier dargestellt, eine Flußmarsch unter Grünland (Nutzpflanze: Weidelgras), sowie ein Podsol-Pseudogley unter Acker (Nutzpflanze: Weizen), und zwar jeweils eine mit Klärschlamm behandelte ("beschlammte") und eine nicht mit Klärschlamm behandelte ("unbeschlammte") Fläche des gleichen Bodentyps. Da die seit mehreren Jahren aufgebrauchten Klärschlammengen nicht genau ermittelt werden konnten, ist eine bilanzmäßige Erfassung der Schwermetallzufuhr nicht möglich. Der aufgebrauchte Klärschlamm stammt aus der Stadt Delmenhorst und aus der Hansestadt Bremen.

Die Bodenproben (Mischproben aus Ap- und den darunterliegenden Gor- und Ae-Horizonten, sowie Einzelproben aus den tieferliegenden Horizonten bei der Profilaufnahme) wurden im Herbst 1987, die Pflanzenproben während der Vegetationsperiode 1988 entnommen.

Der Aufschluß der Bodenproben erfolgte nach entsprechender Vorbehandlung (Sieben, Trocknen, Mahlen) mit suprareiner Salpetersäure im Druckaufschlußverfahren. Dabei wurden 200 mg Boden mit 1 ml HNO_3 konz. in Berghof-Druckaufschlußgefäßen bei 140°C aufgeschlossen. Die Proben wurden anschließend in graduierte Reagenzgläser überspült und auf 10 ml aufgefüllt.

Der Gesamtaufschluß sämtlicher Pflanzenmaterialien wurde als Naßveraschung mit HNO_3 (konz.; suprapur) im Eppendorf-Aufschlußblock durchgeführt.

Die Ermittlung des Gesamtvorrats an verfügbaren Schwermetallen erfolgte mit Hilfe der EDTA-Extraktion leicht modifiziert nach der Methode von Cottenie und Verloo (1984). Sämtliche Schwermetallgehalte der Boden- und Pflanzenproben wurden mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie ermittelt. Die Bestimmung der gelösten Schwermetalle erfolgte mittels Graphitrohrküvette (L'Vov-Plattform) sowie Palladium und Magnesiumnitrat zur Matrixmodifikation (Schlemmer und Welz, 1986; Xuefeng, 1987, u.a.)

Ergebnisse

Im folgenden werden die Untersuchungsergebnisse für Cd, Pb, Cu und Zn exemplarisch anhand von zwei ausgewählten Standorten dargestellt:

Tab. 1 und 2: Schwermetallgehalte der untersuchten Flußmarsch (mg/kg Feinboden)

Horizont und Tiefe	Cadmium (Cd)				Blei (Pb)			
	Gesamt mg/kg	EDTA mg/kg	EDTA %	Gesamt kg/ha	Gesamt mg/kg	EDTA mg/kg	EDTA %	Gesamt kg/ha
Ap	1,04	0,49	47	1,7	55	16	29	88
- 15	(0,87)	(0,44)	(51)	(1,4)	(49)	(10)	(21)	(79)
Gor	0,30	0,23	77	1,0	40	5,6	14	143
- 40	(0,36)	(0,19)	(53)	(1,2)	(40)	(4,5)	(11)	(130)
Gor	0,10	0,08	80	0,3	26	3,3	13	72
- 70								
fAh	0,32	0,22	69	0,9	24	7,7	32	66
- 100								

Horizont und Tiefe	Kupfer (Cu)				Zink (Zn)			
	Gesamt mg/kg	EDTA mg/kg	EDTA %	Gesamt kg/ha	Gesamt mg/kg	EDTA mg/kg	EDTA %	Gesamt kg/ha
Ap	27	8,2	30	44	137	27	20	218
- 15	(20)	(6,9)	(34)	(33)	(120)	(21)	(17)	(193)
Gor	19	6,9	36	62	120	11	9,3	391
- 40	(21)	(4,6)	(22)	(68)	(117)	(7,1)	(6,1)	(382)
Gor	14	4,3	31	40	83	3,0	3,6	233
- 70								
fAh	18	6,7	37	52	73	11	15	203
- 100								

- Angaben der unbeschlammten Vergleichsflächen in Klammern -

Standort Flußmarsch

Die Ergebnisse in den Tabellen 1 und 2 zeigen, daß trotz mehrjähriger Klärschlammapplikation die vom Gesetzgeber in der Klärschlammverordnung festgelegten Grenzwerte für Schwermetalle in dem untersuchten Boden nicht überschritten oder annähernd erreicht werden. Geht man jedoch davon aus, daß die zur Diskussion stehende Herabsetzung des Grenzwertes für Cadmium von 3 auf 1 mg/kg Boden in absehbarer Zeit in Kraft tritt, so lassen sich im

Horizont und Tiefe	Kupfer (Cu)				Zink (Zn)			
	Gesamt mg/kg	EDTA mg/kg	EDTA %	Gesamt kg/ha	Gesamt mg/kg	EDTA mg/kg	EDTA %	Gesamt kg/ha
Ap - 25	11 (2,0)	5,2 (0,80)	47 (40)	40 (7,1)	22 (10)	13 (1,0)	59 (10)	79 (35)
Ae - 35	2,9 (1,7)	1,6 (0,95)	55 (56)	3,3 (2,0)	11 (8,0)	8,4 (2,4)	76 (30)	12 (8,6)
Bs - 65	0,9	0,04	4,4	4,1	4,2	0,5	12	19
Sw 65 -	0,7	0,02	2,8	/	2,6	0,4	17	/

- Angaben der unbeschlammten Vergleichsflächen in Klammern -

Standort Podsol-Pseudogley

Auch hier zeigen die Ergebnisse (s. Tabelle 3 und 4), daß durch mehrjährige Klärschlammzufuhr eine Schwermetallanreicherung auf dem beschlammten Standort stattgefunden hat, wobei sogar im Unterboden der beschlammten Fläche (Ae-Horizont) die Auswirkung der Klärschlammapplikation zu erkennen ist. Trotz der Beschlämmung liegen die Schwermetallgehalte im Bereich "normaler Gehalte" für Böden und fernab der im Rahmen der Klärschlammverordnung festgelegten Grenzwerte. Obwohl der Ap-Horizont der beschlammten Fläche "relativ niedrige" Schwermetallgehalte aufweist, hat dennoch eine spürbare Anreicherung von Schwermetallen stattgefunden. Die EDTA-extrahierbaren Schwermetallanteile sind im Oberboden (Ap-Horizont) am höchsten und nehmen in den unteren Bodenhorizonten geringfügig ab (Ausnahme: Ae-Horizont, Blei).

Die Pflanzenproben (angebaute Nutzpflanze: Weizen) dieses Standortes weisen in den Wurzeln die höchsten Schwermetallgehalte auf gefolgt von Blatt und Halm, während im Korn nur sehr geringe Konzentrationen (Cd, Pb, Zn) ermittelt werden konnten (s. Tabelle 5). Für Kupfer wurde jedoch eine verstärkte Anreicherung im Korn festgestellt. Darüber hinaus ist aus der Tabelle zu ersehen, daß in den Pflanzenproben der beschlammten landwirtschaftlichen Nutzfläche die jeweils höheren Schwermetallkonzentrationen

nen gemessen werden konnten. Die durch die Klärschlammzufuhr erhöhte Schwermetallverfügbarkeit der beschlammten Ackerfläche (s. Tabelle 3 und 4) spiegelt sich am deutlichsten in den erhöhten Schwermetallgehalten der untersuchten Wurzelproben des beschlammten Standortes wieder.

Tabelle 5: Schwermetallgehalte der untersuchten Pflanzen (mg/kg Trockensubstanz)

	Flußmarsch Weidelgras (Grünland)		Podsol-Pseudogley Weizen (Acker)			
	Wurzel	Halm	Wurzel	Halm	Blatt	Korn
Cd	1,9 (0,70)	0,25 (0,16)	0,31 (0,10)	0,13 (0,07)	0,23 (0,15)	0,04 (0,04)
Pb	24 (17)	8,9 (6,7)	15 (7,3)	0,35 (0,13)	1,8 (1,3)	0,63 (0,14)
Cu	50 (30)	20 (14)	34 (13)	7,3 (6,1)	22 (9,3)	10 (7,0)
Zn	106 (54)	66 (45)	54 (39)	12 (10)	34 (20)	3,7 (2,0)

- Gehalte des Pflanzenmaterials von den nicht mit Klärschlamm gedüngten Vergleichsflächen in Klammern -

Literatur

Cottenie A. and M. Verloo, 1984: Analytical Diagnosis of Soil Pollution with Heavy Metals. - Fresenius Z. Anal. Chem. 317: 389-393.

Scheffer/Schachtschabel, 1989: Lehrbuch der Bodenkunde, Ferdinand Enke-Verlag, Stuttgart.

Schlemmer, G. and B. Welz, 1986: Palladium and magnesium nitrates, a more universal modifier for graphite furnace atomic absorption spectrometry. - Spectrochim. Acta, Part B, 41 B: 1157.

Xuefeng, Y.; G. Schlemmer and B. Welz, 1987: Cadmium determination in biological materials using graphite furnace atomic absorption spectrometry with palladium nitrate-ammonium nitrate modifier. - Anal. Chem. 59: 1462-1466.

**NUTZUNG DES STICKSTOFF-ANGEBOTES DURCH MAIS IN ABHÄNGIGKEIT VON
DER VORFRUCHT AUF EINEM LUVISOL IN NORDGHANA**

Härdter, R. und W.J. Horst*

1. Einleitung

Empfehlungen für eine Intensivierung traditioneller tropischer Anbausysteme erfordern eine genaue Kenntnis der grundlegenden Interaktionen zwischen den Kulturen im Hinblick auf die Nutzung der Wachstumsfaktoren. Aus ökonomischen und ökologischen Gründen kommt einer möglichst effizienten Nutzung des Boden- und Dünger-Stickstoffs eine besondere Bedeutung zu.

2. Material und Methoden

In den Jahren 1984 - 1987 wurde ein Feldversuch auf der Nyankpala Agricultural Experiment Station in Nordghana im Rahmen eines GTZ-Projektes durchgeführt (Härdter, 1989). Der Boden des Versuchsfeldes, ein chromic Luvisol (typic-plinthic Paleustalf) war charakterisiert durch eine geringe Mächtigkeit des Oberbodens von 25 - 40 cm und einer darunter liegenden Kiesschicht. Die Anbausysteme, jährliche Rotation von Mais und Cowpea bzw. Cowpea und Mais, wiederholter Anbau von Mais und Cowpea in Mischkultur bei gleichzeitiger bzw. verzögerter Aussaat (Relayanbau) von Cowpea, und Mais Monokultur wurden verglichen im Hinblick auf Ertragsbildung, N-Aufnahme und der Verarmung des Bodens an N_{min}.

Kornerträge von Mais, Stickstoffgehalte in Mais-Kolbenblättern zur Blüte und N-Aufnahme zur Ernte in Abhängigkeit von Vorfrucht und N-Düngung (1986)

Vorfrucht	N-Düngung (kg ha ⁻¹)	Kornertrag (kg ha ⁻¹)	N-Gehalte (Kolbenblatt zur Blüte) (mg g ⁻¹)	N-Aufnahme (Ernte) (kg ha ⁻¹)
Mais	0	1986	25.4	49.7
	80	2614	26.0	67.2
Cowpea	0	2716	24.0	61.8
	80	3271	25.4	86.3

* Institut für Pflanzenernährung, Universität Hannover,
Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

3. Ergebnisse

Die Maiserträge reagierten sehr empfindlich auf die N-Düngung und das Anbausystem. Neben starken Ertragseinbußen in den Mischkultursystemen war das herausragende Ergebnis dieses Versuches das wesentlich höhere und über den Versuchszeitraum stabile Ertragsniveau von Mais in Rotation mit Cowpea im Vergleich zu sinkenden Erträgen in Mais-Monokultur (Tab. 1).

Dieser Effekt war unabhängig von der N-Düngung. Die bessere N-Versorgung der Maispflanzen nach N-Düngung und Cowpea als Vorfrucht spiegelte sich nicht in erhöhten N-Gehalten des Kolbenblattes aber einer erhöhten N-Aufnahme wider. Durch regelmäßig während der Vegetationsperiode durchgeführte Nitrat-Untersuchungen im Bodenprofil sollte geklärt werden, ob die Unterschiede in der N-Aufnahme zwischen den Anbausystemen auf Unterschiede im N-Angebot des Bodens zurückgeführt werden konnten (Abb. 1).

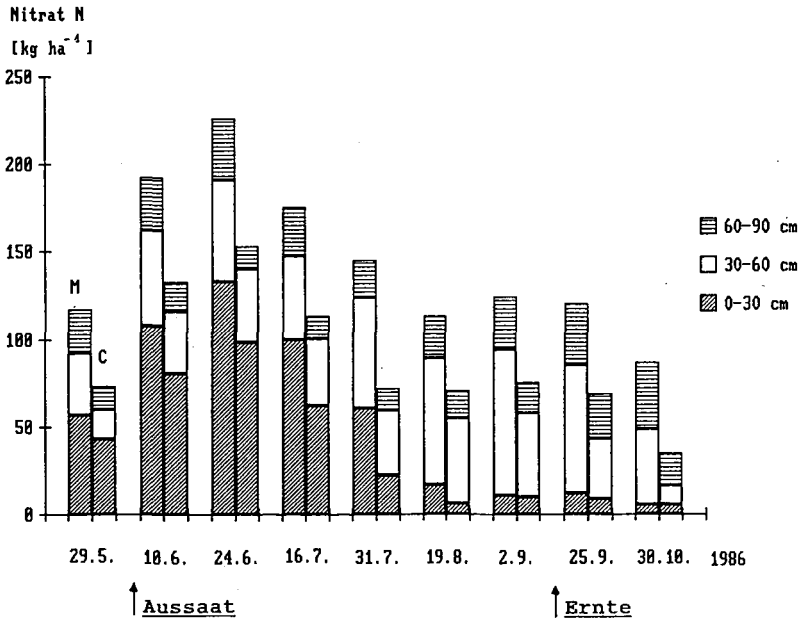


Abb. 1: Nitratgehalte (kg N ha⁻¹) im Boden N-gedüngter Parzellen, links unter Mais Monokultur (M), rechts unter Mais/Cowpea Rotation (C)

Zu jedem Untersuchungszeitpunkt lagen die Nitrat-Gehalte in allen Bodenschichten unter Mais nach Vorfrucht Cowpea deutlich niedriger als nach Vorfrucht Mais. Von Mais wurde vor allem Nitrat im Oberboden genutzt. In größeren Profiltiefen kam es insbesondere bei Vorfrucht Mais sogar zu einer Akkumulation von Nitrat. Erst nach der Ernte eintretende starke Niederschläge führten zur

Auswaschung von Nitrat unterhalb von 90 cm. Dieses Ergebnis zeigt, daß nicht das N-Angebot im Boden oder Nitrat-Verluste durch Auswaschung während der Vegetationsperiode, sondern die Nutzung des N-Angebotes eine entscheidende Rolle für die Produktivität der Anbausysteme gespielt hat. Wurzeluntersuchungen, die im 4. Versuchsjahr durchgeführt wurden, weisen darauf hin, daß die generell, sowohl im Ober- als auch insbesondere in tieferen Bodenschichten, sehr niedrigeren und bei Mais Monokultur noch weiter verminderten Wurzellängedichten für die Nitrat-Aufnahme begrenzend gewirkt haben (Abb. 2).

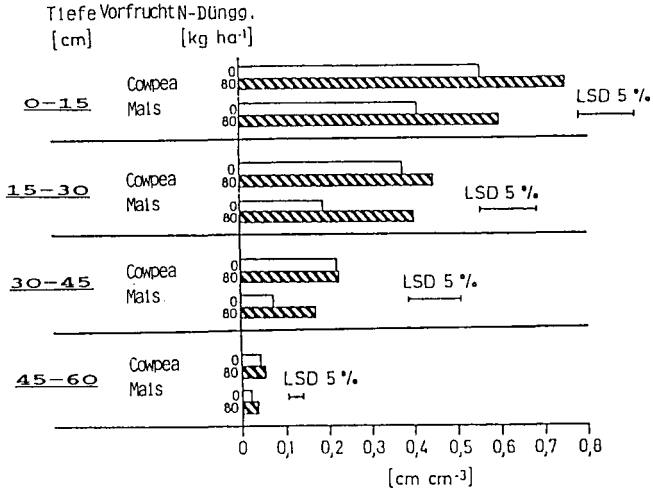


Abb. 2: Wurzellängedichten (cm cm⁻³) von Mais zur Blüte in Abhängigkeit von Vorfrucht und N-Düngung

4. Schlußfolgerungen

Die Ergebnisse unterstreichen die besondere Bedeutung des Fruchtwechsels für Höhe und Stabilität der Maiserträge an diesem Standort (Schmidt und Frey, 1988). Sie weisen ferner darauf, daß die Nutzung des N-Angebotes im Boden in starkem Maße von der Durchwurzelung insbesondere des Unterbodens abhängig ist.

5. Literatur

- HÄRDTER, R. (1989): Utilization of nitrogen and phosphorus by intercropping and sole cropping systems of maize (*Zea mays* L.) and cowpea (*Vigna unguiculata* L.) on an Alfisol in Northern Ghana. Nyankpala Agricultural Research Report 5, Verlag Joseph Margraf, Weikersheim.
- SCHMIDT, G.; FREY, E. (1988): Crop rotation effects in savannah soil. Nyankpala Agricultural Research Report 4, Verlag Joseph Margraf, Weikersheim.

Nährstoffbilanzen in Abhängigkeit von Bodenart
und Bewirtschaftungsintensität

von

H. Hersemann und D. Sauerbeck*

Im Rahmen des von der DFG geförderten Sonderforschungsbereiches 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen" werden Nährstoffbilanzen bzw. -salden in zwei landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebieten aufgestellt. Nährstoffbilanzierungen auf dieser Ebene stellen ein Bindeglied zwischen Exaktversuchen auf Schlagebene und großräumigen Betrachtungen (z. B. BACH 1987, KÖSTER et al. 1988) dar.

Grundlage für die Berechnungen sind Erhebungsuntersuchungen (Erträge und Dünger-Input wird von den Landwirten erfragt) und eigene Untersuchungen (stichprobenartige Überprüfung der Erträge und Nährstoffanalyse der Ernteprodukte auf einer großen Anzahl von Flächen). Soweit keine eigenen Analysen erfolgen konnten, wurden durchschnittliche Nährstoffentzüge den Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau (1988) entnommen. Das Gebiet "A" mit den dort vorkommenden Lehmböden liegt im nördlichen Vorharzgebiet und das Gebiet "B" (Sandböden) liegt am südlichen Rand des Uelzener Beckens. Wie sich die in den Gebieten vorherrschenden Bodenarten auf die Landnutzung auswirken, zeigt die Tabelle 1.

Als "Bilanz" (= Saldo) wird hier unter Vernachlässigung sonstiger Nährstoffeinträge und -verluste vereinfachend nur die Differenz zwischen Düngung und Nährstoffabfuhr bezeichnet. Im folgenden wird zwischen Entzug und Abfuhr unterschieden, da in den Untersuchungsgebieten i. d. R. Stroh bzw. Rübenblatt auf dem Feld verbleiben und somit nur Korn bzw. Rüben für die Berechnung der Abfuhr maßgeblich sind. Da die organische Düngung der Ackerflächen im Gebiet "A" eine vernachlässigbar geringe Rolle spielt, aber auch im Gebiet "B" nur ca. 25 % der Flächen mit Gülle gedüngt wer-

* Inst. f. Pflanzenernähr. u. Bodenk., Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

den, ist in den Bilanzangaben der Tabellen 2 und 3 zunächst nur die mineralische Stickstoffdüngung berücksichtigt worden.

Tabelle 1: Nutzung der Ackerflächen in den Untersuchungsgebieten

Fruchtartenverteilung (% der Ackerfläche)					
Gebiet "A" (Lehm-Böden)			Gebiet "B" (Sand-Böden)		
1100 ha	1987	1988	470 ha	1987	1988
W.-Weizen	59 %	48 %	W.-Gerste	15 %	13 %
W.-Gerste	10 %	10 %	S.-Gerste	16 %	22 %
Z.-Rüben	28 %	36 %	Roggen	13 %	13 %
übrige	3 %	6 %	Triticale	6 %	1 %
			W.-Weizen	2 %	6 %
			Kartoffeln	25 %	20 %
			Z.-Rüben	19 %	19 %
			übrige	4 %	6 %

Die rechnerischen N-Überschüsse (Düngung > Abfuhr) im Gebiet "A" (Tabelle 2) liegen zwischen 46 und 67 kg N/ha. Bei den Zuckerrüben werden jeweils die geringsten Überschüsse gefunden und bei der Wintergerste die größten. Im Vergleich zu den früheren Untersuchungen in einem Teil des Gebietes "A" von SAUERBECK et al. (1989) ist insgesamt ein Trend zu größer werdenden Düngungsüberhängen festzustellen.

Tabelle 2: Stickstoff-Salden der wichtigsten Feldfrüchte im Gebiet "A" (nur mineral. Düngung)

Frucht, Jahr	Zahl der Schläge	Ertrag dt/ha	min. Düngung kg N/ha	Entzug kg N/ha	Abfuhr kg N/ha	Saldo* kg N/ha
W.-Weizen						
1987	132	86	210	204	156	+ 54
1988	144	82	216	196	149	+ 67
W.-Gerste						
1987	26	79	187	160	122	+ 65
1988	25	76	185	155	118	+ 67
Z.-Rüben						
1987	78	487	143	231	97	+ 46
1988	75	450	151	214	90	+ 61
Ges.-Geb.						
1987			188	207	135	+ 53
1988			188	198	123	+ 65

* Saldo = Düngung - Abfuhr

Die Stickstoff-Salden im Gebiet "B" (Tabelle 3) sind im Vergleich zum Gebiet "A" durch noch wesentlich größere Düngungsüberhänge gekennzeichnet, wobei auch eine deutlich höhere Schwankungsbreite je nach angebauter Frucht zu erkennen ist. Als besonders ungünstig im ökologischen Sinne muß dort die Stickstoffdüngung zu den Wintergetreidearten und zu Zuckerrüben mit Bilanzüberschüssen von mehr als 100 kg N/ha bezeichnet werden. Aus Gründen der Pflanzenqualität werden lediglich die S.-Gerste (Braugerste) und die Kartoffeln (Speisekartoffeln) erheblich verhaltener gedüngt und weisen daher auch geringere Bilanzüberschüsse auf (Kartoffeln sogar mit ausgeglichener Bilanz).

Tabelle 3: Stickstoff-Salden der wichtigsten Feldfrüchte im Gebiet "B" (nur mineral. Düngung)

Frucht, Jahr	Zahl der Schläge	Ertrag dt/ha	min. Düngung kg N/ha	Entzug kg N/ha	Abfuhr kg N/ha	Saldo* kg N/ha
W.-Gerste 1987	19	57	210	128	100	+ 110
1988	23	53	195	119	93	+ 102
S.-Gerste 1987	25	53	108	106	70	+ 38
1988	26	50	110	100	66	+ 44
Roggen 1987	16	50	197	125	70	+ 127
1988	18	46	208	115	64	+ 144
Triticale 1987	9	69	238	173	120	+ 118
W.-Weizen 1988	8	57	226	171	94	+ 132
Z.-Rüben 1987	22	478	212	227	96	+ 116
1988	22	410	224	195	82	+ 142
Kartoff. 1987	34	416	148	208	146	+ 2
1988	25	403	127	202	141	- 14
Ges.-Geb. 1987			176	168	104	+ 72
1988			170	150	91	+ 79

* Saldo = Düngung - Abfuhr

Bei der Bewertung der Düngungsintensität im Gebiet "B" ist jedoch zu berücksichtigen, daß in den Berechnungen für die Tabelle 3 nur die mineralische Düngung einbezogen worden ist. Tabelle 4 gibt zusätzlich Auskunft über die mit Gülle zugeführten Nährstoffmengen, die vorzugsweise zu Sommerfrüchten (S.-Gerste, Kartoffeln und Z.-Rüben) - teilweise schon im Herbst vorher - auf ca. 25 % der Fläche ausgebracht wird. Nährstoffverluste während der Lagerung und bei der Ausbringung der Stalldünger sind nicht berücksichtigt worden, da sich solche unerwünschten Verluste bei sachgerechter Handhabung minimieren lassen.

Tabelle 4: Nährstoffzufuhr in kg/ha auf Flächen mit Gülledüngung in Form von Gülle und mineralischer Düngung (Gebiet "B")

	Zufuhr mit der Gülle			Zufuhr mit min. Düngg.		
	N	P	K	N	P	K
1987	139	33	130	186	46	98
1988	134	37	101	179	51	75

Eindeutig ist hiernach festzustellen, daß die in der Gülle enthaltenen Nährstoffe völlig unzureichend berücksichtigt werden, denn die Höhe der Mineraldüngung unterscheidet sich weder beim Stickstoff, noch beim Phosphor (s. hierzu Tabelle 5) vom Gebietsdurchschnitt. Nur beim Kalium ist im Vergleich zu den entsprechenden Werten der Tabelle 5 ein schwacher Trend zur Verminderung der mineralischen Düngung nach Gülleanwendung zu konstatieren.

Werden die mit der Gülle ausgebrachten Nährstoffe bei der Berechnung eines Gesamtgebiets-Durchschnitts berücksichtigt, so erhöhen sich die aus der reinen Mineraldüngung (Tabelle 3 und 5) berechneten Werte um ca. 35 kg N/ha, 10 kg P/ha und 30 kg K/ha, da nur auf 25 % der Fläche tatsächlich Gülle ausgebracht wird. Bei annähernd gleichbleibenden Erträgen erhöhen sich hierdurch die Bilanzüberschüsse ebenfalls um die gleichen Werte. Für die begüllten Flächen können sich aber unter Umständen die jährlichen positiven Nährstoffsalden auf > 200 kg N, > 50 kg P und > 100 kg K/ha erhöhen.

Die Phosphor- und Kaliumbilanz der beiden Untersuchungsgebiete (Tabelle 5) ist nicht nach den einzelnen Früchten aufgegliedert, da diese beiden Nährstoffe, ausgenommen das Kalium auf leichten Böden, in der Regel als Vorratsdüngung gegeben bzw. bestimmte Arten in der Fruchtfolge bevorzugt gedüngt werden. Ein Vergleich mit den früheren in einem Teil des Gebietes "A" gewonnenen Daten zeigt, daß sich dort die Düngungsgewohnheiten in den letzten Jahren leicht verändert haben (SÖCHTIG et al. 1988). Die P-Düngung ist der Abfuhr mittlerweile gut angepaßt worden (1987/88 ausgeglichene Bilanz), während beim Kalium nach wie vor ein Bilanzüberschuß von ca. 35 kg K/ha besteht. Dies dürfte vor allem auf den ertragssteigernden Effekt einer hohen Kaliumdüngung zu Z.-Rüben zurückzuführen sein.

Tabelle 5: Jährliche Phosphor- und Kalium-Salden für die Gebiete "A" und "B" 1987/88 (nur mineral. Düngung)

	Phosphor		Saldo*	Kalium		Saldo*
	Düngg. in kg P/ha	Abfuhr		Düngg. in kg K/ha	Abfuhr	
-Lehm- "A"	25	25	0	98	62	+ 36
-Sand- "B"	39	18	+ 21	110	83	+ 27

* Saldo = Düngung - Abfuhr

Die Bilanzüberschüsse bei der Kaliumdüngung sind im Gebiet "B" sogar um 10 kg K/ha geringer als im Gebiet "A". Dagegen wird dort erheblich mehr Phosphor gedüngt als vom Feld mit den Pflanzen abgefahren wird. Bedenklich ist dies vor allen Dingen deshalb, weil Phosphor einen entscheidenden Beitrag bei der Gewässereutrophierung leistet, zumal auf den Flächen mit Gülledüngung noch ca. 35 kg P/ha zusätzlich ausgebracht werden dürften (Tabelle 4).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß bei ausschließlicher Betrachtung der Mineraldüngung die Stickstoff-Salden (= Düngung - Abfuhr) bei ca. 60 kg N für das "Lehm"-Gebiet und bei ca. 75 kg N/ha für das "Sand"-Gebiet liegen. Nach Berücksichtigung der in

dem "Sand"-Gebiet ausgebrachten Gülle können sich die Salden auf einzelnen Schlägen auf über 200 kg N/ha erhöhen. Auch die in der Gülle enthaltenen Nährstoffe Phosphor und Kalium werden bei der Bemessung der Mineraldüngung völlig unzureichend berücksichtigt.

Literatur

- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. - Göttinger Bodenkundliche Berichte 93, 1 - 186
- Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau (1988):Hrsg: Ruhrstickstoff AG, 11. Auflage, Verlagsunion Agrar.
- KÖSTER, W.; SEVERIN, K.; MÖHRING, D. und ZIEBELL, H.-D. (1988): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden der Bundesrepublik Deutschland von 1950 - 1986. Bericht Landwirtschaftskammer Hannover - Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln.
- SAUERBECK, D.; SÖCHTIG, H. und WESTING, A. (1989): Stickstoffbilanz eines ackerbaulich genutzten Wassereinzugsgebietes. VDLUFA-Schriftenreihe 28/II, Kongreßband 1988, 1273 - 1279.
- SÖCHTIG, H.; WESTING, A. und SAUERBECK, D. (1988): Kap. 4.5.5 "Nährstoffbilanzen" In: Abschlußbericht Forschergruppe "Wasser- und Stoffhaushalt landwirtschaftlich genutzter Einzugsgebiete unter besonderer Berücksichtigung von Substrataufbau, Relief und Nutzungsform" DFG-Ro-211/14.

UNTERSUCHUNGEN ZUR MOBILITÄT UND VERFÜGBARKEIT VON SCHWERMETALLEN IN BÖDEN

von
Hornburg V. und G. Brümmer^{*)}

1 EINFÜHRUNG

Schwermetalle kommen in Böden in unterschiedlichen Bindungsformen vor. Da die Pflanze nur gelöste Stoffe aufnehmen kann, sind vor allem die gelösten und leicht nachlieferbaren und als mobil definierten Schwermetallgehalte als ökologisch relevante Fraktion anzusehen.

2 MATERIAL UND METHODEN

Insgesamt wurden 158 Oberboden- und 149 Pflanzenproben (Weizenkorn, Sellerieknolle, Gras, Gras plus Kraut) von schwermetallbelasteten und unbelasteten schleswig-holsteinischen Acker-, Grünland- und Waldstandorten auf ihre Gesamtgehalte an Cd, Zn, Mn, Pb und Cu untersucht. Die pH-Werte der Bodenproben umfassen einen Bereich von pH 2,6 auf Wald- bis pH 7,6 auf Ackerstandorten. Auch die Gehalte an organischem Kohlenstoff (0,5 - 32%), Ton (2,5 - 41%) und Carbonat (0 - 18%) weisen ein weites Spektrum auf.

Nach den in der Literatur bereits vorliegenden Ergebnissen wurden folgende Schwermetallfraktionen unterschiedlicher Mobilität und Verfügbarkeit in Böden bestimmt.

1. Leichtlösliche (oder wasserlösliche) Fraktion in Bodensättigungsextrakten (HORAK, 1977, 1982; HERMS und BRÜMMER, 1980, 1984; HORNBURG und BRÜMMER, 1987).
2. Lösliche plus leicht nachlieferbare Fraktion im 0,1 M CaCl_2 -Extrakt (KÖSTER und MERKEL, 1982; DELSCHEN und WERNER, 1989). Diese Fraktion kann gleichzeitig als mobile und für einige Schwermetalle wie Cd und Zn auch als verfügbare Fraktion definiert werden.
3. Lösliche plus leicht und mäßig nachlieferbare Fraktion in DTPA-Extrakten (LINDSAY und NORVELL, 1978; KÖSTER und MERKEL, 1982).
4. Lösliche plus insgesamt nachlieferbare Fraktion in EDTA-Extrakten (ÖNORM, 1989).
5. Gesamte Gehalte an Schwermetallen im $\text{HNO}_3/\text{HClO}_4$ -Aufschluß. Nur geringe Mengen an Schwermetallen, die in sehr stabilen Silicaten enthalten sind, werden bei diesem Aufschluß nicht erfaßt.

2 ERGEBNISSE**2.1 Korrelative Beziehungen zwischen den verschiedenen Schwermetallfraktionen**

Die zwischen den Gesamt- und mit EDTA bzw. DTPA extrahierbaren Schwermetallgehalten bestehenden Beziehungen können allgemein durch hochsignifikante ($p = 0,01$) lineare Regressionsgleichungen beschrieben werden.

Das überwiegend sorptiv an mineralische Bodenkomponenten und komplex an die organische Substanz gebundene Cd zeigt mit $r = 0,98$ bzw. $0,96$ ($N = 158$) von allen Elementen die engsten Beziehungen zwischen den EDTA- bzw. DTPA-extrahierbaren Fraktionen und den Gesamtgehalten.

Mit $r = 0,95$ bzw. $0,92$ bei Cu und $r = 0,90$ bzw. $0,79$ bei Pb weisen auch die EDTA- bzw. DTPA-extrahierbaren Cu und Pb-Gehalte sehr enge bis enge Beziehungen zu den Gesamtgehalten auf.

Bei Mn bestehen mit $r = 0,81$ bzw. $0,38$ deutlich weitere Zusammenhänge zwi-

^{*)} Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

schen den gesamten und EDTA- bzw. DTPA-extrahierbaren Mn-Gehalten, da das in Silicaten und Oxiden unterschiedlicher Mineralstabilität und Partikelgröße gebundene Mn nur z.T. durch EDTA oder DTPA erfaßt wird.

Da Zn - ähnlich wie Mn - ebenfalls zu einem wesentlichen Teil in Tonmineralen und anderen Silicaten gebunden vorliegt, besteht auch bei Zn zwischen der EDTA-bzw. DTPA-extrahierbaren Fraktion und den Gesamtgehalten mit $r = 0,77$ bzw. $0,61$ nur ein lockerer Zusammenhang.

Im Gegensatz zu den EDTA- und DTPA-extrahierbaren Schwermetallgehalten, zeigt die mit CaCl_2 extrahierte und oft zur Kennzeichnung der Pflanzenverfügbarkeit verwendete Schwermetallfraktion keine Beziehungen zu den Gesamt- wie auch zu den EDTA-extrahierbaren Schwermetallgehalten.

In Tab. 1 sind die prozentual durch 0,1 M CaCl_2 -Lösung extrahierten mittleren Anteile am Gesamtgehalt der verschiedenen Schwermetalle aufgeführt.

Tab. 1: CaCl_2 -extrahierbare durchschnittliche Anteile am Schwermetallgesamtgehalt in Abhängigkeit vom mittleren pH-Wert in Bodenproben von Acker-, Grünland- und Waldstandorten

Bodenproben der Standorte	pH (CaCl_2)	Cd	Zn	Mn	Pb	Cu
		CaCl ₂ -extrh. in % vom Gesamtgehalt				
Acker (N = 133)	6,2	7	0,5	3	0,1	0,3
Grünland (N = 8)	5,3	19	2	3	0,2	0,4
Wald (N = 17)	3,1	64	24	20	7	2

In Abhängigkeit von der sehr unterschiedlichen mittleren Bodenreaktion in Bodenproben von Acker-, Grünland- und Waldstandorten werden im Durchschnitt auch sehr unterschiedliche Anteile der Schwermetalle durch CaCl_2 extrahiert. Demzufolge ist weniger der Gesamt- bzw. EDTA-extrahierbare Schwermetallgehalt, als vielmehr die Bodenreaktion für die CaCl_2 -extrahierbaren Schwermetallgehalte von Bedeutung.

2.2 Schwermetallmobilität in Abhängigkeit von der Bodenreaktion

Mit Hilfe multipler Korrelationsrechnungen kann jedoch gezeigt werden, daß die CaCl_2 -extrahierbaren Schwermetallgehalte neben dem pH auch vom Gesamt- bzw. dem EDTA- oder DTPA-extrahierbaren Gehalt des jeweiligen Elementes bestimmt werden.

Tab. 2: CaCl_2 -extrahierbare Cd-, Zn-, Mn-, Pb- und Cu-Gehalte in Abhängigkeit vom Gesamtgehalt sowie den EDTA- und DTPA-extrahierbaren Fraktionen des jeweiligen Elementes und der Bodenreaktion

log M- CaCl_2 = log M-ges. - pH + Konst.; r-Wert; N						
Cd	0,813	- 0,394	+ 1,354	0,90***	138	(LN ohne pH > 7,5)
Zn	0,753	- 0,867	+ 3,064	0,88***	138	(LN ohne pH > 7,5)
Mn	0,477	- 0,616	+ 3,450	0,77***	141	(LN)
Pb	1,328	- 0,798	+ 0,565	0,95***	43	(ohne pH > 7)
Cu	0,750	- 0,352	- 0,409	0,83***	49	(ohne pH > 7)
log M- CaCl_2 = log M-EDTA - pH + Konst.; r-Wert; N						
Cd	0,758	- 0,406	+ 1,554	0,92***	138	(LN ohne pH > 7,5)
Zn	0,783	- 0,909	+ 4,001	0,94***	138	(LN ohne pH > 7,5)
Mn	0,978	- 0,695	+ 2,985	0,90***	141	(LN)
Pb	1,138	- 0,716	+ 0,834	0,96***	43	(ohne pH > 7)
Cu	0,606	- 0,348	+ 0,023	0,84***	49	(ohne pH > 7)

Fortsetzung Tab. 2:

log M-CaCl ₂ = log M-DTPA - pH + Konst.; r-Wert; N					
Cd	0,737	- 0,359	+ 1,433	0,92***	138 (LN ohne pH > 7,5)
Zn	0,794	- 0,823	+ 3,723	0,95***	138 (LN ohne pH > 7,5)
Mn	Berechnet für nicht logarithmisch transformierte Daten *)				
Pb	1,278	- 0,447	+ 0,091	0,97***	43 (ohne pH > 7)
Cu	0,611	- 0,288	- 0,090	0,84***	49 (ohne pH > 7)

*) Mn-CaCl₂ = 0,607 Mn-DTPA - 8,221 pH + 49,88; r = 0,96***; N =141 (LN)
LN = Landwirtschaftl. Nutzflächen

Die CaCl₂-extrahierbaren Schwermetallgehalte stehen mit r = 0,77 bis 0,95 in engem Zusammenhang mit der Bodenreaktion und den Schwermetallgesamtgehalten (Tab. 2). Werden jedoch anstatt der Gesamtgehalte die EDTA- oder DTPA-extrahierbaren Fraktionen in die multiplen Korrelationen einbezogen, ergeben sich zusammen mit dem pH engere Beziehungen (Tab. 2).

Nach Umformung der in Tab. 2 aufgeführten Gleichungen lassen sich für die verschiedenen Schwermetalle pH-abhängige Mobilitätskurven berechnen (Abb. 1). Dabei werden als Index für die Mobilität der Schwermetalle die CaCl₂-extrahierbaren Schwermetallanteile in % vom Gesamtgehalt (HORNBURG und BRÜMMER, 1986) bzw. in Prozent der EDTA- oder DTPA-extrahierbaren Schwermetallgehalte in Beziehung zur Bodenreaktion gesetzt. Für die mobilen Schwermetallanteile ergeben sich auch hier bei Bezug auf die EDTA- und z.T. DTPA-extrahierbaren Schwermetallgehalte die engeren Beziehungen. In Abb. 1 sind die CaCl₂-extrahierbaren Cd-, Zn-, Mn-, Pb- und Cu-Anteile am EDTA-extrahierbaren Gehalt dieser Elemente in Abhängigkeit vom pH der Bodenproben dargestellt. Bei allen Elementen wird der mobile Anteil im starkem Maße von der Bodenreaktion bestimmt. Bereits bei pH 6,5 umfaßt die CaCl₂-extrahierbare Cd-Fraktion im Mittel 10% der Cd-EDTA-Fraktion, während bei Mn und Zn ein mobiler Anteil von 10% erst bei pH 5,7 bzw. 5,3 vorliegt. Bei Cu und Pb wird ein Anstieg der Regressionskurven erst unterhalb pH < 4,5 - 5 bzw. unterhalb pH < 4 beobachtet (vgl. HERMS und BRÜMMER, 1980, 1984).

Damit steigt die Mobilität der untersuchten Schwermetalle unterhalb definierter Grenz-pH-Werte deutlich an:

Cd: pH < 6,5; Mn: pH < 5,5 - 6; Zn: pH < 6 - 5,5; Cu: pH < 4,5 - 5; Pb: pH < 4.

Cd stellt damit das mobilste Schwermetall dar, das auch in Ackerböden bereits beträchtliche CaCl₂-extrahierbare Anteile aufweisen kann, während Pb am immobilsten ist und erst im sehr stark sauren pH-Bereich von Waldböden - nicht dagegen auf Ackerböden - eine hohe Mobilität und damit auch Verfügbarkeit besitzt.

2.3 Untersuchungen zur Schwermetallverfügbarkeit

Von den verschiedenen Schwermetallfraktionen weisen allein die leichtlöslichen (Gehalte im Bodensättigungsextrakt = BSE) sowie die löslichen plus leicht nachlieferbaren (CaCl₂-extrahierbaren) Cd-, Zn- und Mn-Gehalte Beziehungen zu den Schwermetallgehalten im Weizenkorn auf. Für Pb und Cu ergaben sich keine signifikanten Korrelationen.

Mit r = 0,75, 0,60 und 0,66 stehen die CaCl₂-extrahierbaren Cd-, Zn- und Mn-Gehalte (in mg/kg) in nicht sehr enger, jedoch signifikant positiver Beziehung zu den Cd-, Zn- und Mn-Gehalten im Weizenkorn (= Wk. in mg/kg Tr.S.):

$$\begin{aligned} \log \text{Cd-Wk.} &= 0,683 \log \text{Cd-CaCl}_2 - 0,206; N = 122; r = 0,75*** \\ \log \text{Zn-Wk.} &= 0,125 \log \text{Zn-CaCl}_2 + 1,612; N = 122; r = 0,60*** \\ \log \text{Mn-Wk.} &= 0,219 \log \text{Mn-CaCl}_2 + 1,264; N = 121; r = 0,66*** \end{aligned}$$

Engere Beziehungen ergeben sich zwischen den Cd-, Zn- und Mn-Gehalten im Weizenkorn und den Gehalten im BSE, der damit offenbar die ökologisch wirksamere Schwermetallfraktion in den Bodenproben erfaßt:

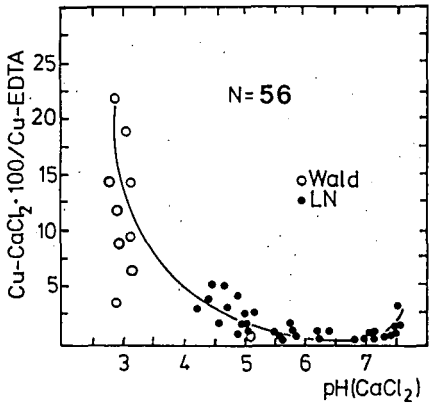
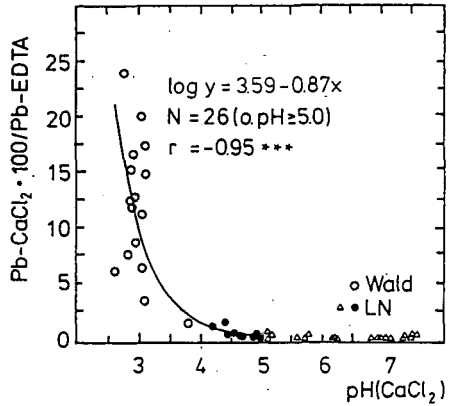
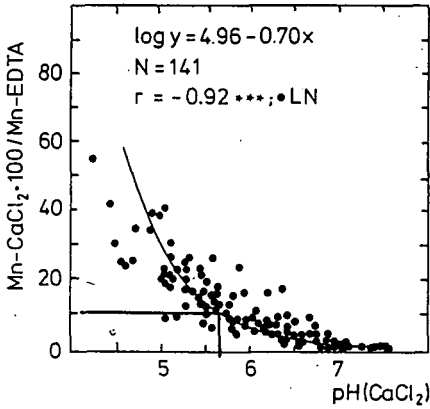
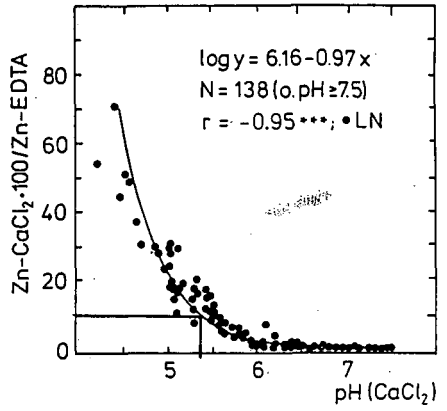
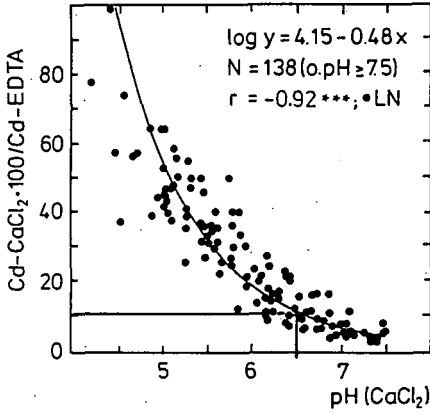


Abb. 1: CaCl₂-extrahierbare Schwermetallgehalte in Prozent der EDTA-extrahierbaren Cd-, Zn-, Mn-, Pb- und Cu-Fractionen in Abhängigkeit vom pH der Bodenproben von landwirtschaftlichen Nutzflächen (LN) und Waldstandorten (Wald)

$\log \text{Cd-Wk.} = 0,704 \log \text{Cd-BSE } (\mu\text{g/l}) - 1,001; N = 37; r = 0,86^{***}$
 $\log \text{Zn-Wk.} = 0,136 \log \text{Zn-BSE } (\text{mg/l}) + 1,799; N = 36; r = 0,63^{***}$
 $\log \text{Mn-Wk.} = 0,380 \log \text{Mn-BSE } (\text{mg/l}) + 1,412; N = 35; r = 0,76^{***}$

Mit Hilfe multipler Korrelationsrechnungen kann gezeigt werden, daß die Cd- (HORNBURG und BRÜMMER, 1987) wie auch die Zn-Gehalte im Weizenkorn sowohl vom pH als auch von den gesamten bzw. den EDTA- und DTPA-extrahierbaren Schwermetallgehalten (mg/kg) bestimmt werden:

$\log \text{Cd-Wk.} = 0,689 \log \text{Cd-ges.} - 0,148 \text{ pH} + 0,009; N = 122; r = 0,80^{***}$
 $= 0,646 \log \text{Cd-EDTA} - 0,169 \text{ pH} + 0,254; N = 122; r = 0,81^{***}$
 $= 0,619 \log \text{Cd-DTPA} - 0,127 \text{ pH} + 0,133; n = 122; r = 0,81^{***}$
 $\log \text{Zn-Wk.} = 0,207 \log \text{Zn-ges.} - 0,081 \text{ pH} + 1,620; N = 122; r = 0,47^{***}$
 $= 0,247 \log \text{Zn-EDTA} - 0,105 \text{ pH} + 1,930; N = 122; r = 0,72^{***}$
 $= 0,247 \log \text{Zn-DTPA} - 0,079 \text{ pH} + 1,851; N = 122; r = 0,74^{***}$

Damit können für verschiedene Gesamt- bzw. EDTA- und DTPA-extrahierbare Cd- und Zn-Gehalte im Boden die Gehalte im Weizenkorn u.a. in Abhängigkeit von der Bodenreaktion geschätzt und nomographisch dargestellt werden. Bei Mn bestimmt vor allem die Bodenreaktion die Mn-Verfügbarkeit:

$\log \text{Mn-Wk.} = - 0,192 \text{ pH} + 2,668; N = 121; r = - 0,81^{***}$

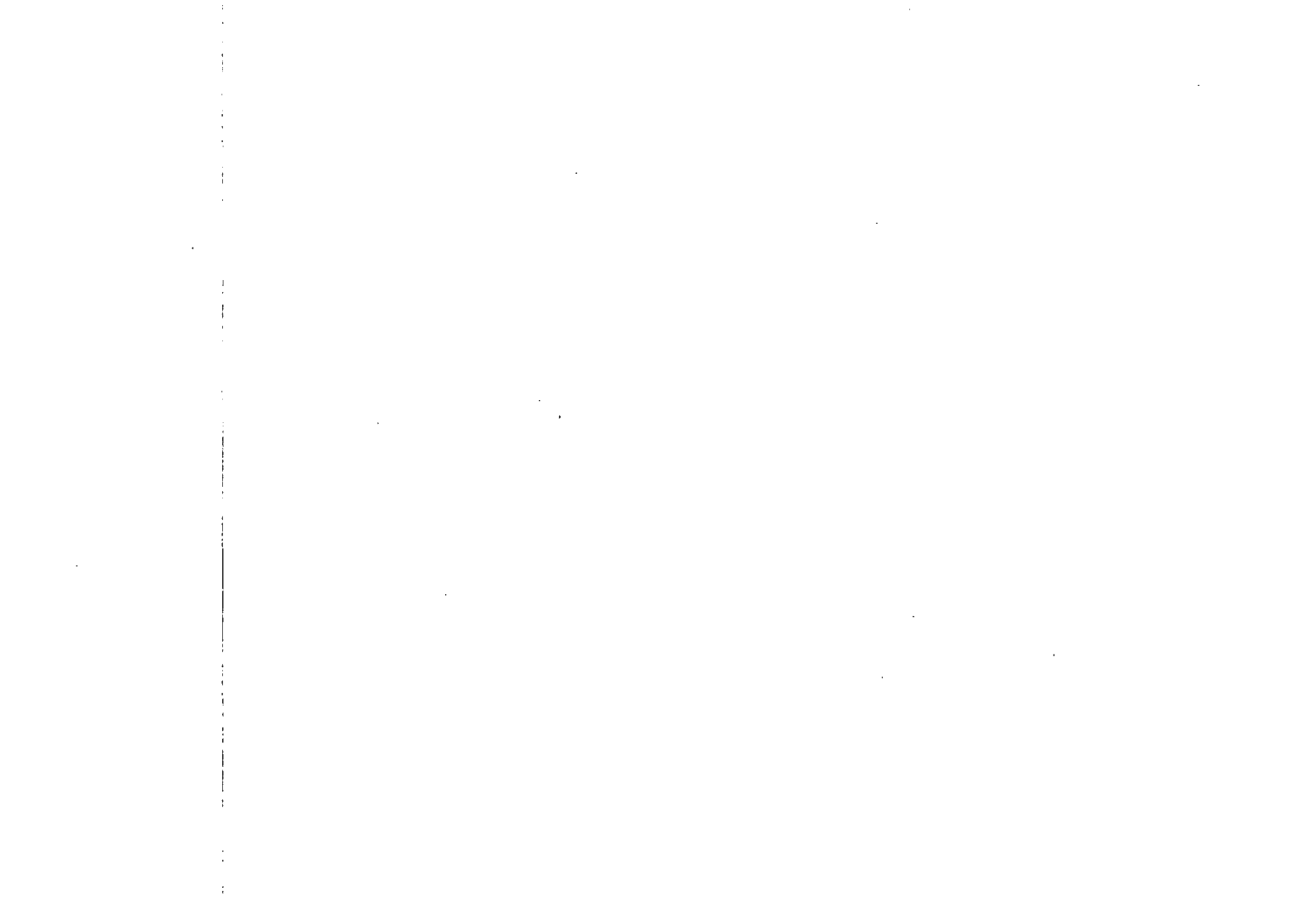
In multiplen Korrelationsrechnungen konnte neben dem pH-Effekt kein signifikanter Einfluß der verschiedenen Mn-Fractionen in den Bodenproben auf die Mn-Gehalte im Weizenkorn festgestellt werden. Die von landwirtschaftlichen Nutzflächen entnommenen Bodenproben weisen alle so hohe Mn-Vorräte (Mn-gesamt, Mn-EDTA) auf, daß offenbar das pH im wesentlichen die Mn-Verfügbarkeit bestimmt.

3 ZUSAMMENFASSUNG

Als wichtigste Einflußgrößen für die mobilen und verfügbaren Schwermetallgehalte erweisen sich der pH-Wert und die gesamten bzw. EDTA- und DTPA-extrahierbaren Schwermetallgehalte. Die Bodenreaktion und der Schwermetallvorrat (M-gesamt, M-EDTA und M-DTPA) bestimmen damit gleichzeitig den im Bodensättigungsextrakt vorliegenden sowie den CaCl_2 -extrahierbaren Schwermetallanteil. Eine verbesserte Beurteilung der Schwermetallverfügbarkeit, wie auch eine Festlegung von Grenzwerten für Schwermetalle in Böden, bedarf deshalb der Kenntnis der Löslichkeitsbestimmenden Einflußgrößen, insbesondere des pH-Wertes. Die pH-abhängige Mobilität nimmt dabei unterhalb elementspezifischer Grenz-pH-Werte (in Klammern) vom Cd (pH < 6,5) über Mn (pH < 5,5 - 6), Zn (pH 5 - 5,5), Cu (pH < 4,5 - 5) bis zum Pb (pH < 4) ab.

4 LITERATUR

- DELSCHEN, T. und W. WERNER (1989): Landwirtsch. Forsch. 42, 40-49.
HERMS, U. und G. BRÜMMER (1980): Landwirtsch. Forsch. 33, 408-423.
HERMS, U. und G. BRÜMMER (1984): Z. Pflanzenernähr. Bodenkde. 147, 400-424.
HORAK, O.: Österreichische Studiengesellschaft für Atomenergie - SGAE Ber. No. 2780, 1977.
HORAK, O.: Landwirtsch. Forsch., Sh. 39, 404-414, 1982.
HORNBURG, V. und G.W. BRÜMMER: Contributions Fifth International Symposium on Jodine and other Trace Elements, 916- 922, Jena 1986.
HORNBURG, V. und G. BRÜMMER: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/I, 357-362, 1987.
KÖSTER, W. und D. MERKEL: Landwirtsch. Forsch., Sh. 39, 245-254, 1982.
LINDSAY, W.L. und W.A. NORVELL: Soil Sci. Soc. Am. J. 42, 421-428, 1978.
ÖNORM: Österreichisches Normungsinstitut, Postfach 130, A-1021 Wien; ÖNORM L 1089, 5 S., 1989.



Wirkung einer Bodenverdichtung auf Spross- und Wurzelwachstum sowie die Phosphatversorgung von Zuckerrüben im Feld

von

Kaselowsky, J., Claassen, N. und Jungk A.*)

Bodenverdichtungen treten in der modernen landwirtschaftlichen Produktion durch zahlreiches Befahren mit schweren Geräten immer wieder auf. Inwieweit die Bodenverdichtung die P-Ernährung von Zuckerrüben im Feld beeinflusst, war Gegenstand dieser Untersuchungen. Dazu wurden auf einem seit 1978 laufenden P-Felddüngungsversuch vor Aussaat der Rüben 1988 durch Befahren Spur an Spur mit einem schweren Schlepper (7,5 t) je eine verdichtete Variante auf der ungedüngten und hochgedüngten ($180 \text{ kg P}_2\text{O}_5/\text{ha}\cdot\text{a}^{-1}$) Parzelle angelegt. Hierdurch stieg die Lagerungsdichte von 1,52 auf 1,65 (ungedüngt) und 1,60 g/cm^3 (gedüngt) im Mittel über die Krumentiefe (30 cm) an. Eine angrenzende Teilfläche diente zum Vergleich und wird als unverdichtet bezeichnet. Die P-CAL-Werte in der Krume des Auenlehms mit 20% Ton und 75% Schluff betragen 8,6 bzw. 20 $\text{mg P}_2\text{O}_5/100 \text{ g Boden}$.

Aus Abb. 1, die die Trockenmassebildung für die ungedüngten Varianten zeigt, geht hervor, dass durch Verdichtung das Blatt- wie das Rübenwachstum im Jugendstadium bis Mitte Juli um etwa 60% reduziert wurde. Danach war die Wachstumsrate der Rübe beider Varianten jedoch ähnlich hoch, so dass zur Ernte der Ertrag nur um 25% differierte. Der Wachstumsverlauf auf der gedüngten Variante war ähnlich, die Reduktion betrug durch Verdichtung in der Jugendphase nur 40% und zur Ernte 12%. Der Ertrag auf den unverdichteten Parzellen mit 135 dt TM/ha Rüben (ungedüngt) und 128 dt TM/ha (gedüngt) war nahezu gleich. Demnach beeinflusste die Verdichtung die Wuchsrate vorwiegend in der Jugendphase, dieser negative Effekt wurde durch die hohe P-Versorgung nur teilweise aufgehoben.

Durch Verdichtung des Bodens wurde die P-Konzentration im Rübenblatt (Abb. 2) vermindert, auf der ungedüngten Variante wird mit 0,23% P i.d.TS des Gesamtblattes der Grenzwert nach Bergmann (1983) von 0,35% P, der jedoch für die mittleren Blätter und die Zeit bis Mitte Juli gilt, unterschritten. Demnach war P vermutlich ertragsbegrenzend, während dies bei der verdichteten, gedüngten Variante nicht der Fall war, da in dieser Variante noch höhere P-Konzentrationen als auf der unver-

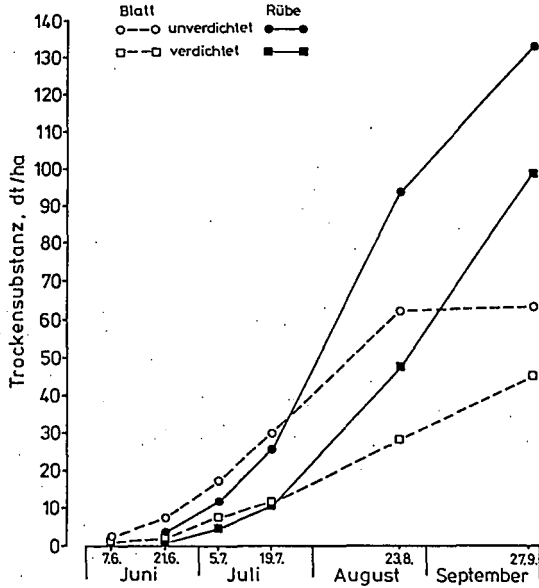


Abb. 1: Stoffproduktion der Zuckerrübe im Verlauf der Vegetationsperiode bei unterschiedlicher Lagerungsdichte des Bodens, P-ungedüngt

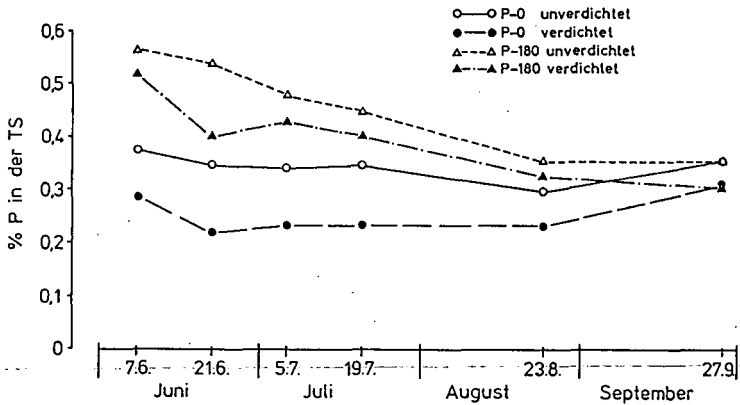


Abb. 2: P-Konzentration im Rübenblatt im Verlauf der Vegetation unter Einfluss von Lagerungsdichte und Düngung

dichteten, ungedüngten Parzelle vorlagen, auf der der Höchstertrag schon erreicht wurde. Die Ertragsreduktion in der hochgedüngten Variante ist demnach als allgemein negativer Effekt durch Verdichtung zu bezeichnen. Dieser war auch auf der ungedüngten Parzelle wirksam, auf der die Verdichtung zusätzlich einen P-Mangel induzierte, so dass der Ertrag weiterhin vermindert wurde.

Der beobachtete P-Mangel könnte auf eine geringere Verfügbarkeit, eine Abnahme der Wurzellänge oder eine verminderte Wurzelaktivität zurückzuführen sein. Die Verfügbarkeit wurde durch die P-Konzentration der Bodenlösung und den P-CAL-Gehalt des Bodens charakterisiert. Die Verdichtung führte in der Schicht von 10-30 cm zu einer Abnahme der Bodenlösungskonzentration auf der ungedüngten von 1,2 auf 0,6 $\mu\text{mol P/l}$ und auf der gedüngten Variante von 20 auf 10 $\mu\text{mol P/l}$. Die P-CAL-Werte blieben unverändert, die Ursache für diesen Effekt ist jedoch nicht bekannt.

Die Gesamtwurzellänge im Bodenprofil von 50 cm Tiefe (Abb. 3) zeigte eine Reaktion auf das Nährstoffangebot mit bis zu 50% höheren Wurzellängen bei niedriger P-Versorgung. Die Verdichtung des Bodens hatte jedoch kaum Einfluss auf die Gesamtwurzellänge, die Wurzelverteilung änderte sich dagegen in Richtung höherer Wurzellängen in 0-10 und geringerer in 10-30 cm Tiefe. Demnach ist der P-Mangel durch Verdichtung in der ungedüngten Variante nicht auf ein eingeschränktes Wurzelwachstum zurückzuführen.

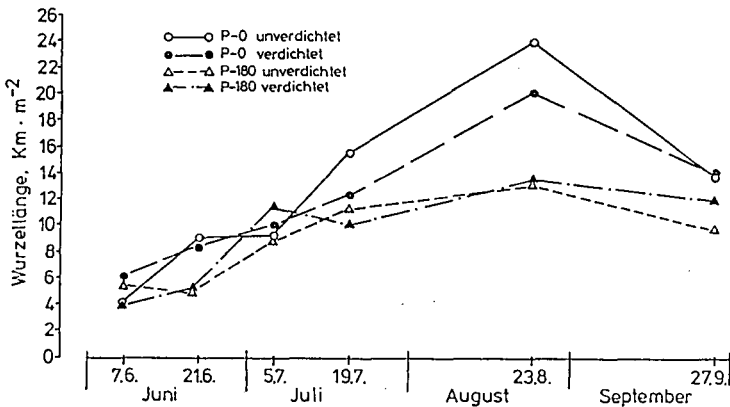


Abb. 3 Wurzellängenwachstum in Abhängigkeit von der Zeit bei unterschiedlicher Lagerungsdichte und P-Düngung, Profiltiefe 50 cm

Der Influx ist die Menge Nährstoff, die ein Wurzelabschnitt pro Zeiteinheit aufnimmt. Die Höhe des Influxes hängt nicht nur von der Verfügbarkeit im Boden, sondern auch von physiologischen und morphologischen Eigenschaften der Wurzel ab. Die Verdichtung des Bodens schränkte den Influx insbesondere im Jugendstadium ein (Abb. 4). Dies geht daraus hervor, dass bei hoher P-Versorgung der Influx auf die Hälfte reduziert wurde, obwohl der Transport zur Wurzel nicht begrenzend war, wie Modellrechnungen zeigten. Auf der ungedüngten Parzelle war der Influx sogar bis um 90% vermindert, obwohl die P-Konzentration der Bodenlösung durch Verdichtung nur in einer Schicht um 50% geringer war. Ab Ende Juni stieg der Influx in dieser Variante um den Faktor 5 an, wodurch die P-Versorgung der Pflanzen deutlich verbessert wurde. Der anfänglich geringe Influx führte dazu, dass die Zuckerrüben im Wachstum zurückblieben, jedoch später mit ansteigendem Influx Wachsraten wie die Pflanzen in der unverdichteten Variante realisieren konnten. Der Wachstumsvorsprung der Pflanzen in der unverdichteten Parzelle wurde nicht mehr aufgeholt.

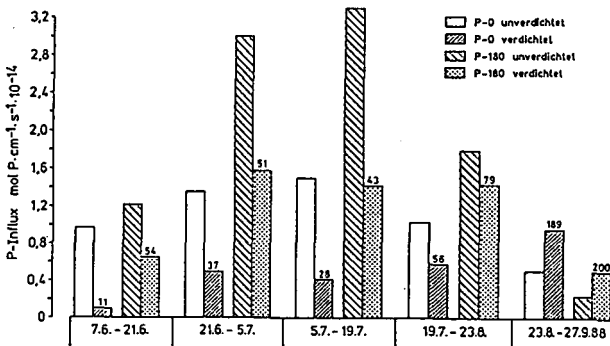


Abb. 4: P-Influx in Abhängigkeit von der Zeit bei unterschiedlicher Lagerungsdichte und P-Düngung, Profiltiefe 0-50 cm. (Werte auf den Balken für Relativ-Vergleich mit der Bezugsvariante, P-0 unverdichtet = 100 für Vergleich mit P-0 verdichtet bzw. P-180 unverdichtet = 100 für Vergleich mit P-180 verdichtet)

Die P-Ernährung der Zuckerrübe wurde durch Verdichtung des Bodens beeinträchtigt, da die Konzentration der Bodenlösung erniedrigt wurde, jedoch besonders, weil die Aufnahmefähigkeit der Wurzeln im Jugendstadium stark reduziert war. Die Gesamtwurzellänge im Bodenprofil wurde dagegen durch Verdichtung nicht beeinflusst.

Literatur

BERGMANN, W. (1983): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.

Ernährungsstörungen erkrankter Waldökosysteme Bedeutung der N-Deposition

von

MARTIN KAUPENJOHANN und WOLFGANG ZECH ¹⁾

Kurzfassung ²⁾

Die während der vergangenen vier Dekaden stark angestiegenen N-Emissionen stehen im Verdacht maßgeblich am Ursachenkomplex der neuartigen Waldschäden beteiligt zu sein. Denkbar sind einerseits durch verbesserte N-Versorgung bedingte Zuwachssteigerungen. Die dafür notwendigen Mengen anderer Nährelemente reichen auf knapp versorgten Böden möglicherweise nicht aus, so daß relativer Mangel resultiert. Andererseits können N-Einträge die vom Ökosystem nicht verwertet und deshalb mit dem Sickerwasser in erster Linie in Form von NO_3 ausgetragen werden, zur Bodenversauerung und damit zu absoluter Nährelementverknappung führen.

Unsere, seit 1984 im Fichtelgebirge laufenden Untersuchungen an gelbspitzigen Fichten zeigen, daß dem letztgenannten Mechanismus die weitaus größere Bedeutung zukommt:

1. Obwohl die Gesamt-N-Einträge mit 23 bis 47 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (Spannweite in fünf Fichtenökosystemen des Fichtelgebirges) deutlich über dem für den jährlichen Zuwachs benötigten Niveau liegen, weisen die Nadelanalysen lediglich auf ausreichende, nicht aber auf übermäßige N-Versorgung hin. In Relation zur S-Versorgung läßt sich sogar N-Bedarf nachweisen.

¹⁾ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

²⁾ in Vorbereitung zur Veröffentlichung in Forstw. Cbl.

2. Beziehungen zwischen den N- und Mg-Nadelspiegelwerten von Fichten sind i.R. positiv, was gegen eine N-induzierte Verdünnung spricht. Dies gilt insbesondere auf den stark geschädigten Probestandorten.
3. Untersuchungen der N-Dynamik im Boden deuten darauf hin, daß bei Anwesenheit von NH_4 in der Bodenlösung NO_3 kaum aufgenommen wird. Die Folge sind NO_3 -Austräge in der Höhe der gesamten N-Einträge. Da N etwa zu je 50% als NO_3 und NH_4 eingetragen wird, führt die Nitrifikation von NH_4 zu einer zusätzlichen H-Belastung der Böden, die zwischen 0.55 und $1.35 \text{ kmol H ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt.
4. Berechnungen auf der Basis eines bodenchemischen Gleichgewichtsmodells zeigen, daß die Bodenversauerung auf den Versuchstandorten im Fichtelgebirge stärker von der N-Deposition als von den S-Einträgen abhängt.

Neben diesen indirekten, über den Boden wirksamen Effekten von N-Depositionen auf den Ernährungszustand von Waldökosystemen sind direkte Einwirkungen in der Baumkrone denkbar. Untersuchungen in der Nähe eines N-Emittenten ergeben, daß durch NH_4 -Ionen bedingt erhöhte Kationenleachingraten aus der Krone 80jähriger Kiefern zu Ernährungstörungen führen. Hinweise auf wachstumsinduzierte relative Verknappung anderer Nährelemente (z.B. Mg, K) konnten auch in dieser Untersuchung nicht gewonnen werden.

Die maßgeblichen Effekte erhöhter N-Einträge auf den Nährstoffhaushalt von Waldökosystemen werden demzufolge in ihrem Beitrag zur Bodenversauerung als Folge von NO_3 -Austrägen gesehen. Grenzwerte für die Belastbarkeit von Wäldern mit N müssen deshalb an der N-Assimilationskapazität des Ökosystems orientiert werden.

Modellierung des N-Haushaltes von Ackerböden als Werkzeug zur Behandlung von Intensiv-Nutzungs-Problemen in der Landwirtschaft
(Autorenreferat)

von

Kersebaum, K. C. u. J. Richter *)

Es wurde über den Stand der Arbeiten an einem einfachen deterministischen Modell zur Beschreibung der Stickstoff-Dynamik in Ackerböden berichtet. Das Modell benötigt nur wenige, vom Landwirt erhältliche Eingabedaten und arbeitet auf einem Personal-Computer mit geringer Rechenzeit.

Das Modell berücksichtigt die Freisetzung von Mineralstickstoff aus organischer Substanz sowie die Verlagerung von Nitrat mit dem Bodenwasser. Ein Teilmodell zur Beschreibung von Wachstum, Wasser- und Stickstoffaufnahme von Pflanzen ist bislang lediglich für Wintergetreide adaptiert. Der Modellaufbau ist bei **Kersebaum (1989)** detailliert beschrieben.

Der Vergleich von Modellrechnungen mit Feldmessungen zeigt, daß es für den Zeitraum des Winterhalbjahrs möglich ist, die Stickstoff-Dynamik von Böden unterschiedlicher Bodenart und Bewirtschaftung weitgehend durch den vorgestellten Ansatz zu beschreiben. Die zum Teil erheblichen Veränderungen des Mineralstickstoffgehalts während der Herbst- und Wintermonate, wie sie vor allem auf organisch bewirtschafteten Flächen insbesondere in Verbindung mit stark Stickstoff zehrenden Zwischenfrüchten auftreten können, werden durch die Simulation meist gut nachvollzogen.

Eine wesentliche Voraussetzung für die Simulation stellt die Kenntnis des N_{min} -Wertes nach der Ernte der Vorfrucht dar. Dieser kann, je nach Bodenart und Niederschlagsverhältnissen, den Frühjahrsnitratgehalt mehr oder weniger stark beeinflussen. Während zur Berechnung der N_{min} -Werts im Frühjahr auf den sandigen Böden lediglich der Restnitratgehalt in den oberen 30 cm eine Rolle spielt, ist auf den tonreicheren Böden eine Bestimmung des herbstillichen N_{min} -Wertes bis 60 cm Tiefe zu empfehlen. Da bislang eine große Unsicherheit über die Höhe der Restnitratmengen herrscht, ist eine Bestimmung des N_{min} -Wertes nach der Ernte der Vorfrucht für die Simulation unerlässlich.

*) Institut für Geographie & Geoökologie, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

Die stark vereinfachte Modellierung des Wasserhaushalts mit Hilfe eines einfachen Plattenmodellansatzes zeigt ihre Grenzen bei stark durch Grund- und Stauwasser beeinflussten Böden. So ist bislang ein Wasserstau über Feldkapazität hinaus nicht vorgesehen. Der Einfluß hoher Wassergehalte auf die Mineralisation ist daher bisher unberücksichtigt. Infolgedessen wird die Mineralisation vor allem auf feuchten, humosen Standorten überschätzt. Der Vorteil dieser Behandlung des Wasserhaushalts gegenüber einem auf dem Potentialkonzept beruhenden Wassermmodell liegt in erster Linie in der einfachen Ableitung der notwendigen Kapazitätsparameter im Vergleich zur aufwendigen Bestimmung von pF-Charakteristiken und Leitfähigkeits-Saugspannungs-Kurven. Damit ist das Modell besonders für einen Einsatz auf regionaler Ebene geeignet (*Anlauf et al.*, 1988).

Während das Modell den Verlauf des Mineralstickstoffgehalts im Winterhalbjahr befriedigend beschreiben kann, treten bei der Simulation im weiteren Verlauf der Vegetationsperiode zunehmend Abweichungen zur Messung auf. Dies liegt unter anderem daran, daß über einen längeren Simulationszeitraum die Unsicherheit bei der Abschätzung von N-Einträgen und N-Verlusten deutlicher zum Tragen kommt. Die einheitliche Tendenz der Abweichungen für mehrere Schläge und verschiedene Jahre deutet darauf hin, daß die Abweichungen im wesentlichen durch Stickstoff-Umverteilungen im Boden hervorgerufen werden. Dabei dürfte die im Modell bislang nicht berücksichtigte Immobilisation von Stickstoff durch die mikrobielle Biomasse eine der Hauptursachen für die auftretenden Diskrepanzen zwischen Simulation und Messung darstellen. Dies konnte durch parallele Messungen der zeitlichen Änderung des in der Biomasse festgelegten Stickstoffs mit Hilfe der "fumigation-extraction-method" beispielhaft gezeigt werden (*Widmer*, 1989). Derzeit werden die Regelgrößen für die Immobilisations-Mineralisations-Dynamik erarbeitet, um diesen Prozess im Modell berücksichtigen zu können.

Literatur:

Anlauf, R., K. C. Kersebaum & J. Richter (1988): Gebietsmodellierung des Nitrataustrags im Winterhalbjahr.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 57, 13 - 18

Kersebaum, K. C. (1989): Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Diss. Universität Hannover

Widmer, P. (1989): Bericht an die Deutsche Forschungsgemeinschaft Ri 269-23/1

Untersuchungen zum Wurzelwachstum von Getreide und Zuckerrüben auf unterschiedlich schweren Standorten

von

Kücke, M. und P. Löffler *)

Einleitung

Für eine Reihe von Simulationsmodellen sind pflanzenspezifische Daten über die horizontabhängige Durchwurzelungsdichte, den Wurzeltiefgang und/oder die relative Verteilung der Wurzeln im Profil unverzichtbare Eingabeparameter zur Quantifizierung der Wasser- und Stoffflüsse im Boden (WESSOLEK und GATH 1989). Daher werden im Rahmen des SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar- Ökosystemen", dessen wesentliche Zielsetzung die Erarbeitung derartiger prognosefähiger Simulationsmodelle ist, Daten zur pflanzenart- und standortspezifischen Durchwurzelbarkeit auf den Untersuchungsstandorten des SFB ermittelt. Da das Wurzelwachstum landwirtschaftlicher Kulturpflanzen in Sandböden mit verlässlicher Methodik bisher nur unzureichend untersucht wurde, sind die unterschiedlich schweren (Sand-, Lehm- und Tonböden), aber gleichwohl intensiv bewirtschafteten Untersuchungsflächen des SFB für derartige Vergleichsuntersuchungen zum Wurzelwachstum gut geeignet.

Untersuchungsstandorte und Probenahme

Die Untersuchungen auf Sandböden wurden im Untersuchungsgebiet "Eisenbach" (85 km nördlich von Braunschweig, Uelzener Becken), die auf dem Lehm- und Tonboden im Untersuchungsgebiet "Krummbach" (40 km südlich von Braunschweig, nördliches Vorharzgebiet) durchgeführt. In beiden Gebieten wird ackerbaulich intensiv gewirtschaftet (HERSEMANN und SAUERBECK 1989). Klimatisch ist die Uelzener Region mit einer durchschnittlichen Jahrestemperatur von 8,3 °C und durchschnittlich 613 mm Jahresniederschlag kühler und niederschlagsärmer als das nördliche Vorharzgebiet (8,6 °C, 678 mm).

Untersuchungsstandorte sind ein Pelosol mit dünner Lößauflage (Ton, 71 Bodenpunkte), eine Haftnässepseudogley-Parabraunerde aus Löß (Lehm, 81 Bodenpunkte) und eine hier als Sand 4 bezeichnete Bänderparabraunerde (26 Bodenpunkte) (OTHMER et al. 1989, KÜCKE und SCHMID 1989). Die als Sand 1 bis Sand 3 bezeichneten Standorte liegen in unmittelbarer Nachbarschaft zu Sand 4 und wurden für Fruchtartenvergleiche sowie aufgrund unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensitäten in die Untersuchungen einbezogen (Sand 1: 1987 mit Zusatzberegnung; Sand 2: 1987 ohne Zusatzberegnung; Sand 3: 1987 mit Zusatzberegnung und Gülledüngung). Die Untersuchungen erfolgten 1987 an Zuckerrüben (Sand 1, 2 und 3, Ton und Lehm, KÜCKE und SCHMID 1989) und 1988 an Getreide (W-Weizen auf Lehm und Ton, W-Roggen auf Sand 1 und S-Gerste auf Sand 4). Einzelheiten zur Probenahme sind bei KÜCKE und SCHMID (1989) beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion

In den Krümen der Sandstandorte wurden sowohl unter Zuckerrüben als auch unter Getreide 2 - 4fach höhere Wurzellängendichten (WLD) als in der Krume des Lehms und des Tons ermittelt (Tab. 1). Getreide durchwurzelte sowohl den Ober- als auch den Unterboden intensiver als Zuckerrüben. Die auf dem Lehm gemessenen

*) Insitut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig-Völkenrode, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig

Tab. 1: Wurzellängendichte unter Zuckerrüben und Getreide auf unterschiedlichen Standorten (cm/cm³)

Zuckerrüben 1987 (Ende September)					
Tiefe (cm)	Ton	Lehm	Sand 1	Sand 2	Sand 3
0-15	5.3	7.1	10.8	13.6	23.3
15-30	3.2	5.2	10.2	11.9	20.2
30-45	1.9	1.4	0.8	1.6	2.4
45-60	1.0	1.0	0.3	0.2	0.8
60-75	1.0	0.4	0.3	0.1	0.1
75-90	0.3	0.2	0.2	0.1	0.2

Getreide 1988 (Juni)				
Tiefe (cm)	W-Weizen		W-Roggen	S-Gerste
	Ton	Lehm	Sand 1	Sand 4
0-15	10.9	8.8	17.9	32.8
15-30	5.9	10.6	11.7	25.6
30-45	4.2	3.6	2.9	3.2
45-60	2.9	3.4	1.5	0.3
60-75	2.6	2.4	1.1	0.2
75-90	2.7	2.0	0.6	0.1

Wurzelndichten stimmen weitgehend mit anderen auf Lehm Böden mit gleicher Methodik gemessenen Daten überein (WESTING und SUCHTIG 1985, MÜLLER 1988).

Unter Zuckerrüben wurden zwischen Juli und September Wurzellängen (bis 90 cm Tiefe) zwischen 8 und 19 km/m² auf dem Ton und 13 bis 18 km/m² auf dem Lehm festgestellt, dagegen auf den Sandböden zwischen 32 und 70 km/m² (Tab. 2). Ähnlich deutlich waren die Unterschiede im Folgejahr 1988 bei Getreide. Während W-Weizen zwischen Mai und Juli auf dem Lehm und Ton Wurzellängen zwischen 31 und 46 km/m² erreichte, wurden auf den Sandböden unter W-Roggen 30 bis 58 km/m² und unter S-Gerste zwischen 51 und 90 km/m² ermittelt. Generell war in beiden Jahren feststellbar, daß auf den Sandböden i. d. R. mehr als 90% der Wurzeln im Bereich der Krume konzentriert waren, während auf dem Lehm und Ton 20 bis 38% des Wurzelsystems den Unterboden durchwurzelte. Außerdem waren in beiden Untersuchungsjahren die Radien der in den Sandböden gewachsenen Wurzeln meistens signifikant größer als die in Lehm und Ton, was als Reaktion der Wurzeln auf den in Sandböden meist höheren Eindringwiderstand angesehen werden kann (HELAL und SAUERBECK 1986).

Berechnet man die Veränderung der Wurzellängendichte relativ zum darüberliegenden Horizont (Kennzahl der Bodenhorizontdurchwurzelung, VORDERBRÜGGE 1988), so wird deutlich, daß in den Sandböden nur etwa 12 bis 15% der Wurzeln aus der Schicht 15 - 30 cm in die darunterliegende Bodenschicht vordringen, während im Lehm und Ton noch zwischen 25 und 56% der Wurzeln diese Schicht erreichen. In diesem sogenannten "kritischen Horizont" (Übergangsbereich zwischen Ober- und Unterboden, DUMBECK 1986) nehmen auf dem Untersuchungsstandort Sand 4 die Ton- und Schluffgehalte sowie damit verbunden der Fein- und Mittelporenanteil stark ab (Ton von 5% auf 2%, Schluff von 26% auf 4%, Fein- und Mittelporen von 44% auf 5% vom GPV).

Die geringe Unterbodendurchwurzelung auf den Sandböden ist daher wahrscheinlich als eine Reaktion der Pflanzen auf den sehr geringen Beitrag des Unterbodens

Tab. 2: Kennzahlen des Wurzelsystems unter Zuckerrüben und Getreide auf unterschiedlichen Standorten

Zuckerrüben (September 1987)					
Tiefe (cm)	Ton	Lehm	Sand 1	Sand 2	Sand 3
Wurzellänge (km/m ²)					
0-30	12.6	18.4	31.4	38.2	65.3
30-90	6.3	4.5	2.2	3.0	5.5
Σ	18.9	22.9	33.7	41.2	70.8
rel. Verteilung im Profil (%)					
0-30	67	80	93	93	92
30-90	33	20	7	7	8
Wurzelradius (mm)					
0-30	0.12	0.11	0.15	0.15	0.12
30-90	0.12	0.12	0.20	0.17	0.19

Getreide (Juni 1988)				
Tiefe (cm)	W-Weizen	W-Weizen	W-Roggen	S-Gerste
	Ton	Lehm	Sand 1	Sand 4
Wurzellänge (km/m ²)				
0-30	24.9	29.1	44.8	85.1
30-90	15.6	17.3	9.0	3.7
Σ	40.5	46.4	53.8	88.8
rel. Verteilung im Profil (%)				
0-30	62	63	83	96
30-90	38	37	17	4
Wurzelradius (mm)				
0-30	0.12	0.12	0.15	0.13
30-90	0.10	0.12	0.15	0.14

an der Wasserversorgung zurückzuführen (geringe Wasserspeicherfähigkeit und kapillare Nachlieferung). Dagegen sind die hohen Wurzeldichten im Oberboden dieser Böden erforderlich, um auch bei relativ schnell abnehmenden Wassergehalten und dadurch reduzierter Wasserleitfähigkeit die Wasserversorgung der Pflanzen zu gewährleisten.

Nach bisher vorliegenden Simulationsdaten des im SFB verwendeten agrarmeteorologischen Wasserfließmodells AMBETI (simuliert u. a. Evaporation, Transpiration und Interzeption, BRADEN et al. 1989) sind die auf den leichten Böden gemessenen, relativ hohen Durchwurzelungsdichten für eine sinnvolle Simulation des Wasserhaushalts der Kulturpflanzen auf diesen Standorten notwendig. Bei der Annahme niedrigerer WLD wird - bei relativ schnell abnehmenden Wassergehalten im Boden, abnehmender Wasserleitfähigkeit sowie fehlender kapillarer Wasseranlieferung - unrealistisch hoher Wasserstreß simuliert (BRADEN 1989, mündl. Mitteilung).

Tab. 3: Veränderung der Wurzellängendichte relativ zum darüberliegenden Horizont

Zuckerrüben (September 1987)					
Tiefe (cm)	Ton	Lehm	Sand 1	Sand 2	Sand 3
0-15	100	100	100	100	100
15-30	94	67	81	88	86
30-45	44	25	14	13	12
45-60	59	55	31	13	33
60-75	95	81	81	50	38
75-90	71	96	104	100	67

Getreide (Juni 1988)				
Tiefe (cm)	W-Weizen	W-Weizen	W-Roggen	S-Gerste
	Ton	Lehm	Sand 1	Sand 4
0-15	100	100	100	100
15-30	51	99	60	60
30-45	56	39	15	12
45-60	77	84	61	27
60-75	89	74	56	56
75-90	91	59	43	72

Literatur

- BRADEN, H., LÜPMEIER, F. J., HAENEL, H. D. (1989): Forschungsbericht 1986 - 1989 des SFB 1979 "Wasser- und Stoffdynamik im Agrar-Ökosystem, TP A4, 59 - 96, TU Braunschweig.
- DUMBECK, G. (1986): Bodenphysikalische und funktionelle Aspekte der Packungsdichte von Böden. Diss. Gießen.
- HERSEMANN, H. und SAUERBECK, D. (1989): Nährstoffbilanzen in Abhängigkeit von Bodenart und Bewirtschaftungsintensität. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59, im Druck.
- KOCKE, M. und SCHMID, H. (1989): Wurzelwachstum von Zuckerrüben auf Sand-, Lehm- und Tonstandorten. VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongreßband 1988, 313 - 326.
- HELAL, H. M. und SAUERBECK, D. (1986): Entwicklung und Aktivität des Wurzelsystems in Abhängigkeit von der Bodendichte. VDLUFA-Schriftenreihe 20, Kongreßband 1986, 381 - 388.
- MÖLLER, R. (1988): Bedeutung des Wurzelwachstums und der Phosphatmobilität im Boden für die Phosphaternährung von Winterweizen, Wintergerste und Zuckerrüben. Diss. Göttingen.
- OTHMER, H., WEITZ, A. und BORK, H. R. (1989): Forschungsbericht 1986 - 1989 des SFB 179 "Wasser- und Stoffdynamik in Agrar-Ökosystemen", TP A6, 127 - 149, TU Braunschweig.
- VORDERBRÜGGE, T. (1988): Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Getreide - Untersuchungen an rekultivierten Böden und einem langjährigen Bodenbearbeitungsversuch. Diss. Gießen.
- WESSOLEK, G. und GÄTH, S. (1989): Integration der Wurzellängendichte in Wasserhaushalts- und Kaliumanlieferungsmodelle. Kali-Briefe 19/7, 491-503.
- WESTING, A. und SÖCHTIG, H. (1985): Bestimmung der Wurzelichte in Böden unterschiedlicher Profiltiefe unter Weizen, Gerste und Zuckerrüben. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 43/II, 697 - 701.

Der Einfluß unterschiedlicher Düngung (mineralisch, biologisch-dynamisch) auf die N-Dynamik

von

Meuser, H.* und G. Wessolek**

1. Einführung

Im Rahmen eines Feldversuches auf dem Gelände des Instituts für biologisch-dynamische Landwirtschaft e.V. in Darmstadt wurde der Einfluß unterschiedlicher Düngungsformen (Mineraldünger, organischer Dünger) auf verschiedene Parameter des Bodenwasser- und Bodennährstoffhaushalts sowie des Pflanzenwachstums von Kulturpflanzen und Ackerunkräutern untersucht. Da die sonstigen ackerbaulichen Maßnahmen (Bodenbearbeitung, Einsatz von Pflanzenschutzmitteln) in gleicher Weise durchgeführt wurden, handelte es sich bei dem Feldversuch nicht um einen Systemvergleich zwischen konventioneller und biologischer Landwirtschaft; Unterschiede bei den genannten Parametern ließen sich eindeutig der Düngung zuordnen. Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die Stickstoffdynamik im System Boden - Pflanze. Schwerpunkte sollen dabei die N-Aufnahme der Pflanzen und die N-Verlagerung aus dem Wurzelraum sein. Das Ziel der Untersuchungen soll darin bestehen, einzuschätzen, bei welcher Düngungsform zu welchem Zeitpunkt Stickstoff mineralisiert wird und damit in der Vegetationsperiode den Pflanzen zur Verfügung steht bzw. aus dem Wurzelraum verlagert wird.

2. Versuchsstandort

Die Anlage des Feldversuches erfolgte 1980. Die hier beschriebenen Untersuchungen erstreckten sich auf die Jahre 1986 und 1987. Der Tab. 1 sind die Düngungsformen und -mengen zu entnehmen. Es wurde jeweils mit vierfacher Wiederholung gearbeitet (2 x 4 betrachtete Einzelparzellen von 25 m²).

Bei dem Bodentyp handelte es sich um eine Braunerde mit Bändern aus fluviatilem Sand (Bodenart: msfS) mit der Horizontfolge Ap - Bbtv - Cc; die Horizontmächtigkeiten der einzelnen Parzellen waren annähernd gleich. Im B-Horizont befanden sich maximal 1 cm mächtige Tonbänder, der C-Horizont enthielt im Gegensatz zu den weitgehend entkalkten A- und B-Horizonten über 20 Gew.-% CaCO₃.

* Universität Essen, Institut für Ökologie - Bodenkunde

** TU Berlin, Institut für Ökologie - Bodenkunde

Die $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ -Werte lagen in allen Tiefen im neutralen bis schwach alkalischen Bereich.

1986 wurde Sommerweizen und 1987 Hafer angebaut. Im Winterhalbjahr 86/87 war der Boden unbedeckt (Schwarzbrache), im folgenden Winterhalbjahr wurde Phacelia als Winterzwischenfrucht gesät.

Die Witterungsverläufe der beiden Untersuchungsjahre wichen deutlich voneinander ab (Abb. 1 und 2). Die Vegetationsperiode 1986 war warm und trocken, die des Folgejahres kühlfeucht. Im Frühjahr lagen die Lufttemperaturen 1987 erheblich unter denen des Vorjahres. Im Anschluß an die Sommerweizenernte August 1986 kam es zu Starkniederschlagsereignissen mit 80 mm in drei Tagen.

3. Ergebnisse

3.1. C- und N-Gehalte im Oberboden

Nach sieben Versuchsjahren (1986) konnten im Ap-Horizont signifikant absicherbare Unterschiede im C- und N-Gehalt festgestellt werden (Tab. 2). Die biologisch-dynamische Variante wies höhere Humusgehalte, N(org.)-Gehalte und Gehalte an leicht mineralisierbarem EUF-N(org.) auf; das C/N-Verhältnis dieser Variante war enger.

3.2. N-Entzüge des Getreides

Besonders 1987 war das vegetative Wachstum des Hafers auf den biologisch-dynamischen Parzellen stark eingeschränkt. Wie Abb. 3 zeigt, entzogen die Pflanzen der mit leicht löslichem Kalkammonsalpeter gedüngten Parzellen mehr Stickstoff (Produkt aus Biomassenproduktion und N-Gehalten in den Pflanzen).

3.3. Nitrat-Herbstmineralisierung

Wie die Nitratprofile zu vier Terminen 1986 zeigen (Abb. 4), kam es bereits eine Woche nach der Sommerweizenernte am 12.8.86 zu einem Nitratanstieg in der Krume. Die heftigen Niederschläge in der Folgezeit, die ein schnelles Auffüllen der Bodenwassergehalte auf Feldkapazität verursacht hatten, bewirkten, daß das Nitrat in der Folgezeit bei fehlender Nachfrucht mit dem Sickerwasser schnell nach unten transportiert wurde (Nitratprofile vom 17.9. und 20.11.86). Dabei wurden bei der biologisch-dynamischen Variante größere Mengen nach unten verfrachtet.

Im Herbst 1987 ließ sich bei Anbau der Winterzwischenfrucht kein Anstieg der Nitratwerte im Profil erkennen. Die hohen Restnitratwerte konnten 1987 von den Pflanzen besonders bei der biologisch-dynamischen Variante verwertet werden. Dies läßt sich anhand der aufgeführten Pflanzenparameter ablesen (Tab. 3).

4. Diskussion der Ergebnisse

Die ständige Zufuhr organischer Düngemittel hatte nach sieben Versuchsjahren einen Anstieg der C- und N-Gehalte bei der biologisch-dynamischen Variante bewirkt. Dieses Ergebnis deckt sich mit den Untersuchungen von ABELE (1987) auf dem gleichen Versuchsfeld. Die um 0.4 % erhöhten Humusgehalte lassen eine höhere mikrobielle Biomasse und Aktivität erwarten (GEHLEN und SCHROEDER 1985, KOOP und AHRENS 1987). Folglich muß die potentielle Mineralisierungskapazität bei der Variante biologisch-dynamisch als höher eingestuft werden.

Die aktuelle Mineralisierung ist dagegen stark von Witterungseinflüssen abhängig. Die kühl-feuchte Witterung im Frühjahr 1987 schränkte die Stickstoffverfügbarkeit bei der ausschließlich organisch gedüngten Variante ein (MEUSER 1989), wodurch es zu einem reduzierten vegetativen Pflanzenwachstum kam. Die Folge davon waren geringere N-Entzüge des Hafers 1987.

Eine besondere Problematik ist mit der Stickstoffmineralisierung nach Ernte des Getreides verbunden. Wenn wie 1986 keine Zwischenfrucht angebaut wird, besteht insbesondere bei biologisch gedüngten Flächen die Gefahr, daß größere Mengen unterhalb des Wurzelraumes verfrachtet werden (ROHMANN und SONTHEIMER 1985). Diese Verfrachtung kann bei Sandböden nach hohen Niederschlägen relativ schnell erfolgen (DUYNISVELD 1984), so daß das Nitrat vor Saat der nächsten Sommerfrucht bereits aus dem Wurzelraum verlagert worden ist. Wie das Beispiel 1987 zeigt, vermag jedoch der Anbau einer Winterzwischenfrucht den N-Austrag erheblich zu mindern.

Die höhere Herbstmineralisierung der biologisch-dynamischen Variante kam 1987 dem Wachstum der Phacelia voll zu gute, konnte also positiv verwertet werden. Wie man anhand der Pflanzendaten erkennen kann, war die Phacelia bei dieser Variante wuchskräftiger.

Literatur:

- ABELE, U. (1987):**
 Produktqualität und Düngung - mineralisch, organisch, biologisch-dynamisch
 Schriftenreihe d. Bundesministers f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Reihe A Heft 345
- DUYNISVELD, W.H.M. (1984):**
 Entwicklung und Anwendung von Simulationsmodellen für den Wasserhaushalt und den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden - Ermittlung der Nitratauswaschungsgefahr unter Ackernutzung
 Dissertation TU Berlin
- GEHLEN, P. und SCHROEDER, D. (1985):**
 Enzymtätigkeit, mikrobielle Biomasse und Regenwurmbesatz in "biologisch" und "konventionell" bewirtschafteten Böden unterschiedlicher Nutzung
 Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 43, S. 643-648
- KOOP, W. und AHRENS, E. (1987):**
 Mikrobiologische Vergleichsuntersuchungen am Boden bei unterschiedlichen Düngungsarten und -mengen
 Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., 55, S. 499-504
- MEUSER, H. (1989):**
 Einfluß unterschiedlicher Düngungsformen auf Boden und Pflanze
 Schriftenreihe Landschaftentwicklung und Umweltforschung an der TU Berlin, i.D.
- ROHMANN, U. und SONTHEIMER, H. (1985):**
 Nitrat im Grundwasser - Ursachen, Bedeutung, Lösungswege
 DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut, Uni Karlsruhe

Tab. 1: Düngungsformen und -mengen (kg/ha)

	1986			1987		
	N	P	K	N	P	K
Variante mineralisch	100	33	83	105	33	83
N:Kalkammonsalpeter						
P:Superphosphat						
K:Patentkali						
Variante biologisch-dynamisch						
N,P,K:Mistkompost,Rizinusschrot	80	18	20	95	27	63

Tab. 2: C- und N-Gehalte im Ap-Horizont

	Humusgehalt (Gew. %)	N(org.) Prom.	EUF-N(org.) mg/100 g	C/N- Verhält.
Variante mineralisch	1.62***	0.74***	1.4***	12.7
Variante biol.-dyn.	2.00	1.01	1.8	11.5

Tab. 3: Pflanzenparameter der Winterzwischenfrucht Phacelia vom 13.10.87 (BFI = Blattflächenindex, TM = Trockenmasse)

	Höhe (cm)	Bedeckung (%)	BFI	TM (kg/ha)
Variante mineralisch	29**	40	1.3**	780**
Variante biol.-dyn.	40	90	2.7	1460

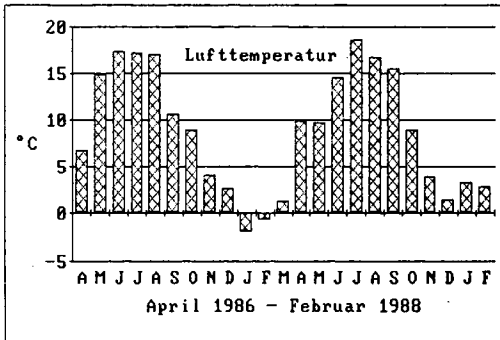


Abb. 1: Verlauf der Lufttemperatur in °C (Monatsmittel) für den Untersuchungszeitraum April 1986 bis Februar 1988

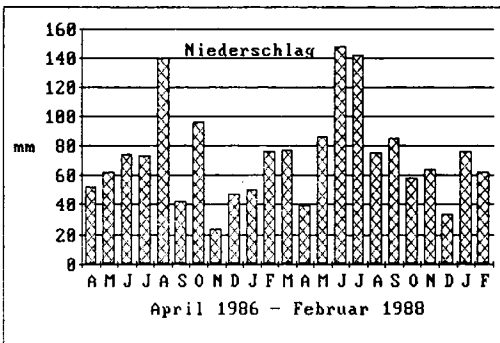


Abb. 2: Niederschlagsmengen (Monatswerte) für den Untersuchungszeitraum April 1986 bis Februar 1988

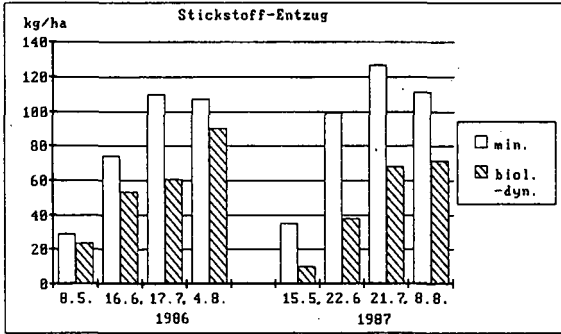


Abb. 3: N-Entzüge von Sommerweizen (1986) und Hafer (1987) zu mehreren Terminen in der Vegetationsperiode

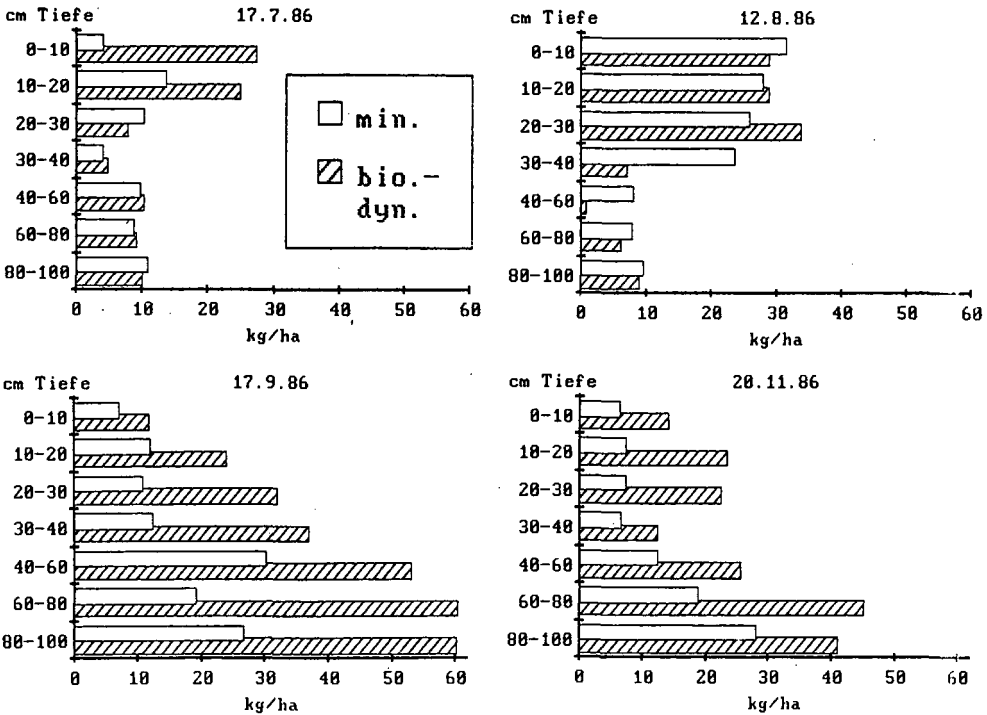


Abb. 4: Nitratprofile zu den Terminen 17.7., 12.8., 17.9. und 20.11.1986

**Niederschlagssulfat als Nähr- und Schadstoff in schleswig-
holsteinischen Böden unterschiedlicher Nutzung**

M. Peters und H.-P. Blume*

Der Schwefeleintrag der Atmosphäre dient einerseits der Schwefelversorgung der Kulturpflanzen, andererseits kann Sulfat als Mineralsäure vor allem in den Waldböden zur Versauerung beitragen.

Im folgenden soll über entsprechende Untersuchungen berichtet werden, die in Ost (Siggen, Dannau) - und Mittel (Heidmühlen, Hasenmoor, Segeberger Forst) - Holstein durchgeführt werden.

Der atmogene Schwefel ist zu geringem Teil marinen Ursprungs - als Salz aus dem Meerwasser -, aber zu überwiegendem Teil anthropogener Herkunft aus der Energiegewinnung fossiler Brennstoffe.

Der Gesamtschwefeleintrag der Niederschläge betrug in Schleswig-Holstein 15-16 kg/ha·a. Mit der Kronentraufe wurden 21 kg/ha unter Buche bzw. 44 kg/ha unter Fichte (infolge starker Filterung feuchter Deposition) eingetragen. Der anthropogene Anteil liegt bei allen Standorten über 90 % (Tab. 1).

Die Schwefelzufuhr durch Niederschlag und Düngung war bei allen Ackerstandorten geringer als der Entzug der Pflanzen und der Austrag mit dem Sickerwasser (Tab. 2). Bei Stallmist- bzw. Güllegaben ist die Bilanz - wie bei den Standorten Dannau und Heidmühlen ersichtlich - noch annähernd ausgeglichen. Der intensive Ackerbaubetrieb (Siggen), der viehlos wirtschaftet und auch keine schwefelhaltigen Handelsdünger einsetzt, hat dagegen eine negative Schwefelbilanz. Der Entzug dürfte beim Anbau von Raps - mit hohem Schwefelbedarf - noch höher liegen. Bei einer Düngung, wie sie für den Siggener Standort zu empfehlen wäre, muß aber berücksichtigt werden, daß diese Düngung sehr gezielt

*Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr.40, Uni. Kiel

ausgebracht werden muß, da Sulfat im großen Maße der Auswaschung unterworfen ist. Bei pH- Werten zwischen 6,2 und 7 (Unterboden 7,6) findet keine nennenswerte Sulfatsorption statt. Auch der Standort Hasenmoor weist trotz Stallmistgaben eine negative Bilanz auf. Längerfristig kann auch hier nicht auf eine zusätzliche Schwefeldüngung verzichtet werden.

Aufgrund der höheren Schwefeleinträge und gleichzeitig geringeren Schwefelauswaschungen fand bei den Waldstandorten eine Schwefelanreicherung im Boden von ca. 4 bzw. 24 kg/ha statt (Tab. 3). Die Schwefelentzüge über die Holzernte betragen nach KREUTZER (1984) und ISERMANN (1983) weniger als 2 kg/ha*a. Der Schwefelbedarf der Forstpflanzen liegt bei max. 5 - 10 kg/ha*a (KREUTZER 1984), wovon aber -3,5 kg/ha*a über den Streufall zum Boden zurückkehren. Der Schwefelaustrag liegt mit 16 bzw. 19 kg/ha unter den Austrägen der Freilandstandorte (Tab. 2 & Tab. 3). Dies läßt sich zum Teil durch die geringere Sickerungsrate, aber auch durch die stärkere Sulfatsorption im Boden erklären: bei pH-Werten unter 4 findet nämlich eine Sulfatsorption überwiegend durch Fe-Oxide statt (MEIWES et al., 1980).

Auf landwirtschaftlich genutzten Flächen werden die durch Niederschläge eingetragenen H-Ionen durch Kalkdüngung abgepuffert. Als Folge der Schwefeldeposition wurden den beiden Waldstandorten 1.2 (unter Buche) und 2.0 kg H⁺/ha*a (unter Fichte) zugeführt. Dieser Säureeintrag ist auf den bereits weitgehend an Basen verarmten Waldböden - Basensättigung des Podsoles 11 %, der Parabraunerde - 15 % - nicht zu vernachlässigen, sondern sollte durch entsprechende Kalkung kompensiert werden.

Literatur:

- GRANAT, L. (1972): On the relation between pH and chemical composition in atmospheric precipitation, Tellus 24; 550-561
- ISERMANN, K. (1983): Bewertung natürlicher und anthropogener Stoffeinträge über die Atmosphäre als Standortfaktoren im Hinblick auf die Versauerung land- und forstwirtschaftlich genutzter Böden; VDI- Berichte 500,307-335

- KREUTZER, K. (1984): Mindern Düngungsmaßnahmen die Waldschäden?
Allgem.Forstz. 30, 771-773
- MEIWES, K. J.; P. K. KHANNA & B. ULRICH (1980): Retention of sulphate by an acid brown earth and its relationship with atmospheric input of sulphur to forest vegetation, Z. Pflanzenern. & Bodenkde 143, 402-411

Tab. 1: SO₄-S - Einträge der Niederschläge in Ost- und Mittelholstein (Mittel der Jahre 1986 und 1987)

	NS mm	SO ₄ -S	
		gesamt	anthropogen
		- - - - - kg/ha - - - - -	
<u>Freilandniederschlag</u>			
Siggen	570	16,0	15,4
Dannau	690	15,5	14,6
Heidmühlen	786	16,3	15,3
Hasenmoor	796	15,0	13,8
<u>Kronentraufe</u>			
Siggen (Buche)	354	21,1	19,5
Segeberger Forst(Fichte)	542	43,9	41,5

Tab. 2: SO₄-S Bilanzen der Freilandstandorte (Jahresmittelwerte der Jahre 1986 und 1987)

	Siggen		Dannau		Heidmühlen		Hasenmoor	
	NS mm	SO ₄ -S kg/ha	NS mm	SO ₄ -S kg/ha	NS mm	SO ₄ -S kg/ha	NS mm	SO ₄ -S kg/ha
<u>Niederschlag</u>	570	16,0	690	15,5	786	16,3	796	15,0
<u>Düngung</u>		0		15,6		16,6		15,2
<u>Entzug</u>	454	16,4	442	8,6	456	10,0	461	11,8
<u>Austrag*</u>	116	18,4	248	27,4	330	25,5	335	26,4
(N+D)-(E+A)		-18,8		-4,9		-2,6		-8,0

*in 1,2 m (Siggen, Dannau); in 1,6 m (Heidmühlen, Hasenmoor)

Tab. 3: SO₄-S Bilanzen der Waldstandorte (Jahresmittelwerte der Jahre 1986 und 1987)

	Siggen (Buche)		Segeberger Forst (Fichte)	
	NS mm	SO ₄ -S kg/ha	NS mm	SO ₄ -S kg/ha
Kronentraufe	354	21,1	542	43,9
Austrag*	78	16,0	148	18,8
(K-A)		+4,1		+24,1

*in 1,2 m (Siggen); in 1,6 m (Segeberger Forst)

Biomasse und Elementgehalte der Wurzeln eines 100jährigen Fichtenbestandes auf Pseudogley-Braunerde im Schwarzwald

von

S. Raspe und K.-H. Feger^{*})

1. Einleitung und Zielsetzung

Das Wurzelsystem von Waldbäumen wurde früher meist nur qualitativ beschrieben. Nicht zuletzt wegen der großen Schwierigkeiten und Mühen beim Ausgraben dieser großen unterirdischen Organe beschränken sich die meisten neueren Wurzeluntersuchungen auf die Feinwurzeln. Eine quantitative Erhebung der gesamten ober- und unterirdischen Biomasse und der darin festgelegten Elementvorräte ist aber eine grundlegende Voraussetzung für die Analyse des Bioelementhaushaltes von Waldökosystemen.

Diese Untersuchung hatte deshalb zum Ziel die Verteilung der unterirdischen Biomasse eines Fichtenbestandes quantitativ zu erfassen und die Elementgehalte der Wurzeln in unterschiedlichen Tiefenstufen zu bestimmen. Aus der Biomasse und den Elementgehalten können die Elementvorräte in der Wurzelbiomasse für den Untersuchungsbestand berechnet werden. Da auch eine Inventur der oberirdischen Teile derselben Bäume durchgeführt wurde, kann die Nährstoffversorgung der ober- und unterirdischen Baumkompartimente verglichen werden.

2. Standort

Die Untersuchungen wurden auf den ARINUS-Versuchsflächen (Zöttl et al., 1987) im Stadtwald von Villingen-Schwenningen an der Ostabdachung des Mittleren Schwarzwaldes durchgeführt. Ausgangsgestein der Bodenbildung ist der Obere Buntsandstein. Es kommen sandig-lehmige Böden mit StauhORIZONTEN in 50 - 90 cm Tiefe vor. Der Bodentyp auf der Versuchsfläche ist eine schwach pseudovergleyte, schwach podsoliierte Braunerde mit Rohhumusaufgabe. Die chemischen Bodeneigenschaften sind durch geringe Sorptionskapazitäten, niedrige Basensättigung (2 - 4,5 %) und tiefe pH Werte zwischen 3 und 4 gekennzeichnet (vgl. Raspe et al., 1989).

Der 100jährige Bestand weist mit 664 Stämmen/ha eine relativ dichte Bestockung auf. Infolge von Streunutzung und Waldweidewirtschaft in den vergangenen Jahrhunderten wurde der Standort stark devastiert. Dies macht sich heute in einer schlechten Wüchsigkeit ($d_{GZ_{100}} = 7$ Vorratsfestmeter; $BHD_{130} = 27$ cm; Mittelhöhe = 25 m) und in einer nadelanalytisch belegten schwachen N-, P-, und K-Versorgung bemerkbar (Feger, 1988).

^{*}) Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Albert-Ludwigs-Universität, Bertoldstraße 17, D-7800 Freiburg i.Br.

3. Methodik

An einem repräsentativen Baum im Bereich des arithmetischen Grundflächenmittelstammes wurde eine Totalausgrabung vorgenommen. Da es in älteren Beständen erhebliche Wurzelverflechtungen zwischen den einzelnen Bäumen gibt, wurde die Erhebung nicht baumsondern flächenbezogen durchgeführt. Die Flächenbegrenzung wurde zu allen Nachbarbäumen auf halben Abstand gewählt. Aus dieser 16 m² großen Fläche wurden alle vitalen Wurzeln in 7 Tiefenstufen ausgegraben.

	organische Auflage:	8 cm	Schichtdicke
0 -	-10 cm Mineralboden:	10 cm	Schichtdicke
-10 -	-30 cm Mineralboden:	20 cm	Schichtdicke
-30 -	-50 cm Mineralboden:	20 cm	Schichtdicke
-50 -	-70 cm Mineralboden:	20 cm	Schichtdicke
-70 -	-90 cm Mineralboden:	20 cm	Schichtdicke
-90 -	-120 cm Mineralboden:	30 cm	Schichtdicke

Anschließend wurden die Wurzeln nach dem Durchmesser in die Klassen I bis VII unterteilt (Tab. 1).

Tab. 1: Einteilung der Wurzeln in Durchmesserklassen.

Klasse	Durchmesser	Bezeichnung
I	< 2 mm	Feinwurzeln
II	2 - 5 mm	Schwachwurzeln
III	5 - 10 mm	Mittelwurzeln
IV	10 - 20 mm	Grobwurzeln
V	20 - 50 mm	Derbwurzeln
VI	50 - 100 mm	Starkwurzeln
VII	> 100 mm	Wurzelstock

Eine detaillierte Beschreibung der Methoden und Probeflächenabgrenzung findet sich bei Raspe et al. (1989).

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1. Biomasse

Die ober- und unterirdischen Biomassevorräte sind in Abb. 1 dargestellt. Die Wurzelbiomasse von 65,5 t/ha macht ca. 20 % der gesamten Biomasse des Bestandes aus. Beachtenswert ist, daß etwa 50 % der gesamten Wurzelmasse vom Wurzelstock mit seinen Hauptwurzelnäufen gebildet wird.

Die Tiefenverteilung der einzelnen Wurzelklassen wird aus Abb. 2 ersichtlich. Die gesamte Wurzelmasse nimmt deutlich von oben nach unten ab. Der Wurzelstock konnte aufgrund des großen Durchmessers nicht auf die Tiefenstufen aufgeteilt werden. Er ist als Rahmen bis 30 cm Tiefe eingezeichnet. Bis zu dieser Tiefe kommen auch 90 % der Gesamtwurzelmasse vor, was als Hauptwurzelzone bezeichnet werden kann. Auch die Schwachwurzelmasse befindet sich überwiegend in den oberen Bodenschichten. Nur ein geringer Teil

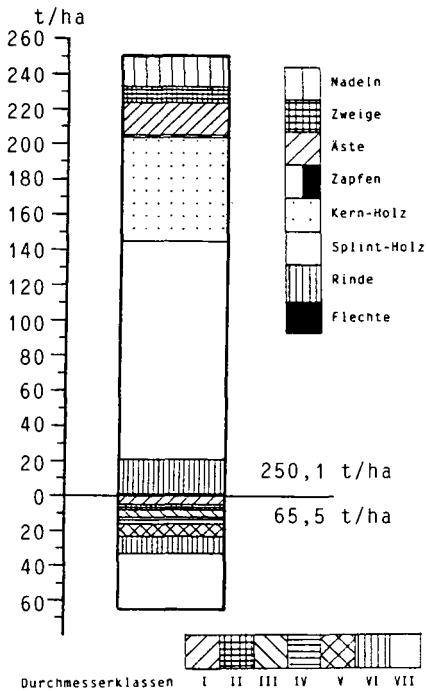


Abb. 1: Ober- und unterirdische Biomasseverräte

4.2. Elementgehalte

Die Gehalte aller Elemente mit Ausnahme von Kalium und Calcium nehmen in jeder Tiefenstufe mit zunehmendem Durchmesser ab. In Abb. 3 ist dies exemplarisch an den N- und K-Gehalten der Wurzeln aus der organischen Auflage dargestellt. Bei den K- und Ca-Gehalten kommt in den oberen drei Tiefenstufen jeweils ein Maximum in den Mittelwurzeln vor.

Die Elementgehalte in den Wurzeln zeigen eine deutliche Abhängigkeit von der Entnahmetiefe, wie aus den Tiefenfunktionen der Elementgehalte, insbesondere der Feinwurzeln, ersichtlich wird (Abb. 4). Bei N, S und P weisen die Feinwurzeln entsprechend den Bodeneigenschaften die höchsten Gehalte in den humosen Bodenhorizonten auf. Die S-Gehalte in den Feinwurzeln sind mit 0,77 mg/g TS in der organischen Auflage und 0,55 mg/g in größerer Tiefe ausreichend. Die K-, Mg- und Al-Gehalte in den Feinwurzeln nehmen entsprechend der Austauschschicht und Zusammensetzung des Bodensickerwassers (Feger et al., 1988) mit der Tiefe zu. Aufgrund der komplexierenden Wirkung der gelösten organischen

reicht als Ausgangspunkt für mächtige Senker in Stocknähe bis zu 50 cm Tiefe herab. Von Senkern wird auch die bis 90 cm reichende Derbwurzelmasse gebildet. Besonders für Fein-, Schwach- und Mittelwurzeln ist eine exponentielle Abnahme im Tiefenprofil zu erkennen. Sie werden jedoch zusammen mit den Grobwurzeln noch bis in die unterste Tiefenstufe angetroffen.

Der Grenzwert für die Intensivwurzelschicht kann bei einer Feinwurzelintensität von 1 g/dm³ gezogen werden. Nur in der Auflage und der obersten Mineralbodenschicht kann daher von intensiver Durchwurzelung gesprochen werden.

Die Ergebnisse der Biomasseerhebung bestätigen das für die Fichte bekannte flache Wurzelsystem auch für diesen Standort. Die bis 30 cm Tiefe reichende Hauptwurzelzone ist jedoch im Vergleich mit anderen Untersuchungen als relativ tiefreichend zu bezeichnen. Die Intensivwurzelschicht dieses Standortes ist dagegen nur sehr flach ausgebildet.

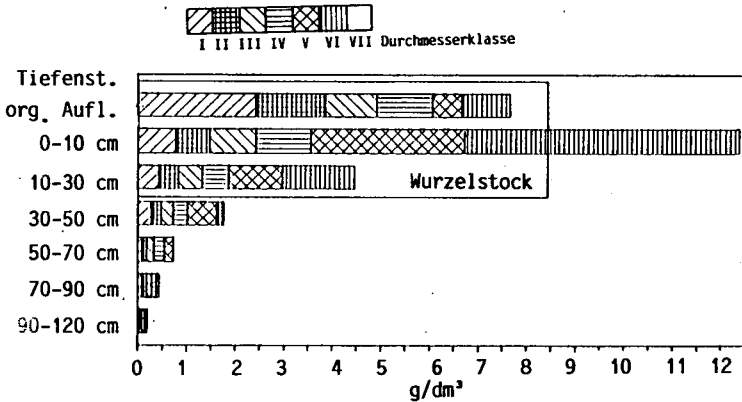


Abb. 2: Durchwurzelungsintensität in g Wurzelstockensubstanz pro dm^3 Boden.

Substanz liegt in der Intensivwurzelschicht der Großteil des Al nicht in ionarer Form vor (vgl. Baur et al., 1988). Die Ca-Gehalte der Feinwurzeln steigen dagegen von Werten um 1,5 mg/g TS im Unterboden auf 3,4 mg/g TS in der Auflage an. So liegen die Ca/Al-Molverhältnisse in den beiden obersten Tiefenstufen (Intensivwurzelschicht) deutlich über 1 und bis 30 cm Tiefe noch über 0,3. Eine Feinwurzelschädigung durch Al-Toxizität nach Ulrich et al. (1984) ist daher für diesen Bestand nicht zu erwarten.

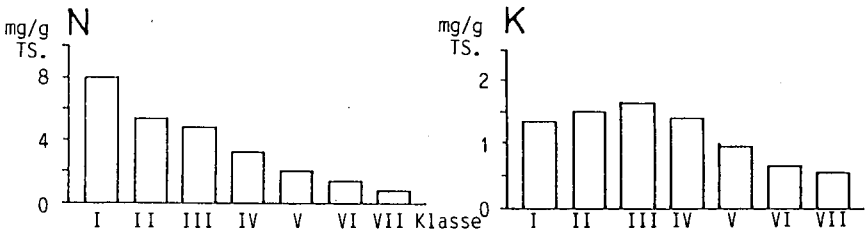


Abb. 3: N- und K-Gehalte (mg/g TS) der Wurzeln aus der organischen Auflage.

Selbst die höchsten N-, P- und K-Gehalte (8,1 mg N/g TS, 0,85 mg P/g TS und 2,4 mg K/g TS) in den Feinwurzeln der organischen Auflage sind im Vergleich mit Werten von Murach (1984) oder Mayer und Heinrichs (1981) sehr gering. Nach Ingestad (1959) ist bei den gefundenen Gehalten bereits mit eingeschränktem Wurzelwachstum zu rechnen. Die geringen Elementgehalte in den Feinwurzeln bestätigen somit die nadelanalytisch festgestellten Ernährungsstörungen des Bestandes.

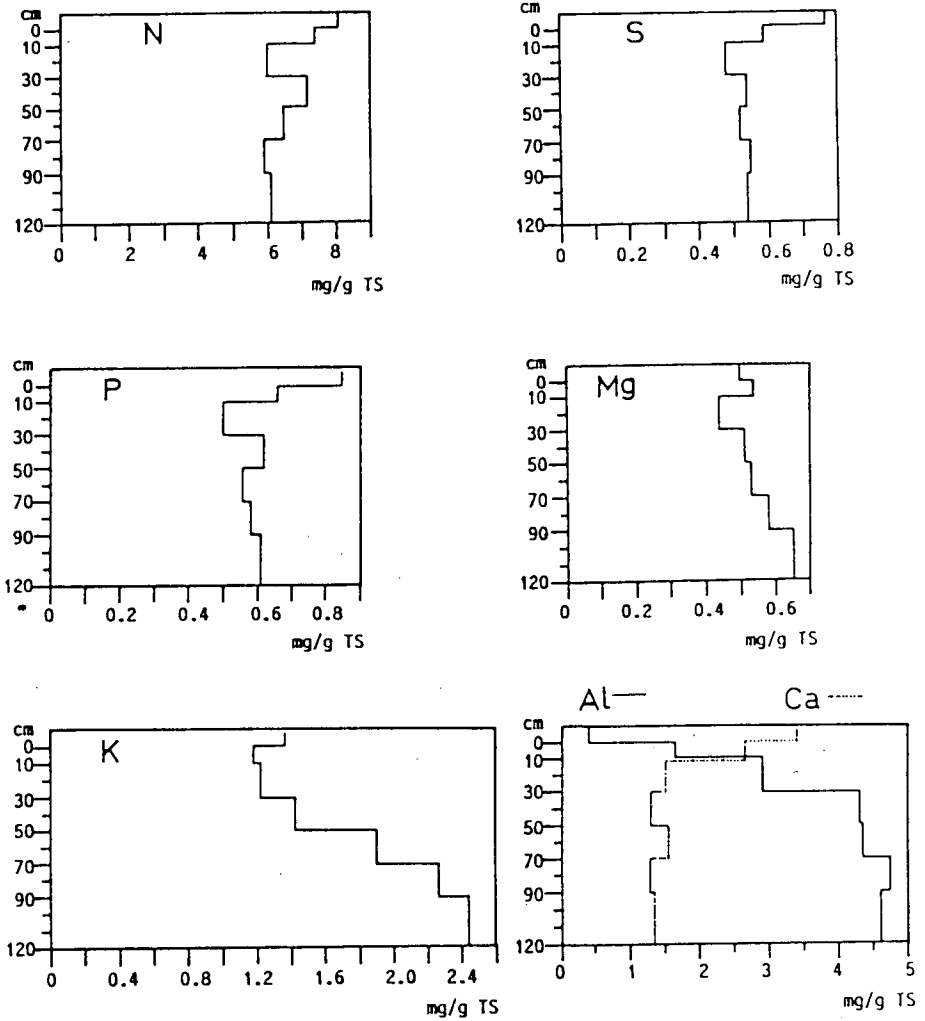


Abb. 4: Tiefenverteilung der Elementgehalte in den Feinwurzeln.

Tab. 2: Elementvorräte in der Baumbiomasse.

Element	N	S	P	CA	Mg	K
	kg/ha					
oberirdisch:	385,5	39,5	33,9	387,1	41,8	199,5
unterirdisch:	134,0	15,0	10,6	97,3	14,3	56,9
gesamt:	519,5	54,5	44,5	484,4	56,1	256,4

Die Elementvorräte in der Biomasse sind Tab. 2 zu entnehmen. Die Verteilung der Elementvorräte innerhalb der Wurzel auf die einzelnen Durchmesserklassen und die Tiefenverteilung ist im wesentlichen abhängig von der Biomasseverteilung. Insgesamt sind ca. 25 % des Gesamtvorrates jedes Elementes in der Wurzel festgelegt. Da die Wurzelbiomasse aber nur 20 % der Gesamtmasse ausmacht, ist das Speichervermögen der Wurzel im Vergleich zu den oberirdischen Baumkompartimenten etwas höher.

Literatur

- Baur, S.; Feger, K.-H.; Brahmer, G. (1988): *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **57**, 141-146.
- Feger, K.-H.; Brahmer, G.; Zöttl, H. W. (1988): *Wasser und Boden* **40**, 574-580.
- Feger, K.-H. (1989): *Kali-Briefe (Bünthehof)* **19** (6), 425-441.
- Ingestad, T. (1959): *II Mineral Nutrition of Spruce. Physiol. Plant.* **12**, 569-593.
- Mayer, R.; Heinrichs, H. (1981): *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **144**, 637-646.
- Murach, D. (1984): *Göttinger Bodenkundl. Berichte* **77**.
- Raspe, S.; Feger, K.-H.; Zöttl, H. W. (1989): *Angew. Botanik* **63**, 145-163.
- Ulrich, B.; Pirouzmanah, D.; Murach, D. (1984): *Forstarchiv* **55**, 127-134.
- Zöttl, H. W.; Feger, K.-H.; Brahmer, G. (1987): *KfK/PEF-Berichte* **12** (1), 269-281.

Förderung:

Das Forschungsprojekt ARINUS wird gefördert aus Mitteln des Landes Baden-Württemberg und der Kommission der Europäischen Gemeinschaften (Projekt Europäisches Forschungszentrum für Maßnahmen zur Luftreinhaltung (PEF) Kernforschungszentrum Karlsruhe)

Messung von Tagesgängen der N₂-Fixierung bei Rotklee mit der Acetylen-Reduktions-Methode in einem Durchflußverfahren

von
Reents, Hans-Jürgen *)

In den Jahren 1986 und 1987 wurden Versuche zur Stickstoff-Fixierung bei Rotklee in Abhängigkeit von Düngung und Anwendung der biologisch-dynamischen Präparate durchgeführt. Dabei wurde die N₂-Bindung im wöchentlichen Intervall und einer jeweiligen Meßdauer von 3 h während der Vegetationsperiode mit der Acetylen-Reduktions-Methode gemessen.

Auf diese Basis wurden die in der Vegetationsperiode gebundenen N-Mengen geschätzt. Sie machten in Abhängigkeit von der Düngungsart einen unterschiedlich hohen Anteil vom Stickstoffgewinn aus, der mit chemischen Mitteln ermittelt wurde. Dies ließ u.a. auf eine unterschiedliche Tagesrhythmik der N₂-Fixierung schließen, so daß sich die Frage stellte, ob und wie weit Veränderungen der N₂-Bindung im Laufe des Tages von der Art der Düngung und der Präparatebehandlung abhängig ist.

Wie in den Vorjahren wurde 1988 ein Gefäßversuch mit folgenden Varianten angelegt:

1	ohne Düngung	
2	" "	+500 (Hornmist)
3	" "	+500 +501 (Hornmist+Hornkiesel)
4	Mistkompost (≅ 2gN/Gef.)	
5	" "	+500
6	" "	+500 +501
7	präparierter Mistkompost (≅ 2gN/Gef.)	
8	" "	+500
9	" "	+500 +501
10	P und K mineralisch wie im Kompost	
11	0.5g N/Gef. zur Saat, P und K wie 10	
12	0.75g N/Gef. zur Saat + 0.75g N/Gef. nach 1.Schn	
	P und K wie 10	

Um den Tagesgang der Nitrogenaseaktivität zu ermitteln, sollten die Pflanzen den natürlichen Umgebungsbedingungen während der Messung ausgesetzt bleiben, damit die Assimilation weitgehend ungestört ablaufen kann. Für die Messung der AR wurde deshalb die hier dargestellte Versuchsanordnung aufgebaut, Abb.1. Der Luftdurchsatz wurde so gewählt, daß das Luftvolumen im Gefäß einmal pro Stunde ausgetauscht werden konnte. Problematisch war vor allem die Abdichtung an den Gefäßrändern und an den Pflanzenstengeln.

*) Institut für biologisch-dynamische Forschung
Brandschneise 5 6100 Darmstadt

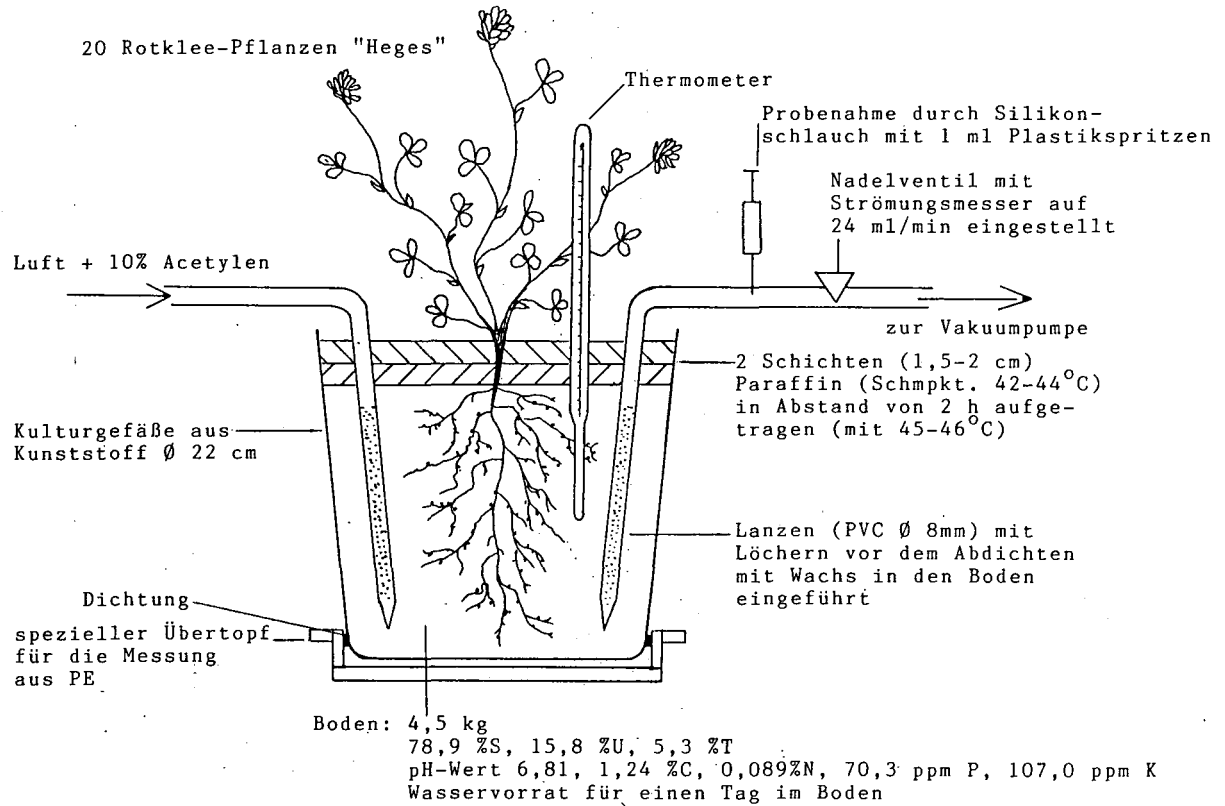
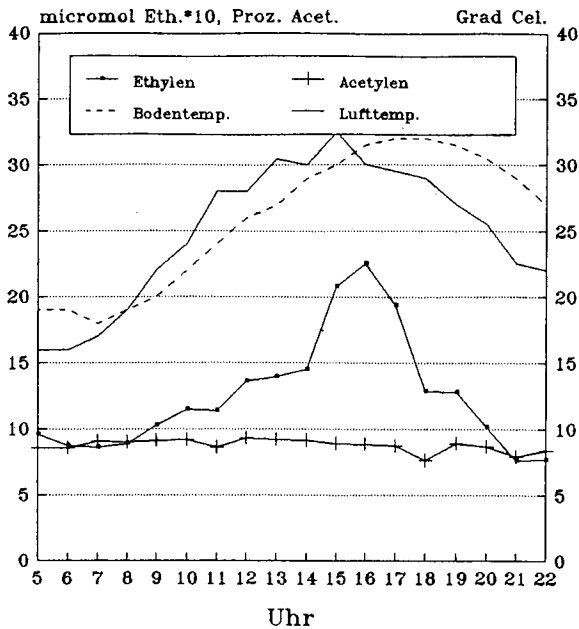


Abb. 1: Schema der Versuchsanordnung zur Messung der Acetylen-Reduktion im Durchflußverfahren



Beispiel 1: AR im Durchflußverfahren, Var.12-6, 10.Aug.

Variante 12	Mineraldüngervariante
Wiederholung 6	Stickstoff in Ammonium- und Nitratform

Aussaat 26.4.88	0.75 gN/Gef. zur Saat
1. Schnitt 12.7.88	0.75 gN/Gef. nach 1.Schnitt

Zum Zeitpunkt der Messung betrug die Sproßmasse:

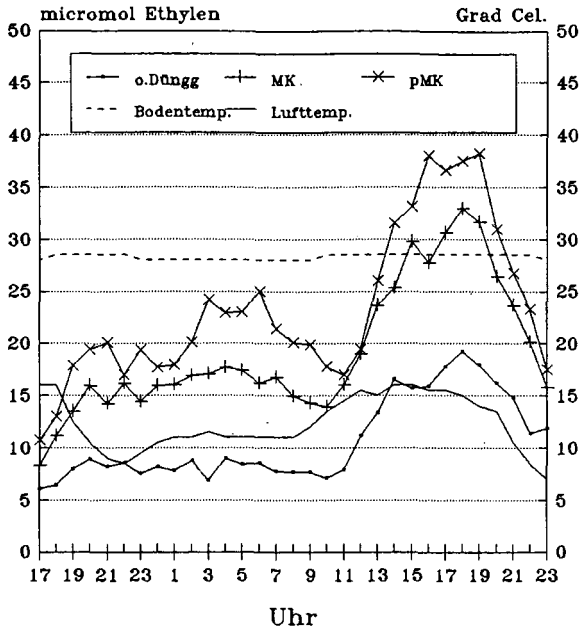
216.1 g FRM 41.0 g TRM 2.80 %N in TRM

Die Abbildung zeigt an einem Beispiel den Tagesgang der Stickstofffixierung, der aber in ähnlicher Weise immer wieder auftritt. Die niedrigsten Werte werden in den frühen Morgenstunden gemessen, der starke Anstieg der Ethylenwerte setzt in der Zeit von 11-15 Uhr ein, das Maximum wird am Nachmittag erreicht. Bis zum Abend fallen die Werte wieder relativ stark ab.

Die absolute Höhe der AR ist mit 225 $\mu\text{mol Eth/h}$ vergleichsweise hoch (MW des Jahres 42.8 $\mu\text{mol Eth/h}$), entspricht aber der starken Pflanzenentwicklung zu diesem Zeitpunkt.

Das Maximum der AR liegt etwas später als das Lufttemperaturmaximum und etwas früher als das Bodentemperaturmaximum.

Der nahezu konstante Acetylenwert zeigt an, daß das Meßsystem während des gesamten Meßzeitraums gasdicht war.



Beispiel 2: AR im Durchflußverfahren, 20. Sept.

Varianten: ohne Düngung; Mistkompost; präparierter Mistkompost
2 g N/Gef. vor der Saat

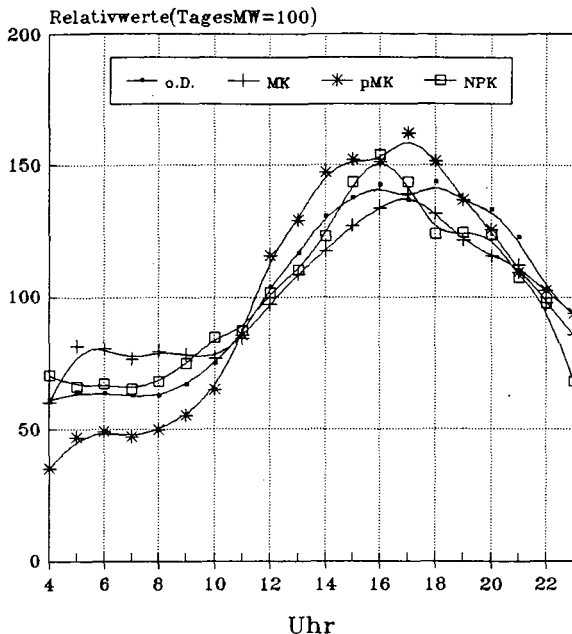
Aussaat: 26.4.88; 1.Schnitt: 12.7.88; 2.Schnitt: 16.8.88

Sproßmasse zum Zeitpunkt der Messung:

o.D.	26.91 g FRM	5.96 g TRM	3.91 %N
MK	57.91 g FRM	12.04 g TRM	3.72 %N
pMK	64.13 g FRM	14.46 g TRM	3.81 %N

Die Bodentemperatur wurde durch ein Wasserbad, in dem die Gefäße standen, auf 28.5 °C konstant gehalten, um diesen möglichen Einfluß auszuschalten. Trotzdem zeigt sich bei allen Varianten ein ausgeprägter Tagesgang mit Minima am Vormittag ($\approx 10^00$) und Maxima am späten Nachmittag ($\approx 18^00$).

Es kann davon ausgegangen werden, daß die Bodentemperatur nicht den wesentlichen Einfluß auf die N_2 -Fixierung ausübt. Die Acetylen-Reduktion ist vor allem von der Pflanzen- bzw. Blattmasse und der Belichtung abhängig und des daraus folgenden Assimilatetransport.



Zusammenfassung: relative Ethylenwerte in Abhängigkeit von der Düngung

Da die Tagesmessungen der Acetylen-Reduktion immer zu einem anderen Entwicklungszeitpunkt der Pflanzen stattgefunden haben, sind die ermittelten absoluten Ethylenwerte miteinander nicht vergleichbar.

Um dennoch Behandlungseffekte sichtbar machen zu können, wurde für jede Messung der Tagesmittel des Ethylens =100 gesetzt und die die einzelnen Meßwerte als Relativwerte dazu errechnet. Diese Relativwerte lassen sich hinsichtlich der unterschiedlichen Behandlungen zusammenzufassen.

Beispiel Düngung:

	o.D.	MK	pMK	NPK	MW
Min.	59.78	52.50	36.08	55.52	53.80
Max.	141.28	147.22	163.54	150.52	147.65
Zeitpkt.	17°°	17°°	16-18°°	16°°	17°°
Diff.	81.49	94.72	127.46	95.00	93.84

Die Differenz bzw. Amplitude ist je nach Düngungsbehandlung unterschiedlich, während eine zeitliche Verschiebung des Tagesganges dadurch nicht beobachtet wurde. Es wird deshalb eher auf einen differenzierten "Umgang" der Pflanzen mit den Assimilaten geschlossen, d.h. Transport, Speicherung und Remobilisierung von Glucose können durch die Düngungsart beeinflusst werden.

Einfluß organischer Liganden auf die Mobilisierung von Phosphat

K. Reichert*, K. Haider** u. M. Fild*

Einleitung

Das anorganische Phosphat ist durch seine Bindung oder Sorption an Eisen-, Aluminium- oder Calcium-Verbindungen nur schwer verfügbar. Geringe Löslichkeitsprodukte sind für diese Verbindungen charakteristisch. Trotzdem können sich Pflanzen und Mikroorganismen durch die Ausscheidung organischer Säuren mehr Phosphor aus diesen Verbindungen aneignen, als es der Löslichkeit entspricht. Verschiedene Aluminiumphosphate sind im Vergleich mit anderen Metallphosphaten besser pflanzenverfügbar (Juo und Ellis 1968). So zeigten z. B. Weidelgras-Versuche in Sandkulturen unter Zusatz von 100 mg kristallinem Aluminiumphosphat innerhalb von 6 Wochen eine Aufnahme von 6 mg P/g Trockenmasse (24% des P im Al-Phosphate). Um den Einfluß organischer Säuren auf die Mobilisierung von adsorbiertem Phosphat bzw. von Phosphat aus Aluminiumphosphat zu untersuchen, wurden Desorptionsverläufe und Auflösungsverhalten bestimmt.

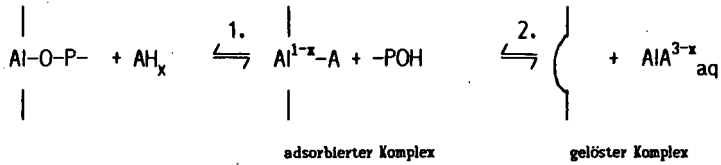
Ergebnisse

Die Desorption von Phosphat bei Böhmit (Oberfläche nach BET = $146,7 \text{ m}^2/\text{g}$), ist abhängig von der jeweils verwendeten Säure, wie Abb.1 zeigt. Oxalat und Citrat desorbieren Phosphat bereits in geringen Konzentrationen. Glutarsäuredihydroxamat bewirkt eine kontinuierliche Freisetzung von Phosphat bei steigender Konzentration des Komplexbildners. Alle anderen Säuren desorbieren ab 5 mM kein zusätzliches Phosphat.

Es kann gezeigt werden (s. Abb.2), daß die verschiedenen organischen Säuren das nachfolgende Gleichgewicht unterschiedlich beeinflussen.

* Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Hagenring 30, Technische Universität, 3300 Braunschweig

** Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 3300 Braunschweig



Insbesondere Oxalat, aber auch die Dihydroxamate setzen mehr Aluminium aus Böhmit frei als Phosphat. Tartrat und Gallat setzen hauptsächlich Phosphat frei. Eine Erklärung hierfür ist, daß alle Säuren (AH_x) an der Oberfläche komplexieren (Gleichgewicht 1) und somit Phosphat verdrängen. Das komplexierende Anion kann dann mit dem Aluminium in Lösung gehen (Gleichgewicht 2). Oberflächenkomplexe, wie die des Citrats, gehen dabei schwerer in Lösung als die des Oxalats. Tartrat und Gallat hingegen verbleiben auf der Oberfläche komplex gebunden (Gleichgewicht 1). Oxalat zeigt somit eine hohe Freisetzung an Aluminium. Bei der großen Oberfläche von Böhmit treten bei den eingesetzten Konzentrationen an Liganden keine wesentlichen Oberflächeneffekte auf, wie sie bei Bayerit beobachtet werden. Es werden lediglich nach Art der eingesetzten Säure die oben aufgeführten Gleichgewichte unterschiedlich beeinflußt.

Bei der wesentlich kleineren Oberfläche von Bayerit (Oberfläche nach BET 2,2 m²/g) ergeben sich für Oxalat und Citrat im Vergleich zu Böhmit unterschiedliche Desorptionsverläufe (s. Abb.3). Hier zeigt Oxalat die besten Desorptionseigenschaften. Bei geringen Säurekonzentrationen wirkt Citrat ebenfalls sehr gut. Ab einer Säurekonzentration von 0,5 mM tritt jedoch keine weitere Desorption mehr ein. Das Tartrat wirkt erst bei hohen Konzentrationen ähnlich gut wie das Citrat. Bei hoher Belegung der Oberfläche durch Citrat wird die weitere Freisetzung von Phosphat gehemmt (Bildung eines negativen Oberflächenpotentials).

Um Auflösungsgeschwindigkeiten zu erhalten, wurden Versuche an kristallinem und amorphem Aluminiumphosphat durchgeführt. Wie Abb. 4 zeigt, wird bei logarithmischer Auftragung der Auflösungsgeschwindigkeit gegen die Säurekonzentration (log v = log k + n·log c) für Oxalat und Tartrat ein linearer Verlauf erhalten. Bei geringen Konzentrationen (8 mM) von Citrat und Glutarsäuredihydroxamat ist der Verlauf ebenfalls linear. Bei höherer Konzentration tritt bei Citrat ein hemmender Belegungseffekt ein, so daß die Auflösungsgeschwindigkeit unabhängig von der Konzentration ist (Reaktion 0. Ordnung). Hingegen ist die Auflösungsgeschwindigkeit bei höheren Konzentrationen des Glutarsäuredihydroxamats direkt proportional zur Konzentration (Reaktion 1. Ordnung). Wahrscheinlich wirkt diese Verbindung bei geringer Oberflächenbelegung als zweizähliger Ligand, und bei höheren Belegungsgraden als

einzähniger oder verbrückender Ligand.

Die Reaktionsordnung steigt beim Übergang vom kristallinen zum amorphen Produkt an. So verändert sich die Reaktionsordnung z. B. für Oxalsäure von 0,25 (kristallines Produkt) auf 0,42 (amorphes Produkt). Bei der großen Oberfläche des amorphen Aluminiumphosphates werden die Auflösungsgeschwindigkeiten des Citrats und die des Glutarsäuredihydroxamates linear, da hier keine hohen Belegungsgrade auftreten. Eine Erhöhung der Temperatur um 10°C verursacht für alle Systeme eine Verdreifachung der jeweiligen Auflösungsgeschwindigkeit.

Diskussion

Die Desorption von Phosphat an Aluminiumhydroxid (Earl et al. 1979) bzw. die Auflösung von Aluminiumphosphat läßt sich mit einer direkten anionischen Konkurrenz um die zur Verfügung stehenden Plätze erklären. Wie unsere Versuche zeigen, ist dies abhängig von der Art und Konzentration des Anions, sowie von der spezifischen Oberfläche des Festkörpers.

Für die Auflösung eines Aluminiumphosphates können die Phasengrenzreaktionen, wie Adsorption oder Lösung des gebildeten Oberflächenkomplexes, geschwindigkeitsbestimmend sein. Dadurch ergeben sich mit den eingesetzten Säuren Reaktionsordnungen zwischen 0 und 1.

Bei der Adsorption einzähniger Liganden wird lediglich eine P-O-Bindung durch ein Anion substituiert. Wird jedoch ein zweizähniger Ligand (Oxalat) sorbiert, erhöht sich die Oberflächenladung um eine negative Einheit. Ein weiteres Gleichgewicht (s. oben) besteht mit dem in Lösung gehenden Metallkomplex. Ist dieses für die Reaktionsgeschwindigkeit bestimmend, machen sich die Veränderungen der Oberflächenladungen bemerkbar. So erfolgt die Komplexierung von Citrat über 2 Carboxyl- und eine Hydroxyl-Gruppe dreizähnig; dadurch erhöht sich die Oberflächenladung um 3 negative Einheiten. Die dritte Carboxyl-Gruppe liegt vollständig dissoziiert vor und ist in die Lösung gerichtet (Motekatis, Martell 1984).

Bei hohem Belegungsgrad wird durch das negative Potential an der Oberfläche ein weiterer Angriff von Anionen gehemmt, was im Fall von Citrat zu einer Reaktion 0-ter Ordnung führt. Bei speziellen Liganden, wie dem Glutarsäuredihydroxamat, besteht die Möglichkeit, durch unterschiedliche Komplexierung (wechsel von mehr- zu einzähniger Koordination) die Reaktionsordnung bei hoher Belegung zu erhöhen.

Aus vorhergehenden Arbeiten von Koch (1965) ist bekannt, daß die Auflösungsgeschwindigkeit bei leicht löslichen Metalloxiden diffusionsbestimmt ist. Für die Auflösung schwerlöslicher Metalloxide hingegen kann die Diffusion nicht geschwindigkeitsbestimmend sein. Vielmehr wird hier die Phasengrenzreaktion zum

geschwindigkeitsbestimmenden Schritt. Die Reaktionsordnungen sind folglich nicht immer erster Ordnung. Je schwerer löslich die Phosphate sind, desto wichtiger wird das Koordinationsverhalten der Säure auf der Phasengrenzfläche und die damit verbundenen Veränderungen auf der Oberfläche. Mit der Bildung von Oberflächenkomplexen mehrzähliger Liganden werden Ladungsverhältnisse an den Grenzflächen beeinflusst. Durch diese Adsorptionsreaktion wird die Oberfläche modifiziert und Lösungsprozesse entweder inhibiert oder aktiviert.

Literatur

Earl, K. D., J. K. Syers and J. R. McLaughlin (1979)

Origin of the effects of citrate, tartrate and acetate on phosphate sorption by soils and synthetic gels. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **43**, 674-678.

Juo, A. S. R. and B. G. Ellis (1968)

Chemical and physical properties of iron and aluminum phosphate and their relation to phosphorus availability. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **32**, 216-221.

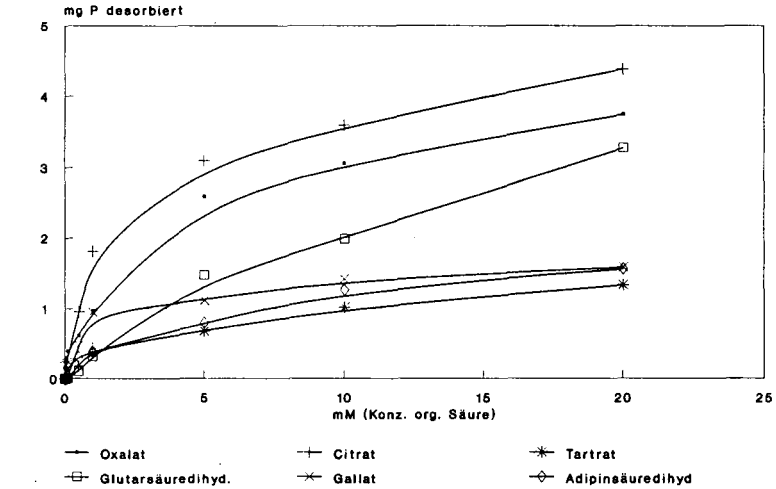
Koch, G. (1965)

Kinetik und Mechanismus der Auflösung von Berylliumoxyd in Säuren. *Berichte der Bunsengesellschaft*, **69**, 141-145.

Motekaitis R. J. and A. E. Martell (1984)

Complexes of aluminum (III) with hydroxy carboxylic acid. *Inorg. Chem.*, **23**, 18-23.

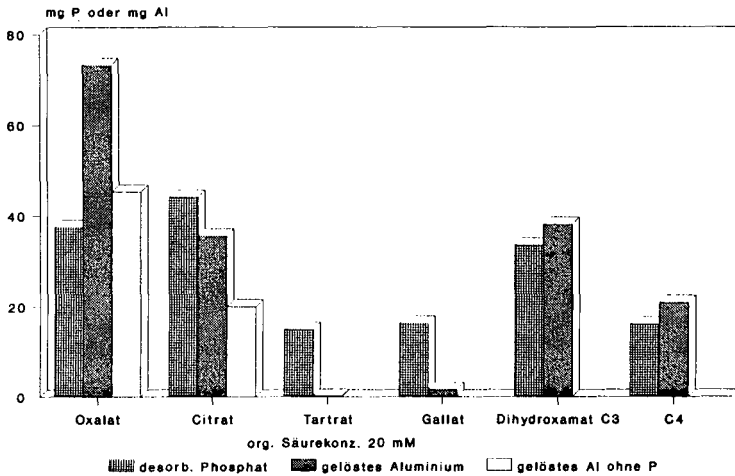
Desorption von Phosphat
Böhmite



pH 6,6
 Oberfläche (BET) = 146,7 m²/g

Abb.1

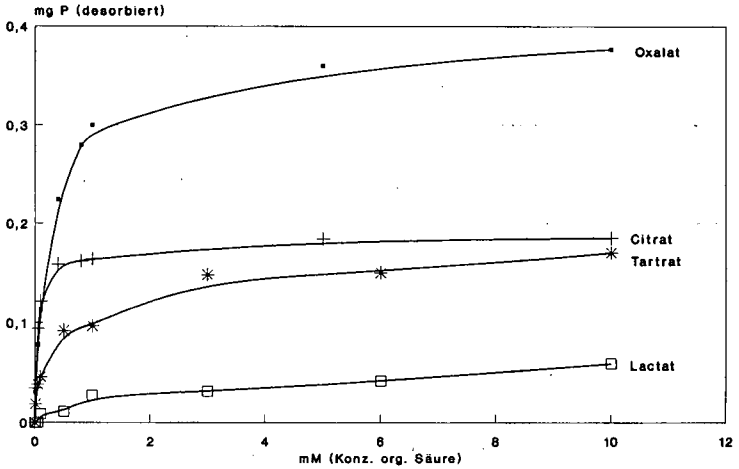
Phosphatdesorption und Aluminiumlöslichkeit von Böhmite



pH 6,6 / T = 23°C
 Oberfläche = 146,7 m²/g
 Reaktionszeit 24 h

Abb.2

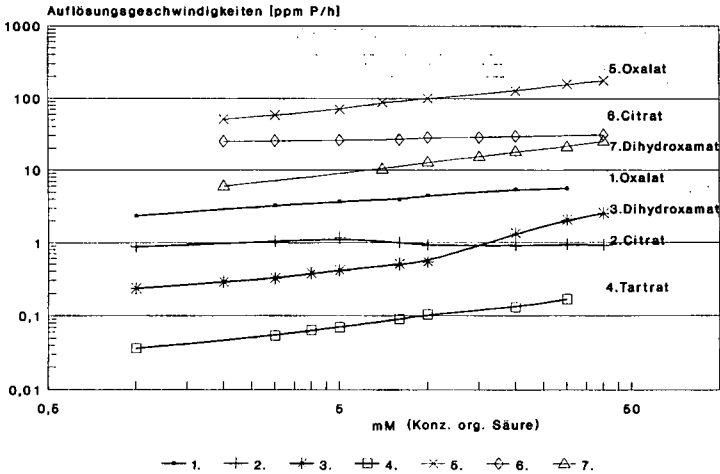
Desorption von Phosphat
Bayerit
Einfluß von Carbonsäuren



pH 5,6 / T = 23 C
Oberfläche (BET) = 2,2 m²/g
Reaktionszeit 24 h

Abb.3

Auflösungskinetik von Aluminiumphosphat
in Gegenwart von organischen Säuren



pH = 5,6 / T = 25°C / bezogen auf 1g
1-4 kristallines Aluminiumphosphat 2m²/g
5-7 amorphes Aluminiumphosphat 90,4 m²/g

Abb.4

Ton- und Humusgehalt zur flächendeckenden Abschätzung der
N-Mineralisation mit quantitativen Modellen

von

Richter, G.M.¹⁾, Silvia Perbandt, Marco Roelke¹⁾, Richter, J.¹⁾

Die Berechnung der N-Mineralisation durch einfache quantitative Modelle ermöglicht die Optimierung der Düngung mit Stickstoff. Die damit verminderten Restnitratgehalte sind bestimmend für die Nitratauswaschung im Winterhalbjahr. Zur Regionalisierung schlag-spezifischer Punktmodelle ist es notwendig, die Parameter der N-Mineralisation durch eine einfache Beziehung zu den Bodeneigenschaften darzustellen.

Ziel dieser Untersuchung war es, (1.) die Höhe der kleinräumigen, schlagspezifischen Variabilität der Mineralisationsparameter von Ackerstandorten festzustellen, (2.) die Beziehung zwischen der grossräumigen, regionalen Variabilität der Bodeneigenschaften und den Parametern der N-Mineralisation herzustellen, um die Aussagekraft digitaler Bodeninformationen nach der Kartieranleitung zu prüfen und (3.) die Bedeutung der kurz- und langfristige Bewirtschaftung für die Mineralisation bodeneigenen Stickstoffs heraus-zustellen.

M e t h o d e n:

Die N-Mineralisation nach Stanford und Smith (1972) wurden an zahlreichen Lehmböden der Lössbörde und des Weserberglands, sowie Sand- und Moorböden der Geest gemessen. Die Parameter des teil-linearen Modelle (1. + Nullter Ordnung) zur Beschreibung der Kinetik der N-Mineralisation wurden durch nicht-lineare Regression bestimmt. Dabei wurden Abbaukoeffizient und Potential einer leicht abbaubaren Fraktion (k_d , N_d) und die quasi-lineare Abbaurate einer schwer mineralisierbaren Fraktion ($C_r = N_r * k_r$) ermittelt. Die Beziehung von C_r zu den häufig digital verfügbaren Bodeneigenschaften wie Ton- und Humusgehalt (C_{org}), aber auch zum Gesamtstickstoff (N_t), sowie ihre Variabilität wurde mit statistischen und geostatistische Methoden untersucht.

S c h l a g s p e z i f i s c h e V a r i a b i l i t ä t

Die auf einem 4 * 13 Raster (15m) untersuchten Bodeneigenschaften zeigen eine starke Zweiteilung der Ackerfläche nach Bodentyp. Innerhalb eines Bodentyp ist die Variabilität gering (10-max 30%). Im Gleyboden sind die Humus- und Stickstoffgehalte signifikant höher als in der Parabraunerde. Die mittlere N-Mineralisation im Brutversuch bestätigt diesen Unterschied, wie auch das zur Düngeempfehlung herangezogene N_{min} und $EUF-N$. Ein signifikanter Unterschied ergibt sich für die schwer verfügbare N-Fraktion, nicht aber für die leicht mineralisierbare Fraktion (N_d). Dies ist nach der 25-jährigen gleichartigen Bewirtschaftung beider Flächen nicht zu erwarten.

1)

Inst. f. Geographie u. Geoökologie, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

Die Trendanalyse weist für die Gesamtfläche ca. 70 % als "deterministische" (räumlich gerichtet), die Variogramm-Analyse ca. 15 % als "räumlich abhängige" und 15 % als rein "stochastische" Variabilität aus. Die Regressionsanalyse bestätigt den engen Zusammenhang zwischen Humusgehalt und der N-Mineralisationsrate bei homogener Bewirtschaftung ($r = 0.88$, $p < 0.001$).

R e g i o n a l e V a r i a b i l i t ä t

Für eine Vielzahl von Böden aus unterschiedlichen Ackerbau-Gebieten konnte gezeigt werden, dass mit dem Tongehalt die Mineralisationsrate zunimmt ($p < 0.05$), dass aber dieser Effekt durch den Humusgehalt überlagert wird. Die N-Mineralisationsrate (C_r) steigt in Mineralböden stark mit dem Humus- und Gesamt-N-Gehalt ($r = 0.74$ bzw. $r = 0.77$; $p < 0.001$), ist dann aber durch die relative Abnahme des mineralisierbaren N (N_0) mit steigenden Gesamtgehalten geprägt.

Der Humus, insbesondere aber der N_0 -Gehalt ist ein guter Indikator für kurzfristige und langfristige Änderungen in der Bewirtschaftung, - wie Wechsel im Anbausystem, Humuswirtschaft, Kalkung bzw. Krumentiefung und Grünlandumbruch. Dies ist selbst in relativ homogenen Ackerbau-Regionen von Bedeutung (Richter et al., 1988).

Die Streuung der N-Mineralisationsrate innerhalb einer Humusgehaltsklasse ist besonders bei traditionellen Ackerböden so gross, dass ihre zuverlässige Voraussage nach diesem Kriterium nicht möglich ist. Ein interessantes Phänomen ist aber die Ähnlichkeit der Regressionskoeffizienten (C_r nach C_{0-90}) für die Fläche homogener und viele Flächen heterogener Bewirtschaftung. Daraus könnte die "Basis-N-Nachlieferung" abgeleitet werden, die eine sichere Trennung von Boden-N und Pflanzenresiduen möglich macht.

N u t z u n g s e i n f l ü s s e

Der Vergleich der Parameter bei unterschiedlicher Vorfrucht oder Bewirtschaftungsänderung zeigt, dass z.B. Leguminosen (Ackerbohne) zwar auch die N-Mineralisationsrate C_r leicht erhöhen, aber wie Gemüse in erster Linie die leicht verfügbare N-Fraktion (N_{0-1} , k_d) anheben. Die N-Nachlieferung auf den ehemaligen Grünlandflächen liegt im Mittel in beiden Fraktionen doppelt so hoch.

Der Vergleich der Restnitratgehalte auf unterschiedlich stark nachliefernden Böden, wie Parabraunerde, Gley, Niedermoor (22, 48 bzw. 78 kg N/ha bei gleicher Nutzung) zeigen deutlich, dass diese Nachlieferung von Boden-Stickstoff unterschätzt wird.

A u s b l i c k

In der weiteren statistischen Bewertung dieses Datenpools soll untersucht werden, ob die bodenspezifische N-Nachlieferung von derjenigen aus Pflanzenresiduen, Humuswirtschaft und Bewirtschaftungsänderung zu trennen ist. Es stellt sich weiter die Frage, ob ein einfach messbarer Kennwert (z.B. N_{0-90} -CaCl₂) die Berechnung der N-Mineralisation nach Humusgehalt verbessern kann.

L i t e r a t u r:

Richter, G.M., A.Hoffmann, J. Richter (1988). N-Mineralisation nach Krumentiefung und Grünlandumbruch in lehmigen Ackerböden. VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongressband 1988, TEIL II, S. 43-52.

Zur Dynamik der Oberflächenverschlammung in Abhängigkeit von Niederschlag und Standortbedingungen

von

C.H. Roth,^{*)} H. Bohl^{*)} und R. Schwartengraber^{**)}

Einleitung

Verschlammungen an der Bodenoberfläche führen bei konventioneller landwirtschaftlicher Nutzung, insbesondere nach der Aussaat von Zuckerrüben, aufgrund einer Abnahme der gesättigten Leitfähigkeit vermehrt zu Oberflächenabfluß (Bradford et al., 1987, Roth et al., 1988). Somit ist die Oberflächenverschlammung nicht nur ein wichtiger Faktor bei der Auslösung von Bodenerosion, sondern auch bei der Belastung von Vorflutern mit Nitrat, Phosphat und Pflanzenbehandlungsmitteln.

Einige wichtige für die Verschlammungsbildung relevante Faktoren sind Niederschlagsenergie, Bodenfeuchte, Aggregatstabilität und -größe, Textur und Oberflächenrauigkeit (Mc Intyre, 1958, Moldenhauer und Long, 1964, Farres, 1978, Schrey, 1987).

Die Zusammenhänge zwischen letztgenannten Faktoren und der Verschlammung sind nur wenig quantifiziert worden, denn bislang war es schwierig eine direkte Bestimmung des Ausmaßes der Verschlammung durchzuführen.

Es ist nun von Roth et al. (1988) und im Rahmen der vorgestellten Arbeit eine Methode in Anlehnung an Mc Intyre (1958) weiterentwickelt worden, die es ermöglicht, die gesättigte Leitfähigkeit sowohl an im Gelände genommenen als auch im Labor künstlich erstellten Stechzylinderproben zu ermitteln. Aus den gesättigten Leitfähigkeiten von unverschlammten und verschlammten Proben wird dann ein Verschlammungsindex errechnet, der in Beziehung gesetzt zur Niederschlagsenergie die Basis für einen Vergleich von unterschiedlichen Standorten hinsichtlich ihrer Verschlammungsanfälligkeit bildet.

Zielsetzung

Ziel dieser Arbeit war es erstmals für verschiedene Standorte den Zeitgang der Verschlammung in Abhängigkeit von der Energie natürlicher Niederschläge zu verfolgen.

Langfristig soll damit eine Grundlage erarbeitet werden, um in Kenntnis über die Dynamik der Oberflächenverschlammung ein Modell zu entwickeln, das mit Hilfe von einfach zu bestimmenden klimatischen und bodenbedingten Parametern zuverlässige Schätzungen über das Auftreten von Oberflächenabfluß zuließe.

^{*)} TU Berlin, Inst. für Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

^{**)} Umweltbundesamt, Bismarkplatz 1, 1000 Berlin 33

Material und Methoden

Untersucht wurden bei Adenstedt (Harzvorland) in den Jahren 1988 und '89, jeweils nach konventioneller Saatbettbereitung, drei Zuckerrübenstandorte.

Die Bodentypen und einige wichtige Bodenkenwerte sind in Tab. 1 zusammengefaßt.

Tab. 1: Standorteigenschaften

	Bodentyp	Horizont Tiefe (cm)	Textur Ton Schluff Sand (%)	org. Substanz (% C)	pH in CaCl ₂	Aggregat- stabilitätsindex nach FARRES
Standort 1	Pseudogley- Parabraunerde	Ap 0-5	16,0 75,9 8,1	1,7	7,2	34,4 (22,4.88)
Standort 2	erodierte Parabraunerde	Ap 0-5	11,9 84,4 3,7	1,1	6,9	20,7 (22,4.88)
Standort 3	erodierte Parabraunerde	Ap 0-5	10,3 87,5 2,2	1,2	7,0	n.b.

Von den drei Flächen wurden während der Vegetationsperiode in etwa 2-3 wöchigen Intervallen Stechzylinder (100 cm³) aus der verschlämmten Bodenoberfläche, bzw. nach Beseitigung der bestehenden Verschlämmung aus der unverschlämmten Bodenoberfläche in 0-4 cm Tiefe genommen. Um Abdichtungsprobleme durch Randstörungen zu vermeiden, erwies es sich als zweckmäßig die Stechzylinder unmittelbar nach der Aussaat auszubringen und sie sukzessiv zu den einzelnen Terminen zu entnehmen. Pro Termin betrug die Anzahl der Wiederholungen der verschlämmten, bzw. unverschlämmten Proben jeweils 15-20.

Die gesättigte Leitfähigkeit wurde anschließend im Labor in Anlehnung an McIntyre (1958) mit einem modifizierten Haubenpermeameter nach Hartge bestimmt.

Die besonders zu Beginn des Meßzeitraumes hohe Labilität des Gefüges der noch gering verschlämmten Proben, zumal in gesättigtem Zustand, machte es erforderlich die Messung anfangs in natürlicher Lage des Stechzylinders, mit der Perkolationsrichtung nach unten, vorzunehmen. Erst bei deutlich ausgeprägter Verschlämmung erfolgte, um verstärkten Luftinklusionen bei der Aufsättigung entgegenzuwirken, die Messung invers, d.h. mit der Verschlämmung unten und der Perkolationsrichtung nach oben, wobei zur Stützung des Gefüges das Fehlvolumen mit Mittelsand aufgefüllt wurde.

Zur Kennzeichnung der Verschlämmung wurde pro Termin ein Index aus dem Quotienten der Leitfähigkeit von unverschlämmten zu verschlämmten Proben errechnet, der es ermöglicht Standorte mit unterschiedlich hohen Leitfähigkeiten zu vergleichen. Dieser Verschlämmungsindex wurde dann in Beziehung zur Niederschlagsenergie des vorangegangenen Zeitraumes gesetzt, wobei die kinetische Energiedichte sämtlicher Niederschlagsereignisse aus Regenschreiberdaten berechnet, in der Zeit aufsummiert und um den jeweiligen Pflanzenbedeckungsgrad korrigiert wurde.

Ergebnisse

Der Zeitgang der gesättigten Leitfähigkeit von unverschlämmten und verschlämmten Proben wird für alle drei Standorte in Abb. 1 gezeigt.

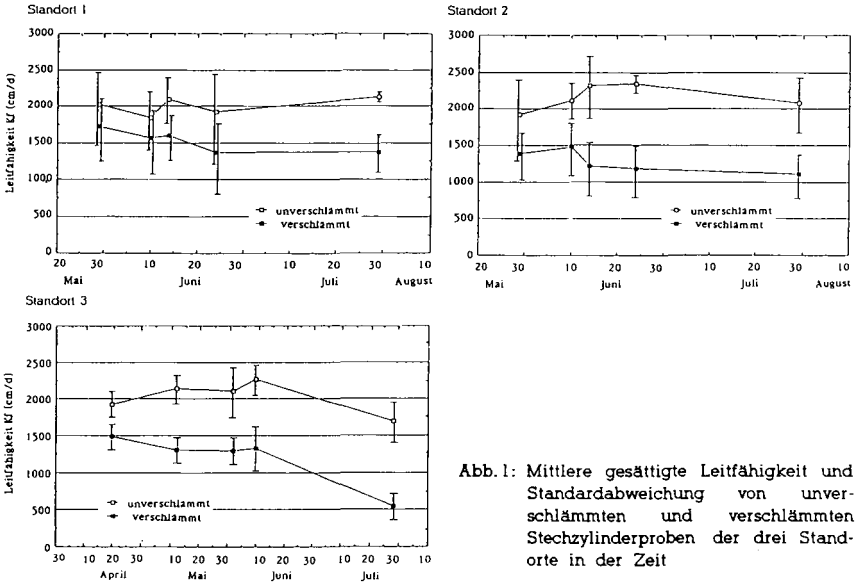


Abb. 1: Mittlere gesättigte Leitfähigkeit und Standardabweichung von unverschlämmten und verschlämmten Stechzylinderproben der drei Standorte in der Zeit

Insgesamt wurde in allen Fällen eine sehr hohe Leitfähigkeit beobachtet, die auf das sehr lockere Gefüge der obersten Bodenschicht (Trockendichte in 0-4 cm Tiefe: 1,1- 1,2 g/cm³) nach der Rüben Aussaat zurückzuführen ist. Die Leitfähigkeit der unverschlämmten Proben war immer höher als die der verschlämmten Proben und blieb während der Vegetationsperiode etwa gleich hoch, während die Leitfähigkeit der verschlämmten Proben, insbesondere auf dem Standort 3, mit der Zeit leicht abnahm.

Beide Jahre zeichneten sich durch sehr geringe Niederschlagsenergien während des Beobachtungszeitraumes aus, so daß die Abnahme der Leitfähigkeit der verschlämmten Proben gering war.

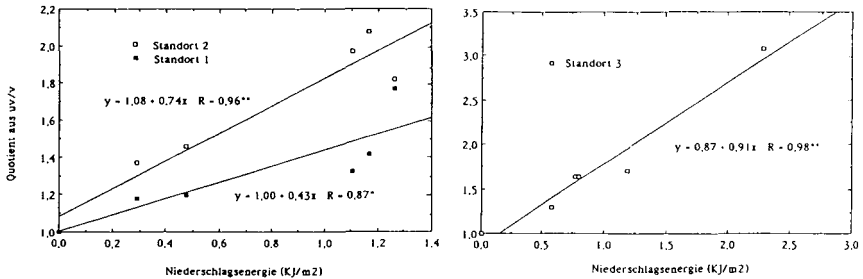


Abb. 2: Einfluß der Niederschlagsenergie auf den Quotienten aus der mittleren gesättigten Leitfähigkeit von unverschlämmten und verschlämmten Proben der drei Standorte

Berechnet man für die einzelnen Termine den Quotienten aus unverschlämmt und verschlämmt und trägt diese gegen die Niederschlagsenergie ab, so erhält man für alle drei Standorte signifikante Regressionen (Abb. 2). Dabei zeigten die drei Standorte eine unterschiedliche Anfälligkeit zur Verschlämmung, was sich an der Steigung der Regression ablesen läßt.

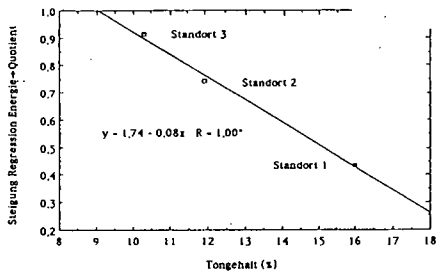


Abb. 3: Beziehung zwischen dem Tongehalt und der Verschlämmungsanfälligkeit der drei Standorte, ausgedrückt als Regressionskoeffizient der Regression des Quotienten aus unverschlämmt/verschlämmt auf die Niederschlagsenergie

Somit kann möglicherweise der Regressionskoeffizient der Regression des Verschlämmungsindex auf die Niederschlagsenergie als Maß der Verschlämmungsanfälligkeit dienen. Diese Annahme findet Unterstützung in Abb. 3, aus der hervorgeht, daß die so ausgedrückte Verschlämmungsanfälligkeit signifikant mit dem Tongehalt korreliert. Letzterer wirkt sich vermutlich über die Aggregatstabilität aus (siehe Tab. 1), da anzunehmen ist, daß allgemein höhere Tongehalte zu höheren Aggregatstabilitäten führen (Moldenhauer und Long, 1964).

Schlussfolgerungen

Zu diesem Zeitpunkt kann festgestellt werden, daß die vorgeschlagene Methodik auch für Feldbedingungen zur Charakterisierung von Verschlämmungen herangezogen werden kann.

Die Datenbasis für ein endgültiges Ergebnis ist jedoch noch zu gering. Einmal müßte die Beziehung zwischen Niederschlagsenergie und Verschlämmung auch für höhere Energien untersucht werden, zum anderen sollten Verschlämmungsindices für weitere Standorte erarbeitet werden. Dabei sollten neben dem Tongehalt auch andere Standorteigenschaften berücksichtigt werden.

Festgehalten werden kann, daß mit der vorliegenden Arbeit ein Ansatz vorgestellt wurde, mit dem in Zukunft ein Schätzrahmen zur Beurteilung der Verschlämmungsanfälligkeit für Böden mit unterschiedlichen Eigenschaften erstellt werden könnte.

Danksagung

Wir danken Herrn Dipl. ing. agr. Joachim Brunotte für die Erlaubnis, Flächen seines Betriebes zu beproben.

Literatur

- Bradford, J.M., Ferris, J.E. und Remley, P.A., 1987. Interill soil erosion processes: I. Effect of surface sealing on infiltration, run off, and soil splash detachment. Soil Sci. Soc. Am. J., 51: 1566-1571
- Farres, P., 1978. The role of time and aggregate size in the crusting process. Earth Surface Processes, 3: 243-254
- McIntyre, D.S., 1958. Permeability measurements of soil crusts formed by raindrop impact. Soil Sci., 85: 185-189
- Moldenhauer, W.C. und Long, D.C., 1964. Influence of rainfall energy on soil loss and infiltration rates. I. Effect over a range of texture. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 28: 813-817
- Roth, C.H., Gath, S., König, R. und Frede, H.-G., 1986. Einfluß zeitlicher Veränderungen der Wasserleitfähigkeit von Verschlämmungen auf den Oberflächenabfluß einer Löß-Parabraunerde. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 57, 107-112
- Schrey, H.P., 1987. Verminderung der Oberflächenerosion durch Ausformung des Kleinreliefs. Dissertation TU Hannover

Nährstoffgehalte der Böden naturnaher linearer Biotope
unterschiedlich intensiv genutzten Kleinlandschaften des Kraichgaus

von

Rück, F*, M. Kleyer[†], G. Clemens* und E. Schlichting* †

1. Problemstellung

Bei Intensivierung der ackerbaulichen Nutzung in hügeligen Lößlandschaften steigt die Gefahr von Wassererosion (BLEICH, 1978). Durch Terrassierung der Hänge quer zum Gefälle entstanden im Kraichgau Terrassenkanten, auch Stufenraine genannt (vgl. Abb. 1). Diese Stufenraine sind Sedimentationsorte des von den Terrassenflächen erodierte Materials, mithin erfolgt auch ein Eintrag von Nähr- und Schadstoffen. Mit zunehmender Ausräumung der Agrarlandschaft (Anlegen größerer Schläge) steigt die Bedeutung oligotropher und/oder extensiv genutzter Flächen zur Erhaltung des naturreaumspezifischen Arteninventars (KAULE, 1985).

Im Folgenden wird versucht, die Böden der Terrassenflächen und Stufenraine in unterschiedlich ausgestatteten Kleinlandschaften des Kraichgaus hinsichtlich der Nährstoffangebote und der Bedingungen für Abflußtransporte zu kennzeichnen sowie die horizontale und vertikale Variabilität innerhalb der Stufenraine zu untersuchen und die Stufenraine mit eintragsfreien oligotrophen Standorten zu vergleichen.

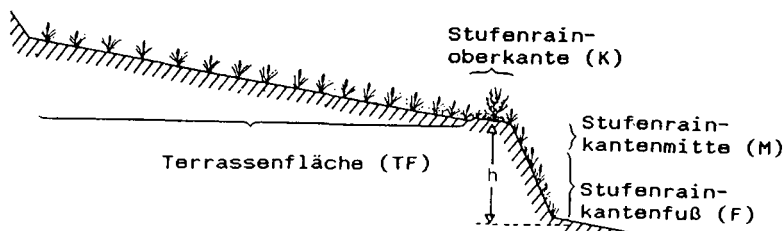


Abb. 1: Terrassenstufe in der Lößlandschaft des Kraichgaus (schematisiert). Neigung der in der Regel als Acker genutzten Terrassenflächen (TF) 3° - 15°, Höhe der Stufenraine 0,5 - 4,5 m. Vertikaler Verlauf des Stufenrains K - M - F.

* Univ. Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 7000 Stuttgart 70

† Univ. Stuttgart, Institut für Landschaftsplanung, Silberstr. 12, 7000 Stuttgart 10

2. Untersuchungsgebiet und Böden

Der südwestliche Kraichgau wird als Landsenke von Oberrheintal (W), Schwarzwald (S) und Odenwald (N) begrenzt. Im Pleistozän wurde auf unteren Keuper und Muschelkalk einige dm bis m Löß sedimentiert. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 700 - 750 mm, davon 200 - 220 mm in der Periode Mai - Juli (mit bis zu 73 % Starkregen an den Tageshöhen des Niederschlages; SCHIRMER, 1973), die mittlere Jahrestemperatur 9 - 9,5 °C, die Hauptwindrichtungen sind West- und Südwestwinde. Charakteristische Nutzung ist intensiver Ackerbau mit hohen Anteilen an Getreide und Mais/Zuckerrüben. Das Erosionsausmaß (seit Besiedlungsbeginn Spätneolithikum; EICHLER, 1974) wurde auf "0,7 - 2,5 m nutzungsbedingten Gesamtabtrag" beziffert (BLEICH, 1978). Nach dem Relief wird das Bodenmuster durch helle, bis an die Oberfläche kalkhaltige Pararendzinen auf ackerbaulich genutzten Kuppen, Pararendzinen und erodierte Parabraunerden an den Hängen und Kolluvien in den Mulden geprägt.

Stark terrassierte Hänge sind überwiegend gegliedert in Pararendzinen auf den Terrassenflächen und Kolluvien an den Stufenrainen. Nach der Nutzungsintensität wurden folgende Kleinlandschaften ausgewählt:

- oligotrophe Standorte, nicht direkt durch landwirtschaftliche Nutzung beeinflusst
- extensiv genutzte Kleinlandschaften: reich strukturiert, Hänge eng terrassiert, durchschnittliche Schlaggröße 0,25 ha,
- intermediär genutzt: Stufenraine teilweise ausgeräumt, 0,68 - 1,25 ha,
- intensiv genutzt: großschlägig und weitgehend ausgeräumt, 1,13 - 3,83 ha.

3. Methoden

Nach BODENKÜNDLICHER KARTIERANLEITUNG, 1982:

- Körnung, Luftkapazität (LK), Feldkapazität (FK), nutzbare Feldkapazität (nFK), Wasserleitfähigkeit (kf).

Nach SCHLICHTING & BLUME, 1966:

- Aggregatstabilität (SEKERA)
- Gesamt-C (C_t ; LICHTERFELDER)
- Gesamt-N (N_t ; KJELDAHL)
- Mineralisierbarer N (N_z ; ZÖTTL)
- Verwitterbares P (P_v) im HCl-Auszug, P-Bestimmung wie P_{Ia}
- Austauschkatonen (KAK_p , Ca_a , Mg_a , K_a , Na_a ; MEHLICH)

Nach SCHÜLLER, 1969:

- Laktat-P, -K und -Mg (P_{Ia} , K_{Ia} , Mg_{Ia}): Extraktion mit CAL, P-Bestimmung photometrisch (710 nm) als Ammoniumheptamolybdat mit Ascorbinsäure als Reduktionsmittel, K-Bestimmung flammenphotometrisch mit CsCl-Pufferlösung 10%ig in Meßlösung, Mg-Bestimmung atomabsorptionsspektrometrisch (AAS) mit La_2O_3 0,5%ig.

Nach WISCHMEIER & SMITH, 1978:

- LS-Faktor

Tab. 1: Entwicklungstiefe der Böden (Et), topographische Größen von Ackerterrassen, mittlere gewichtete Nährstoffmengen (x) und Variationskoeffizient (Vk in %) von Standorten in unterschiedlich ausgestatteten Kleinlandschaften im Kraichgau

Landschaftsstruktur	eintragsfrei			kleinparzellig- strukturiert			intermediär- ausgeräumt			großparzellig- ausgeräumt		
	x	Vk	n	x	Vk	n	x	Vk	n	x	Vk	n
Acker												
Et (cm)				39	36	8	46	31	8	45	24	4
Hanglänge				41	55	"	55	39	"	74	29	"
Hangneigung				4,5	28	"	4,8	41	"	5,8	10	"
LS-Faktor				1,14	47	"	1,37	87	"	2,77	30	"
P (g/m ²)				25,3	30	7	22,8	52	7	22,6	86	"
K "				61	38	"	56	42	"	71	27	"
Mg "				303	58	"	244	41	"	280	43	"
Stufenrainkante												
Et (cm)	48	32	4	70	20	7	57	28	7	73	14	3
P (g/m ²)	6	28	"	18,2	39	6	13,9	42	"	30,9	82	"
K "	31	27	"	48	38	"	54	68	"	109	51	"
Mg "	234	42	"	250	26	"	226	49	"	250	35	"

4. Charakterisierung der Standortbedingungen von Äckern und Kleinstrukturen

Der häufigste Bodentyp in den schwach bis mittel geneigten Terrassenflächen ist die Pararendzina. Die Stufenrainkanten werden durch Kolluvium und kolluvial überdeckte Parabraunerden gebildet und die Standorte, die aufgrund ihrer topographischen Lage keinen Eintrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen erhalten können (Kleinstrukturen in Kuppenposition, Waldrandstufen) durch Pararendzinen und Parabraunerden. Die Entwicklungstiefe der Ackerstandorte (Tab. 1) ist in den kleinparzellig-strukturierten Untersuchungsgebieten tendenziell niedriger als in den ausgeräumten und in den Stufenrainkanten deutlich größer. Die Luftkapazität (Lk) der Wurzelhorizonte von Ackerstandorten ist als mittel, die nutzbare Feldkapazität (nFk) als gering zu bewerten, unter der Annahme, daß im C-Horizont bis 7 dm Tiefe gespeichertes Wasser den Pflanzen zur Verfügung steht, als mittel. Aufgrund der geringeren Lagerungsdichte und der größeren Gründigkeit sind Lk und nFk der Stufenraine etwas höher einzustufen.

Zur Beurteilung der Nährstoffversorgung wurden die Nährstoffmengen pro m² berechnet und nach Verfügbarkeit schematisch (Horizont 1 + 1, Horizont 2 + 0,75) gewichtet (Tab.1, Tab. 2). Die Ackerstandorte sind nahezu alle gut mit P und meist sehr gut mit K versorgt. Die eindeutig niedrigsten P- und K-Angebote weisen die eintragsfreien Standorte auf, in den Stufenrainkanten steigen die Werte mit der Nutzungsintensität und dem LS-Faktor der benachbarten Ackerflächen an. Alle Böden liefern sehr viel Magnesium. Überwiegend sind die Terrassenflächen (meist Pararendzinen) reicher als die Stufenrainkanten (Kolluvien). Die N-Vorräte (Tab.2) der untersuchten Standorte sind allgemein hoch, in den Stufenrainkanten aber deutlich

Tab. 2: Trockenraumdichten (TRD) und durchschnittliche Nährstoffmengen (x) mit Variationskoeffizient (Vk in %) von Äckern und benachbarten Stufenrainkanten in Kleinlandschaften des Kraichgau

	Acker			Stufenrain		
	x	Vk	n	x	Vk	n
TRD - 20 cm (kg/dm ³)	1,37	6,3	5	1,18	7,0	6
- 40 cm "	1,43	1,7	"	1,32	1,7	"
Humus (kg/m ²)	12,8	4,6	4	15,3	9,7	4
Gesamt-N "	0,64	6,3	"	0,79	8,4	"
C/N "	9,9	5,1	"	10,0	2,2	"
mineralisier.-N "	0,018	33,1	"	0,016	35,1	"
verwitterb.-P "	0,50	15,4	"	0,46	12,9	"
KAK (val/m ²)	72,7	15,4	2	74,3	5,1	3
Basensättigung (%)	100	0	"	100	0	"

höher als auf den Ackerflächen. Aufgrund enger C/N-Verhältnisse und ausreichender bis guter Durchlüftung kann mit einem zumindest mäßigen Angebot gerechnet werden. Die Mineralisierbarkeit (Mineralisierbarer-/Gesamt-N) schwankt in den Oberböden der Stufenrainkanten stark (14,3 - 33,4%). Die Trophie (S-Wert) der untersuchten Böden entspricht bei einer Basensättigung von 100% der Austauschkapazität und ist als mittel zu beurteilen.

Im vertikalen Verlauf der Stufenraine (vgl. Abb. 1) nehmen von den Rändern zum Kernbereich die Nährstoffangebote und Trockenraumdichten ab, die Gründigkeit zu (Tab. 3). Die nutzbare Feldkapazität, die bezogen auf die Wurzelhorizonte keinen Trend erkennen läßt, ist bei Berechnung für die ermittelten Profiltiefen in der Stufenrainmitte deutlich höher (70 - 110 l/m²) als an Stufenrainkante oder im -fuß (45 - 55 l/m²). Die Mengen an verwitterbarem P und verfügbarem P und K sind am höchsten in den Stufenrainkanten und weisen im Transekt hoher Nutzungsintensität ein höheres Niveau auf als die Transekte der übrigen Landschaften. Im horizontalen Verlauf der Stufenraine variieren die P- und K-Mengen stark (durchschnittlicher Variationskoeffizient P 28%, K 23%). Der Eintrag erfolgt also nicht flächig, sondern punktuell. Dies könnte auch die oben beschriebene nicht sehr enge Korrelation zwischen der P- (K-Menge) in der Stufenrainkante mit der P- (K-)Menge des Ackers und den topographischen Faktoren erklären.

Mit zunehmender Ausräumung steigen Hanglänge und -neigung der Terrassenflächen (> LS-Faktor, Tab. 1). An eng terrassierten Hängen weisen die Oberböden (überwiegend Pararendzinen) jedoch geringere Aggregatstabilitäten auf (Tab. 4), diese sind somit anfälliger für Oberflächenverschlämmung und erosiven Abtrag. In den Stufenrainkanten begünstigen hohe Infiltrationsraten (I = 24 - 42 mm/min) die Sedimentation. Die enge Korrelation der Profiltiefen der Böden an Stufenrainkanten mit den LS-Faktoren der Terrassenflächen weisen auf den großen Einfluß der topographischen Bedingungen auf die Erosion hin. Eingetragen werden auch Nährstoffe aus den Terrassenflächen: die P- und K-Mengen in Stufenrainkanten sind zu 50% (54%) erklärbar aus dem Produkt P- (K-)Menge im Acker, Hanglänge und -neigung. In Transekten mit Hanglängen > 80 m und -neigungen > 4,2° wurden hohe bis sehr hohe Nährstoffmengen nachgewiesen. Hingegen ist der Eintrag deut-

Tab. 3: Gemessene und geschätzte Parameter zur Beurteilung der Wuchsbedingungen innerhalb von Stufenrainen und darüberliegenden Äckern (Verlauf: Acker (A) - St.-oberkante (K) - St.-mitte (M) - St.-fuß (F); X = Einzelstandorte)

Landschaftstyp	eintragsfrei		kleinparzellig-strukturiert				intermediär-ausgeräumt				großparzellig-ausgeräumt			
	X	X	A	K	M	F	A	K	M	F	A	K	M	F
TRD (kg/dm ³)														
0 - 2 dm	1,12	1,31	1,49	1,19	1,16	1,09	1,30	1,11	0,98	1,09	1,35	1,20	1,17	1,24
2 - 4 dm	1,30	1,37	1,40	1,35	1,22	1,20	1,45	1,30	1,14	1,20	1,42	1,32	1,35	1,34
Et (cm)	5	27	30	55	65	40	20	40	65	33	38	85	n.b.	n.b.
nFK (l/m ²)	108	92	87	98	88	108	82	88	104	94	81	81	76	88
N _t (g/m ² *4dm)	275	471	629	754	1065	959	629	718	807	801	701	872	841	834
P _v "	267	295	558	440	368	390	472	406	332	331	560	544	489	532
P _{la} "	4,8	3,5	33,1	23,7	13,2	25,6	25,1	15,1	6,7	6,0	59,0	66,0	55,4	51,1
K _{la} "	26	25	66	85	62	75	47	54	32	17	113	198	99	88

Tab. 4: Meß- und Schätzgrößen zur Beurteilung der Erosion in ausgewählten Transekten

Landschaftstyp	kleinparzellig-strukturiert	intermediär-ausgeräumt		großparzellig-ausgeräumt
Hanglänge (m)	45	7,7	30	185
Hangneigung (°)	5	5	6	5,5
LS-Faktor	1,37	0,57	1,46	2,04
Aggregatstabilität	gering-sehr gering	mäßig - gering	mäßig	groß
Körnung	IU	IU	IU	uL-tL
Humus (%)	2,1	2,5	2,4	2,4
kf	mittel	hoch	hoch	sehr hoch

lich vermindert, wenn ein Grünlandstreifen zwischen Acker und Stufenrain verläuft, auf dem das erodierte Material abgeleitet oder sedimentiert wird (in einem Transekt einer extensiv genutzten Landschaft ist in der Stufenrainkante die P-Menge um den Faktor 6 gegenüber der im Acker vermindert und in einer intensiv genutzten Landschaft trotz hohen LS-Faktors nur um den Faktor 1,1 erhöht). Im vertikalen Verlauf der Stufenraine verändert sich der Pflanzenbewuchs zur Unterkante hin stärker als zur Oberkante, bei sehr schmalen Stufenrainen fällt die vegetationskundlich interessante Stufenrainmitte weg. Verbliebene Kleinstrukturen intensiv genutzter Kleinlandschaften sind artenarm und haben eine geringe Diversität, es dominieren Quecken und Brennesseln. Bei extensiver Nutzung sind die Artenmuster heterogener (u. a. mehr Sträucher). Die hohe Diversität deutet auf eine geringere Überformung der naturnahen Standorte durch angrenzende Nutzflächen.

5. Zusammenfassung

Oligotrophe Standorte sind in der Agrarlandschaft des Kraichgaus nur in eintragsfreien Erosionslagen (Kuppen, Hohlwege) zu finden. Das Nährstoffangebot von Stufenrändern in Hangposition ist von den Gehalten der benachbarten Äcker sowie von Hanglänge und -neigung abhängig, d.h. in Landschaften mit eng gestaffelten Terrassen (kleiner LS-Faktor) niedriger als in ausgeräumten Landschaften (großer LS-Faktor).

Literatur

- BLEICH, K.E. (1978):** Erosion von Böden infolge Bodennutzung. Daten Dok. Umweltschutz, Umwelttagung H. 22, Univ. Hohenheim, 109 - 112.
- BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG, (1982):** AG Bodenkunde der geolog. Landesämter; Hannover, 3. Auflage.
- KAULE, G. (1985):** Anforderungen an Größe und Verteilung ökologischer Zellen in der Agrarlandschaft. Z. Kulturtechnik und Flurberein. 26, 202 - 207.
- SCHIRMER, H. (1973):** Die räumliche Verteilung der Bänderstruktur des Niederschlages in Süd- und Südwestdeutschland. Forsch. Deut. Landeskd., Bd. 205.
- SCHLICHTING, E. (1975):** Bedingungen und Bedeutung landschaftsökologischer Umsatz- und Bilanzuntersuchungen. Forstw. Cbl. 94, 273 - 280.
- SCHLICHTING, E (1986):** Einführung in die Bodenkunde. 2., völlig neubearbeitete Auflage (Pareys Studentexte 58), Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- SCHLICHTING, E. & BLUME, H.P. (1966):** Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin.
- SCHOTTMÜLLER, H. (1961):** Der Löss als gestaltender Faktor in der Kulturlandschaft des Kraichgaus. Forsch. Deut. Landeskd. Bd. 130.
- SCHÜLLER, H. (1969):** Die CAL-Methode, eine neue Methode zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren Phosphats in Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 123, 48 - 55.
- SCHWERTMANN, U. & HUIITH, M. (1975):** Erosionsbedingte Stoffverteilung in zwei hopfengenutzten Kleinlandschaften der Hallertau (Bayern). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. Heft 4/5, 397 - 405.
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978):** Predicting rainfall erosion losses. US - Dept. of Agric., Agric. Handbook Nr. 537.

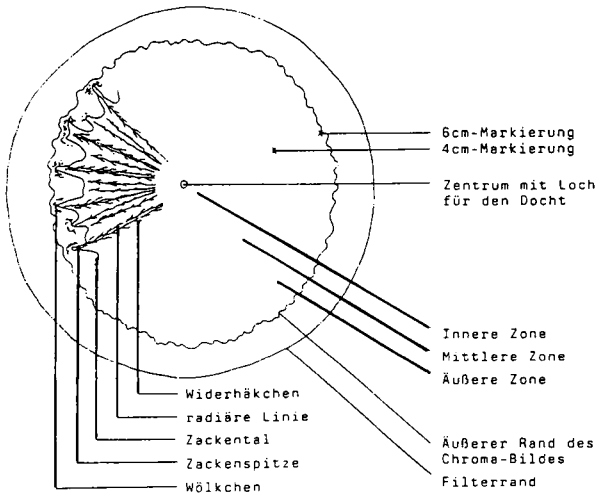
Taugt der "Chroma"-Bodentest
zur Beurteilung von Böden ?

von

Saalfeld, K. ^{+) u. Bailly, F. ^{+))}}

Einleitung

In jüngerer Zeit wird ein von E. PFEIFFER entwickeltes und bereits 1959 veröffentlichtes Verfahren zur Beurteilung von Böden und Komposten erneut für die Verwendung in der Praxis vorgeschlagen (VOITL u. GUGGENBERGER 1986). Bei dem Verfahren wird ein "Rundfilterchromatogramm" (im folgenden "Chroma-Bild" genannt) hergestellt, dessen Form- und Farbgestaltung (siehe Skizze) einen "Gesamteindruck vom Zustand



^{+))} Fb. Gartenbau der FH, 45 Osnabrück, Oldenburger Ldstr.24

des Bodens" geben soll (VOITL u. GUGGENBERGER 1986).

Das Chroma-Bild soll eine Gesamt-Ansprache des Bodens in Bezug auf seine chemischen, biologischen und physikalischen Eigenschaften ermöglichen. Veränderungen, die aufgrund der Bewirtschaftungsart innerhalb einiger Jahre entstehen können, sollen im Chroma-Bild erkannt und daraus Maßnahmen abgeleitet werden können (PFEIFFER 1959; VOITL u. GUGGENBERGER 1986; u.a.).

Eine Überprüfung der Methode in Hinblick auf ihre Anwendbarkeit ist erforderlich, weil die Methode in der Praxis teilweise bereits angeboten und benutzt wird (z.B. LÜBKE, Feuerbach: Kursangebot zum Erlernen der Methode; oder: BOSCH, Königsdorf: Hinweise zu Bewirtschaftungsmaßnahmen nach Auswertung der Chroma-Bilder sowie chemischer Analysedaten), aber Bewertungskriterien für die Interpretation der Chroma-Bilder bisher nicht öffentlich diskutiert wurden.

2. Methodik

Unter einer Glasglocke als Verdunstungsschutz wird ein 1%-NaOH-Bodenextrakt über einen Docht zur radiären Ausbreitung in einem zuvor mit AgNO_3 behandelten Filterpapier gebracht. Form- und Farbgestaltung des dabei entstehenden Chroma-Bildes sind Grundlage der Interpretation, wobei die Art der Gestaltung einzelnen Bodeneigenschaften zugeordnet wird (PFEIFFER 1959; VOITL u. GUGGENBERGER 1986; u.a.).

Der NaOH-Bodenextrakt erfaßt einen Ausschnitt des Huminstoff-Spektrums (Fulvosäuren, Hymatomelansäuren, Huminsäuren) und auch organische Verbindungen aus Streustoffen sowie lebenden Organismen (SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL 1982). Durch die Wirkung der Natronlauge werden die Huminstoffe während der Extraktion verändert. Art und Menge der dabei entstehenden Abbauprodukte variieren in Abhängigkeit von der Probe (KHAIRY u. ZIECHMANN 1981).

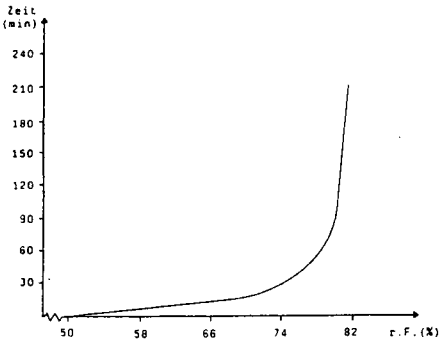
3. Ergebnisse

Im folgenden werden einige wichtige Ergebnisse mitgeteilt; aus technischen Gründen erfolgt dies ohne die sehr wichtige Foto-Dokumentation der Chroma-Bilder. Diese selbst sind in der Originalarbeit einsehbar (SAALFELD 1989).

Die Methode reagiert sehr empfindlich auf die Variation äußerer Einflußfaktoren (Punkte 3.1 - 3.4). Unterschiede zwischen natürlichen Humusformen (3.7) reflektiert die Methode deutlicher als Unterschiede zwischen verschiedenen Böden aus Dauerversuchen (3.6).

3.1 Relative Luftfeuchtigkeit

Während des Aufsaugens des NaOH-Bodenextraktes verändert sich unter der Glasglocke ständig die r.F. (siehe Grafik).



In einem Versuch mit künstlich festgelegter r.F. (80% / 60-70% / 50%) ergaben sich sowohl in der Form- als auch in der Farbgestaltung sehr unterschiedliche Chroma-Bilder.

3.2. Extraktionsdauer

Im Vergleich 1 Stunde / 5 Stunden bewirkt eine längere Extraktionsdauer:

- dunklere Farben in mittlerer und äußerer Zone,
- eine im Durchmesser größere innere Zone,
- breitere radiäre Linien.

3.3. Gesamthumus-Einwaage

Die bei der Methodik vorgeschriebene Einwaage von 5 g Boden hat sich als wenig geeignet herausgestellt (BALZER 1988), da Proben mit sehr hohen Gesamthumusgehalten zu einem hochkonzentrierten NaOH-Extrakt führen, der sich nicht oder nur sehr langsam im Filterpapier ausbreiten kann.- Eine Einwaage von 200,0 mg Gesamthumus wird als praktische Alternative vorgeschlagen.

Eine Steigerung der Gesamthumus-Einwaage im Bereich 100 auf 300 mg bewirkt:

- innere Zone nimmt an Breite zu,
- radiäre Linien nehmen an Breite zu,
- Wölkchenbildung nimmt zu,
- Grundfarbe der äußeren Zone wird dunkler.

3.4. Haltbarkeit der Chroma-Bilder

Form- und Farbgestaltung fertiggestellter Chroma-Bilder sind instabil und abhängig von den einwirkenden Lichtverhältnissen. Auch unter Lichtabschluß gelagerte Bilder sind davon betroffen. Um die Vergleichbarkeit von Chroma-Bildern zu gewährleisten, müssen diese unter definierten Bedingungen fotografiert werden.

3.5. Einfluß der Huminstoff-Fraktionen

Eine Huminstoff-Fraktionierung (in Anlehnung an KONONOVA u. TJURIN 1966) ließ erkennen, daß die Bildentstehung in erster Linie auf die Wirkung der sog. Fulvosäuren und Huminsäuren zurückzuführen ist, weniger auf die der wasser- und säurelöslichen Fraktionen.

3.6. Einfluß der Humusform

Vergleichsuntersuchungen an natürlichen Humusformen und Komposten ergaben deutliche Unterschiede in der Form- und Farbgestaltung der Chroma-Bilder.

3.7. Einfluß der Bodennutzungsart

Es wurden Bodenproben aus Dauer-Feldversuchen an der FH Osnabrück, Fb.Gartenbau, mithilfe des Chroma-Bodentests untersucht.

3.7.1 Humusdüngungsversuch

Untersuchungen an Proben eines 6-jährigen Humusdüngungsversuchs ("Mineraldüngung", "Stallmist", "Mineraldüngung + Stallmist") ergaben keine von der Art der Düngung abhängigen Unterschiede in den Chroma-Bildern, obwohl die Ertragsleistung auf den einzelnen Parzellen deutlich variiert. Die Porree-Ernte des Jahres 1987 ergab folgende Relativzahlen: "Mineraldüngung + Stallmist": 100%; "Mineraldüngung": 93%; "Stallmist": 64%.

3.7.2 Kalksteigerungsversuch

Untersuchungen an Proben aus einem 30-jährigen Kalksteigerungsversuch (Ziel-pH (im langjährigen Mittel auch erreicht): 4,0 / 5,5 / 6,5 ; im Jahr 1988 gemessener pH(CaCl₂): 4,3 / 5,8 / 6,1) ergaben geringfügige Unterschiede in der Farbgestaltung, jedoch keine Unterschiede in der Formgestaltung.

Im Feld erscheint die Nullparzelle (Ziel-pH 4,0) durch eine hellere Farbe visuell deutlich von den anderen Parzellen abgesetzt, obwohl die Munsell-Bestimmung dies nur undeutlich bestätigt:

Ziel-pH 4,0 :	10 YR 3/2-3
" 5,5 :	10 YR 3/3
" 6,5 :	10 YR 3/3

Die hellere Farbe der Null-Parzelle läßt auf eine veränderte Humusqualität schließen, welche durch die Bestimmung des Gesamthumusgehalts (ca. 1,8%) nicht wiedergegeben wird.

Anhand des Pflanzenwachstums ist die Unterscheidung der 3 Parzellen eindeutig möglich. Die Spinat-Ernte 1988 ergab:

Ziel-pH 4,0 :	79 dt/ha
" 5,5 :	184 "
" 6,5 :	193 "

Die Nullparzelle (Ziel-pH 4,0) wies zugleich auch sehr niedrige NO₃-Gehalte im Erntegut auf.

3.7.3. Vergleich Humusdüngungsversuch - Kalksteigerungsversuch

Ein Vergleich der Chroma-Bilder aus den unter 3.7.1 und 3.7.2 erläuterten Feldversuchen ergibt keine eindeutig erkennbaren Unterschiede. Beide Versuche liegen nur etwa 50 m auseinander.

Das heißt, daß auch jahre- bis jahrzehntelange unterschiedliche Behandlung der Bodenflächen völlig überprägt wird durch den Charakter des Boden-Standorts als Ganzem (humoser, sandiger Lehm bis lehmiger Sand, tiefgründige Braunerde).

4. Abschließende Bewertung

Nach den Untersuchungsergebnissen dieser Arbeit ist die Methode in ihrer derzeit angewendeten Form für den eigentlich vorgesehenen Zweck einer Beurteilung ackerbaulicher Standorte wenig geeignet, weil die in den Chroma-Bildern sichtbaren Unterschiede bodeneigenen Kenngrößen nicht zugeordnet werden können.

5. Literatur

BALZER, U. u. F., mündliche Mitteilung 1988

KHAIRY, H. u. ZIECHMANN, W.: Die Veränderung von Huminsäuren in alkalischer Lösung. Z.Pflanzenern.Bodenk. Bd. 144, 1981.

KONONOVA, M.M. u. TJURIN, L.W.: Bestimmung von Humus-Stoffgruppen. in: SCHLICHTING, E. u. BLUME, H.P., Bodenkundliches Praktikum, S.136-138, 1966.

LÜBKE, U. u. S.: Verwaltung des unveröffentlichten Nachlasses E.PFEIFFERs und Anbieter von Kursen zum Erlernen der Chroma-Bild-Methode. Unterleinsbach, A-4772 Peuerbach.

SAALFELD, K.: Methodische Untersuchungen zur PFEIFFER'schen Rundfilterchromatographie an Böden und Substraten. Dipl.arb. F.H. Osnabrück, F.b. Gartenbau, 1989.

SCH EFFER, F. u SCHACHTSCHABEL, P.: Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart (Enke) 1982.

VOITL, H. u. GUGENBERGER, E.: Der Chroma-Boden-Test. Wien (Orac) 1986.

Bodendynamik von Sandböden der Extremwüste

von

Schlenther, L⁺ u. A. Ruck^{**}

1 Einleitung

Die begrenzten, nutzbaren Bodenressourcen in Ägypten zwingen die Verantwortlichen, auch die Nutzung bisher unerschlossener Wüstengebiete in Betracht zu ziehen. Fossile Grundwasservorräte (in 25 m Tiefe, 0,6 mS/cm) in Gebieten mit tiefgründigen, sandigen Böden lassen die großflächige landwirtschaftliche Nutzung in SW-Ägypten möglich erscheinen. Seit 1982 wird eine 2 ha Versuchsfarm (350 km südlich der Dakhla-Oasen) von der ägyptischen GPC betrieben. Hier und an benachbarten, ungestörten Standorten wurde die Veränderung von Bodeneigenschaften nach simulierten Starkregen und Bewässerung verfolgt (1, 2, 5).

Das Zentrum der östlichen Zentralsahara gilt als "Trockenpol" der Erde, wo bisher nur Spuren von Regen registriert wurden. Die Niederschläge nehmen nach Norden und Süden zu und erreichen bei den nächstgelegenen (> 350 km) Klimastationen ca. 1 mm/a. Die Temperaturen können Nachts im Winter unter 0 °C liegen und im Hochsommer fast 50 °C erreichen. Die Monatsmittel liegen im Januar bei 12,6 °C und im July bei 30,7 °C (Mittel der Jahre 82-86), können jedoch von Jahr zu Jahr um bis zu 10 °C schwanken. Charakteristisch für die flache Sand-Serir ("Selima Sand Sheet") ist die hohe Windgeschwindigkeit (Jahresmittel über 5 m/s in 10 m Höhe), die über 18 m/s erreichen kann. Die relative Luftfeuchtigkeit (RF) kann im Sommer bis unter 10% RF reichen (14 Uhr Jahresmittel 18% RF).

2 Landwirtschaftliche Versuche

Seit 1982 werden dort landwirtschaftlichen Versuche durchgeführt, deren Ziel es ist, den Standort hinsichtlich seiner Nutzungseignung zu prüfen. Die Fläche umfaßt 4 ha, wovon 1 ha mit ca. 250 Parzellen à 30 m² saisonal (Winter- und Sommerkultur bis zu 25 verschiedene Pflanzenarten) genutzt wird. 3 ha sind mit Dauerkulturen bepflanzt. Als Windschutz dienen 2.000 Casuarinabäume (dreireihig, Tropfbewässerung). Sie haben nach 5 Jahren 3 bis 5 Meter Höhe erreicht.

Pro Saison werden bis zu 25 verschiedene Pflanzenarten kultiviert. Im Mittelpunkt stehen Pflanzen zur Erzeugung der Grundnahrungsmittel wie Weizen, Hirse, Mais und Bohnen. Die gartenbaulichen Kulturen reichen von Tomaten, Melonen, Gurken, Erdbeeren bis zu Kräutern und Malven. Futterpflanzen wie *Medicago* und Gerste werden im Hinblick auf die Rinderfarm (s.u.) getestet.

⁺ Dipl. ing. agr. Lutz Schlenther, Bodenkunde, TU-Berlin, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

^{**} Dr. Andreas Ruck, Inst. f. wassergef. Stoffe, Hardenbergplatz 2, 1000 Berlin 12

Saat- und Pflanzgut kommt zu geringen Teilen aus Kairo, größtenteils stammt es aus den Oasen oder wird vor Ort nachgezogen. Der Gesamt-Obstbaumbestand umfaßt 800 Bäume, 40% davon sind Citrusgewächse. Außerdem werden Oliven, Feigen, Pfirsiche, Aprikosen, Äpfel, Guaven und Dattelpalmen angepflanzt. Die Bodenbearbeitung erfolgt mit der Hacke. Gedüngt werden die saisonalen Kulturen pro Parzelle (30 m²) mit ca. 0,3 m³ Stallmist (aus den 350 km entfernten Oase n), 4-6 kg Ammoniumsulfat, 2-3 kg Superphosphat und kulturartspezifisch ca. 2 kg Kaliumsulfat, umgerechnet sind das pro Jahr 4.000 kg N/ha, 380 kg P/ha und 3.000 kg /ha. Die Obstbäume erhalten die gleichen Düngemittel, in Mengen abgestuft nach Entwicklungsphasen. Ein fruchtender Baum erhält dann im Jahr 4 kg N, 0,9 kg P und 4 kg Kalium. Der Einsatz von Pestiziden ist bisher aufgrund des geringen Schädlingsbefall selten bzw. nicht notwendig. Die Bewässerung erfolgt durch Überstauen der Parzellen in Abständen von 5 bis 7 Tagen. Pro Jahr werden ca. 4.000 mm bewässert, die Versickerungsverluste sind erheblich. Die Flächen der Baumscheiben betragen je nach Größe der Bäume 0,8 bis 7 m². Über ein Tropfbewässerungssystem erhalten die Bäume ca. 10 l pro Tag, die Casuarinen ca. 4 l pro Tag. Zusätzlich werden sie 5 mal im Jahr mit 50 mm überstaut. Die durch die Tropfbewässerung angereicherten Salze an der Bodenoberfläche werden so in den Unterboden ausgewaschen. Pro Baum werden durchschnittlich 1.400 mm/a bewässert. Insgesamt werden zur Bewässerung 40.000 m² im Jahr verbraucht (ohne Verluste im Bewässerungskanal).

Im Bau befindet sich eine weitere Versuchsstation/Rinderfarm (Location 5). 70 ha sind zum Futtermittelanbau für 100 Tiere vorgesehen. Die Energieversorgung soll durch Sonne und Wind gesichert werden. Als Bewässerungssystem ist eine Regnanlage geplant.

3 Dichtlagerung und Nährstoffdynamik

An drei unterschiedlich genutzten und bewässerten Flächen wurden Bodenprofile aufgenommen (Nr.24, 72 und 74). Alle zeigten eine sehr hohe Lagerungsdichte in 25 bis 40 cm Tiefe aufgrund der saisonalen Nutzung und der hohen Bewässerungsfrequenz. Der Vergleich mit einem Bodenprofil (3) vor Beginn der Bewirtschaftung zeigt deutlich die Zunahme der Lagerungsdichte (Abb.2).

Der häufige Wechsel von Austrocknungs- und Befeuchtungsphasen sowie die großen Temperaturamplituden von Tag zu Nacht bewirken eine ständige Bewegung der Sandkörner und damit eine Zueinanderordnung und Einregelung auf Kosten der Grobporen. Die bimodale Textur (fS und gS) begünstigt diesen Prozess. Diese Verdichtung bewirkt eine Einschränkung der sonst günstigen Gründigkeit an diesem Standort. Die nFk in 0 bis 30 cm (< 50 mm) wird so gering, daß ein solcher Boden nach FAO (1979) nicht mehr zur Bewässerung geeignet ist. Die untersuchten Sandböden zeigten nur geringe Nährstoffgehalte und nur unter Nutzung geringe Anteile an organischer Substanz. Den Ertrag begrenzende Nährstoffe sind Stickstoff und Phosphat, deren Gehalte bzw. Verfügbarkeit (pH > 7,0) sehr gering sind. Bedingt durch das Ausgangsmaterial (klastische Sedimente) sind die Gehalte an verwitterbaren Mineralen gering.

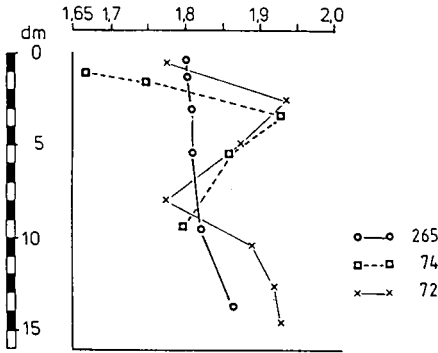


Abb. 2
Die Veränderung der Lagerungsdichte (g/cm^3) von intensiv bewässerten Böden (Nr. 74, 72) im Vergleich zu einem ungenutzten Referenzprofil (Nr. 265 bei (3))

Zwar ist es möglich, durch intensive Düngemaßnahmen die Nährstoffe dem Boden zuzuführen, doch hohe Verluste durch Auswaschung und die Festlegung der Spurenelemente aufgrund basischer Verhältnisse, schränken die Verfügbarkeit für die Pflanzen ein. Ein Vergleich mit einem entsprechenden Boden im ungenutzten Zustand (3) zeigte, daß sowohl Gesamtgehalte als auch pflanzenverfügbare Nährstoffe nur unwesentlich durch die Bewirtschaftungsmaßnahmen zugenommen haben. Lediglich die organische Substanz konnte durch hohe Zufuhr von Stallung geringfügig erhöht werden. Jedoch ist klimabedingt mit einem schnellen Abbau zu rechnen. Auch langfristig wird der Nährstoffhaushalt des Bodens den Ertrag begrenzen.

4 Wasser- und Salzdynamik

Die kurzfristige Veränderung von Bodeneigenschaften auf einem Versuchsfeld mit *Medicago sativa* (Neupflanzung) wurden durch Messung des Wassergehalts und der el. Leitfähigkeit in verschiedenen Boden-Wasser-Extrakten und Berechnungen (2) ermittelt. Beim Aufgraben des Feldes wurde festgestellt, daß die Wurzeln eine stark verdichtete Zone im Bereich von 30 - 40 cm nicht durchwurzeln können.

Die Isolinien der genannten Bodeneigenschaften (ohne Abb. s. 1, S. 182) während zweier Bewässerungsintervalle (14.-21.4.1986) zeigen, daß nur wenig Wasser aus > 40 cm entnommen werden kann. Daher sinkt das Matrixpotential oberhalb von 40 cm schon drei Tage nach der Bewässerung auf unter -0,1 MPa. Der Aufstieg von Bodenlösung in die durchwurzelte Zone läßt dort den Salzgehalt nach zwei Tagen auf > 0,5 mval/100 g ansteigen. Daher sinkt das osmotische Potential entsprechend der weiteren Wasseraufnahme ab dem vierten Tag auf < -0,7 MPa. Das Gesamtpotential (nahe -1,5 MPa) führt zu einer erheblichen Einschränkung der Wasserzufuhr zu den Pflanzenwurzeln, die als Turgorverlust (Welken) auch oberirdisch sichtbar ist.

Die Untersuchungen zeigen, daß die verdichtete Zone die Probleme der geringen nFK der Sande noch wesentlich verstärkt.

5 Fazit

Die landwirtschaftliche Nutzung der sandigen, tiefgründigen Standorte der Extremwüste ist möglich. Aus der Region werden dabei Sonne und endliche (!) Wasservorräte als Produktionsfaktoren benutzt.

Der Standortfaktor Boden ist auf dem Selima Sand Sheet ein praktisch leeres Wuchssubstrat. Die Neigung zur Verdichtung und die damit weiter verminderte nutzbare Feldkapazität verursachen erhebliche Probleme bei der Bewässerungssteuerung. Der Wasserhaushalt der Sande ist bezüglich Versalzungsneigung sehr günstig. Die Wasserqualität an der Rinderfarm (im Aufbau) ist jedoch gegenüber dem GPC-Camp wesentlich schlechter (1,2 mS/cm). Daher ist wegen der bei Sanden hohen Konzentrierung des Bodenwassers während der Pflanzenwasseraufnahme (4) mit Nutzungseinschränkungen zu rechnen.

Alle anderen Produktionsfaktoren (Menschen, Maschinen, Saatgut, Düngemittel, Pestizide etc.) entstammen einer anderen Region und müssen ebenso wie die landwirtschaftlichen Produkte sehr weite Strecken transportiert werden. Ein Standortvorteil für irgendein Produkt gegenüber irgendeinem Ort auf der Welt ist daher nicht erkennbar. Große Schwierigkeiten ergeben sich in sozio-ökonomischer Hinsicht (Ansiedlung von Menschen, Transportkosten, Wartung von Maschinen und Anlagen).

6 Literatur

- (1) SCHLENTHER, L. (1987): Standortseignung für den Bewässerungsfeldbau in der Extremwüste Südägyptens.- 87 S., Berlin.- (Dipl.Arbeit, TU-Berlin, FB 15)
- (2) RUCK, A. (1989): Experimentelle Ökodynamik an zwei Standorten der Extremwüste.- 282 S., 89 Abb., 43 Tab.; Berlin.- (ISBN 3-927577-23-5).
- (3) SMETTAN, U. (1987): Typische Böden der Extremwüste Südwest-Ägyptens.- Berliner geowiss. Abh.(A), 83:1-190; Berlin.
- (4) RUCK, A. (1989): Verfügbares Wasser in bewässerten Wüstenböden - Maximaler Wassergehalt, tolerierbares Bodenpotential und Bewässerungssteuerung.- (zum Druck eingereicht).
- (5) RUCK, A, SCHNEIDER, U. und STAHR, K. (1987): Water Balance of Irrigated Virgin Desert Soils of the Selima Sand Sheet (SW-Egypt) and Related Biomass Production.- Berliner geowiss. Abh. (A), 75.2:545-574; Berlin

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des DFG-Sonderforschungsbereichs 69 "Geowissenschaftliche Probleme in ariden Gebieten" Teilprojekt B7, Projektleiter Prof. Dr. K. Stahr, durchgeführt. Ihm und allen Mitarbeitern herzlichen Dank.

Berücksichtigung der kleinräumlichen Variabilität
von bodenkundlichen Merkmalen bei der Anlage von Feldversuchen

von

Schnug, E., H.-M. Paulsen und J. Lamp*

Die Kontrolle, Neu- und Weiterentwicklung von Hilfsmitteln und Verfahren für die landwirtschaftliche Produktion erfordern eine kontinuierliche Prüfung erwünschter und begleitender Wirkungen im Feldversuch.

Für die sichere Differenzierung von Behandlungseffekten wird bei der Anlage eine möglichst hohe Homogenität der Böden der Versuchsflächen angestrebt, die jedoch über die Standortwahl nur bedingt zu realisieren ist.

Ein möglicher Weg zur Optimierung der Aussagekraft von Versuchen könnte dagegen die Berücksichtigung der kleinräumlichen Variabilität bodenkundlicher Merkmale bei der Anlage sein. Hierzu werden Feld- und Labormerkmale des Versuchsfeldes in einer Rasterkartierung erhoben und mittels geeigneter Interpolationsverfahren (z.B. Kriging) räumlich verknüpft. Ein Beispiel hierfür ist in der Abbildung 1 für die Humusgehalte im Oberboden des Untersuchungsgebietes Birkenmoor (15 km nordwestlich Kiels) gegeben.

Unter Verwendung faktorenanalytischer Verfahren kann darüber hinaus der Informationsgehalt unterschiedlicher Variablen aggregiert werden. Basierend auf einzelnen oder aggregierten Variablen ergeben sich Linien gleicher Bodenfruchtbarkeit ("Äquifertile"), welche Flächen ähnlicher Merkmalsausprägung eingrenzen. Durch Veränderung von Prüfgliedzahl, Teilstückform und -größe, sowie der räumlichen Lage der Teilstücke zueinander kann dann die Planung von Versuchen, zumindest im Hinblick auf bodenkundliche Merkmale, eine weitergehende Annäherung an das Ideal "ceteris paribus" erreichen.

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität, Olshausenstrasse 40, D-2300 Kiel 1

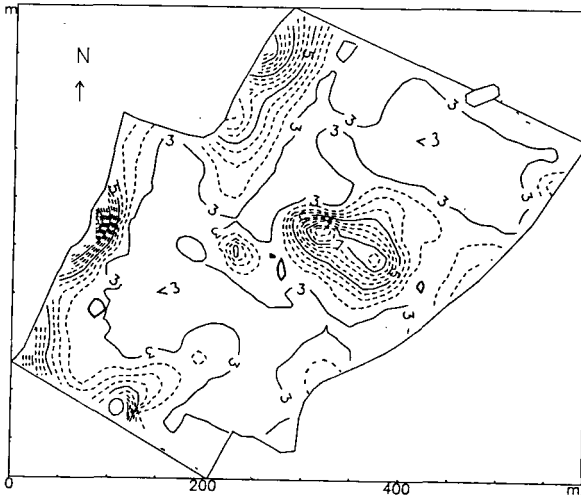


Abb. 1: Humusgehalte im Oberboden des Versuchsfeldes Birkenmoor

Als Beispiel hierfür ist in der Abbildung 2 der Verlauf von Aquifertilen in der Neuanlage eines Prüffeldes des amtlichen Versuchswesens in Schleswig Holstein dargestellt.

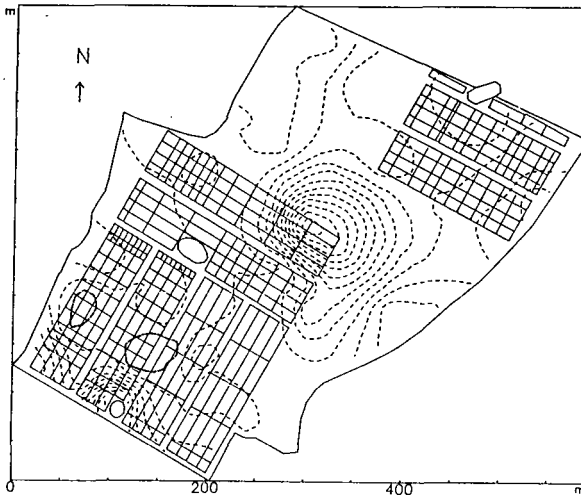


Abb. 2: Verlauf von Aquifertilen und Teilstückgrenzen im Versuchsfeld Birkenmoor (interpolierte Werte des ersten Faktors der Hauptkomponentenanalyse für verfügbares P, K, Mg, Mn, Zn und Cu, pH-Wert und nutzbares Wasser)

**Wurzelkonkurrenz zwischen holzigen und krautigen Pflanzen im
Agroforstsystem von Kazaboua/Zentral-Togo**

Schroth, G.¹

1. Einleitung und Fragestellung

Im agroforstlichen Modellsystem von Kazaboua in Zentral-Togo wurden in der Vegetationsperiode 1988 bodenkundliche und pflanzenökologische Untersuchungen über den Einfluß der forstlichen Komponente auf die landwirtschaftlich genutzten Felder durchgeführt. Diese betrafen die Konkurrenzbeziehungen im Wurzelraum um Nährstoffe und Wasser (im Folgenden dargestellt), den Abbau einer Mulchschicht, die N-Mineralisierung im Oberboden sowie den erosiven Bodenabtrag (SCHROTH 1989).

Die Konkurrenz zwischen Waldbändern und Feldkulturen äußert sich in einer verbreiteten, mehrere Meter in die Felder hineinreichenden Wachstumsdepression bei den Kulturpflanzen in der Nähe der Gehölzstreifen. Ziele der Untersuchungen waren: 1. Die Quantifizierung der Auswirkungen der Waldbandkonkurrenz auf vegetatives Wachstum und Ertrag am Beispiel von Mais sowie des Anteils der Wurzelkonkurrenz; 2. Die Analyse des Konkurrenzmechanismus und die Identifikation der verantwortlichen Baum- und Straucharten.

2. Material und Methoden

Kazaboua (1°5' ö.L., 8°26' n.B., ca. 300 m über NN) liegt in der nördlichen Guinea-Savanne (ca. 1100 mm Jahresniederschlag). Die Regenzeit dauert von März/April bis Oktober und ist eingipflig. Die Böden der Versuchsfelder sind *Ferric Acrisols* (ZECH 1988), häufig *Petric Phase*. Die oberen 10-20 cm sind sandig. Die sandig-tonigen, mäßig bis stark sauren und nährstoffarmen Unterböden sind ab einer Tiefe von 10-70, häufig 25-60 cm lateritisiert und darunter für annuelle Pflanzen i.d.R. nicht mehr durchwurzelbar. Tab. 1 zeigt Analysedaten von zwei Bodenprofilen aus der Profilsérie in Abb. 3 a, die die kleinräumige Heterogenität der edaphischen Bedingungen demonstrieren. Die Untergrenze der Profile wird durch den Laterit gebildet.

¹ Lehrstuhl Bodenkunde, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

Tab. 1: Analysedaten von zwei repräsentativen Bodenprofilen

Hor.	Tiefe [cm]	Sk. [%]	Bd. -art	dB	pH (KCl)	C [%]	N [mg/g]	P [ppm]	KAK [meq/kg]	BS [%]
<u>Profil 1</u> (Waldband D/E, 4 m)										
Ap	0-15	0.0	IS	1.52	5.60	0.77	0.54	1.3	29.2	99
II B ₁	15-26	2.0	sT	1.57	4.05	0.57	0.44	0.5	23.1	59
II B ₂	26-46	19.6	sT	1.62	4.10	0.45	0.33	0.3	17.6	57
<u>Profil 2</u> (Waldband D/E, 8 m)										
Ap	0-15	0.8	tS	1.55	5.88	0.97	0.64	1.3	43.4	100
AB	15-29	11.2	tS	1.52	5.03	0.65	0.44	0.4	25.8	91

Methodik: pH (0.1 M KCl); P nach BRAY (0.03 N NH₄F und 0.025 N HCl); KAK (eff.) nach GILLMAN; BS = Basensättigung

Das Agroforstsystem besteht aus einem Wechsel von i.d.R. 20-30 m breiten Feldern und 6-9 m breiten sog. Waldbändern. In den für die Versuche verwendeten Waldbändern werden zwei Baumreihen beiderseits durch Hecken aus *Leucaena leucocephala* eingeschlossen. Die dominierende Baumart ist die sehr gutwüchsige *Cassia siamea*, daneben werden *Acacia auriculiformis*, *Anogeissus leiocarpus* u.v.a. verwendet (CPK 1988).

Zur Quantifizierung der Waldbandkonkurrenz wurden am Rand eines Feldes (Mischkultur Mais/*Cajanus cajan*) sechs Parzellen angelegt (Breite parallel zum Feldrand 5 m). In drei Parzellen wurde die unterirdische Konkurrenz des Waldbands durch wiederholtes Abtrennen der Wurzeln zwischen Feld und Waldband ausgeschaltet (bei Versuchsanlage bis zum Laterit, danach alle 14 Tage bis ca. 18 cm Tiefe). Höhe der Maispflanzen zur Blütezeit und Kornertrag wurden in den sechs Parzellen in Abhängigkeit von der Entfernung zum Feldrand erfaßt. Als Vergleichswert diente die (vom Waldband am wenigsten beeinflusste) 4. Reihe der Parzellen ohne Waldbandwurzeln (Abstand zum Feldrand 5.60 m). Beim Trocknen des Ernteguts wurden versehentlich drei Gruppen vermischt und fehlen deshalb in der Auswertung (in Abb. 1 ohne Standardfehler). In den Parzellen wurde in 10 cm Tiefe mit Tensiometern in etwa zweitägigem Rhythmus die Wasserspannung gemessen.

Die gegenseitige Durchdringung der Wurzelräume von Feld und Waldband wurde auf einem benachbarten Feld (Intensivbrache mit *Cajanus cajan* im 1. Jahr) mit Hilfe der Profilwand-Methode (BÖHM 1979) untersucht. Dazu wurden Profile bis zum lateritischen Unterboden in verschiedenen Abständen vom Waldband im Feld angelegt und die Wurzeln der dominierenden Arten (*Cassia*, *Cajanus*, *Leucaena*) im Profil ausgezählt. Um einen Vergleich der z.T. unterschiedlich mächtigen Profile zu ermöglichen, sind in Abb. 3 nur die Wurzelzahlen der obersten 30 cm dargestellt (bzw. bis zum Laterit, falls dieser in geringerer Tiefe anstand). Die beiden Profilsereien wurden zu zwei verschiedenen Zeitpunkten aufgenommen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Abb. 1 zeigt den Maisertrag in Abhängigkeit vom Abstand zum Waldband in den Parzellenpaaren 1 und 3 mit (W+) und ohne (Wo) Einfluß der Waldbandwurzeln. Das Parzellenpaar 2 wies ein etwas abweichendes Verhalten auf, verursacht durch einen bei Versuchsanlage unbemerkt gebliebenen verlassenen Termitenbau im Unterboden. Die Abb. 1 zeigt durch schlechten Aufgang und einen hohen Anteil tauber Kolben begründete sehr geringe Erträge in der ersten Reihe neben dem Waldband. In den Reihen 2 und 3 traten Depressionen > 15% nur in den W(+)-Parzellen auf. Der durch Vergleich der Varianten ermittelte Anteil der Wurzelkonkurrenz an der erheblichen Ertragsdepression in den W(+)-Parzellen betrug 16% in der 1. Reihe, aber 80 und 71% in der 2. und 3. Reihe.

Der Einfluß der oberirdischen Konkurrenz des Waldbands (W(o)-Parzellen) in den Reihen 2-4 auf den Ertrag war nur leicht stärker als der auf die vegetative Entwicklung (Höhe). Die kombinierte ober- und unterirdische Konkurrenz (W(+)-Parzellen) wirkte sich dagegen deutlich stärker auf den Ertrag (pro Maiskolben und pro Reihe) aus als auf das Höhenwachstum.

Abb. 3 zeigt die Abnahme der Feinwurzelzahl von *Cassia* in 0-30 cm Tiefe mit zunehmender Entfernung vom Waldband und die gleichzeitige Zunahme der Wurzelzahl, Höhe und Trockenmasse von *Cajanus cajan* an zwei verschiedenen Waldbändern. Wie weitere Profilserien bestätigten, waren *Cassia*-Wurzeln bis in eine Entfernung von 6-9 m vom Stamm (3 bis >5 m vom Feldrand) noch stark bis dominierend in den Profilen vertreten. Die laterale Ausdehnung des Wurzelsystems entsprach etwa der Höhe der Bäume (6-8 m, Alter 4 Jahre). Die von *Cassia* stark durchwurzelte Zone stimmte in aller Regel gut mit dem Feldbereich überein, in dem deutliche Wachstumsdepressionen bei den Kulturen zu beobachten waren.

Der Beitrag der *Leucaena*-Wurzeln zu der Konkurrenz war dagegen höchstens auf einen schmalen Streifen am Feldrand beschränkt (Abb. 2). *Leucaena* erreichte auch unmittelbar neben der Hecke nicht die Wurzeldichte von *Cassia*.

Der Mechanismus der Wurzelkonkurrenz konnte noch nicht geklärt werden. Ein Einfluß der Waldbandwurzeln auf den Wasserhaushalt der randnahen Bereiche der Felder war nachzuweisen, insbesondere in Trockenphasen. Aufgrund der Seltenheit solcher Phasen und der insgesamt sehr niedrigen Wasserspannungen scheidet Wasserkonkurrenz als Mechanismus aber aus.

Die Analysedaten der verfügbaren Nährstoffe in unterschiedlichen Entfernungen von Waldbändern und in den Varianten des Wurzelkonkurrenz-Versuchs lassen keine eindeutigen

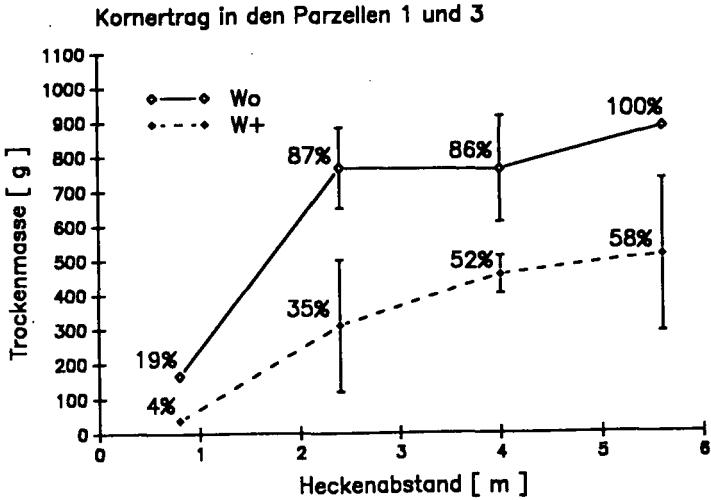


Abb. 1: Maisertrag in den ersten 4 Reihen neben einem Waldband, Mittelwerte und Standardfehler von 2 Parallelen. W(o) = Waldbandwurzeln abgetrennt, W(+) = Waldbandwurzeln belassen. Die Prozentwerte geben den Anteil des Ertrags der betreffenden Reihe am Ertrag der "konkurrenzfreien" 4. Reihe der W(o)-Parzellen an.

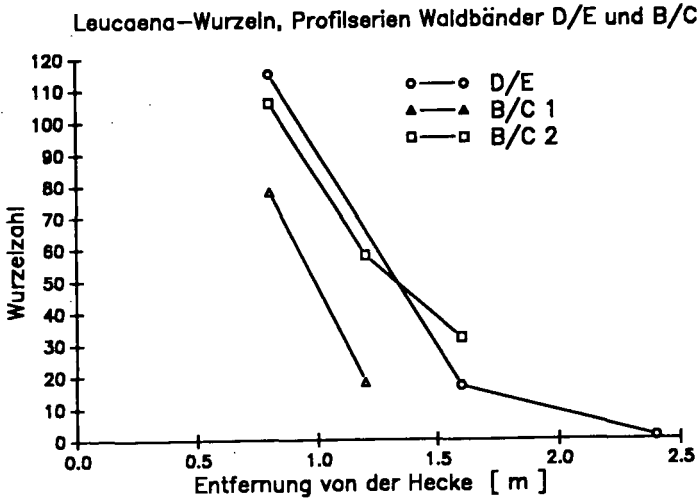
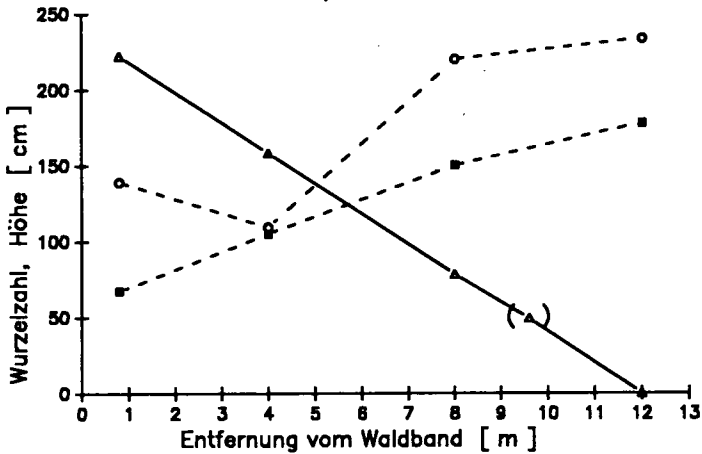


Abb. 2: Zahl der *Leucaena*-Wurzeln (größtenteils < 2 mm) im nicht verhärteten Solum (Tiefe 10-35 cm) an zwei Waldbändern (3 Profilserien), angegeben für 1 m Profilsbreite.

a) Profilsérie Waldband D/E



- - -○ Feinwurzeln Cajanus
- ▲—▲ Feinwurzeln Cassia
- - -■ Höhe Cajanus
- - -● Trockenmasse / Cajanus-Pflanze

b) Profilsérie Waldband E/F

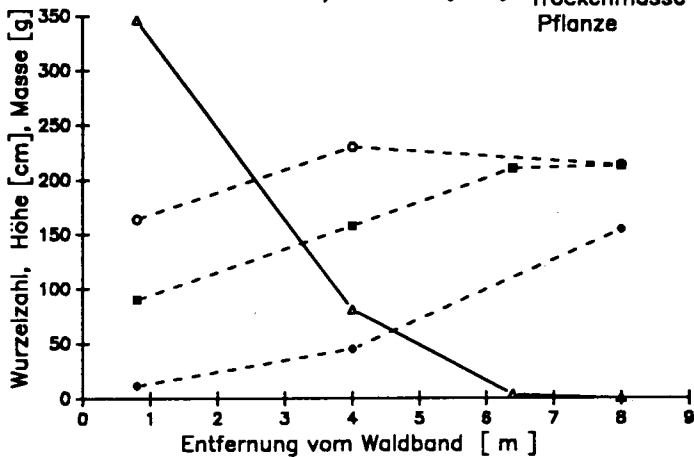


Abb. 3: Zahl der Feinwurzeln (< 2 mm) von *Cassia* und *Cajanus* in 0-30 cm Tiefe an zwei Waldbändern, angegeben für 1 m Profilbreite, sowie Höhe und Trockenmasse (nur Serie E/F) der *Cajanus*-Pflanzen. Die Gesamttiefe der Profile bis zum Laterit betrug 28-60 cm (Serie D/E) und 25-34 cm (Serie E/F). Der Punkt bei 9.40 m wurde ca. 1 Monat nach den anderen Punkten aufgenommen.

Schlüsse auf die Mangelfaktoren zu, über die die Konkurrenz wirksam geworden ist. Hauptsächlich Phosphor, aber auch Stickstoff, Kalium und Spurenelemente (Zn) kommen dafür in Frage. Allelopathische Effekte können ebenfalls nicht ausgeschlossen werden (HUCK 1983).

4. Schlußfolgerungen

Wurzelkonkurrenz kann in Agroforstsystemen bei ungünstiger Artenwahl zu bedeutenden Ertragsminderungen führen. *Cassia siamea* ist als Agroforstbaum für flachgründige, nährstoffarme Böden ungeeignet. Das gleiche gilt wahrscheinlich für trockenere Standorte (Gefahr der Wasserkonkurrenz). Gute Erfahrungen mit *Cassia* in *Alley cropping*-Systemen (YAMOAH u.a. 1986) beruhen vermutlich auf einem abweichenden Wurzelhabitus buschiger Formen. Die Möglichkeit, auf Böden wie denen des Untersuchungsgebiets schnellwachsende Bäume mit annualen Kulturen bei gegenseitigem Nutzen zu kombinieren, ist prinzipiell in Zweifel zu ziehen, da Konkurrenzeffekte kaum vermieden werden können.

Literatur

BÖHM, W., 1979: Methods of studying root systems. Springer-Verlag, Berlin

CENTRE POLYVALENT DE KAZABOUA (CPK), 1988: Rapport annuel 1987/88

HUCK, M.G., 1983: Root distribution, growth, and activity with reference to agroforestry. In: Huxley, P.A. (Ed.), Plant research in agroforestry. ICRAF, Nairobi, S.527-542

SCHROTH, G., 1989: Das Agroforstsystem von Kazaboua/Zentral-Togo: Eine ökologische Analyse auf der Basis verschiedener methodischer Ansätze. Diplomarbeit, Universität Bayreuth

YAMOAH, C.F., AGBOOLA, A.A., WILSON, G.F., MULONGOY, K., 1986: Soil properties as affected by the use of leguminous shrubs for alley cropping with maize. Agric. Ecosys. Environ. 18: 167-177

ZECH, W., 1988: Bodenkundliche Untersuchungen im GTZ-Projekt "Integrierte ländliche Entwicklung der Zentralregion Togos". Bericht an die Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Eschborn

Kinetik der Gleichgewichtseinstellung beim $K^+ / Ca^{++} / H^+$ -Austausch in Lößböden

von

Springob*, G., B. Beyme* und J. Richter**

Vor dem Hintergrund der Kenntnis, daß Pflanzen durch Absenkung der K-Konzentration und des pH-Wertes die K-Dynamik des wurzelnahen Bodens beeinflussen und eine Freisetzung zuvor nicht austauschbaren Kaliums bewirken können, wurden Perkolationsversuche mit 0.025n $CaCl_2$ zur Messung von K-Nachlieferungsraten unter kontrollierten Bedingungen (K-Konz., Ca-Konz., pH, Temp.) an Böden unterschiedlicher Düngungsgeschichte durchgeführt. An dieser Stelle soll zunächst nur über den Einfluß der K-Konzentration und der Konzentration des dominierenden Gegenkations - Ca - bei pH 7.0 berichtet werden.

Die Böden wurden zu Versuchsbeginn zuerst satzweise mit relativ hohen Perkolationsraten von 25 ml $CaCl_2$ /h·0.5g Boden perkoliert. Hierdurch sanken die K-Konzentrationen im Perkolat je nach K-Versorgungsgrad der Böden (K-NH₄ac.) binnen 10-24h auf 1 μ mol K/l ab. Bei Erreichen dieser Grenzkonzentration wurden die zuvor gleichen Perkolationsraten von 2-600 ml/Tag variiert. Durch die verlangsamte bzw. beschleunigte Abfuhr des durch Diffusion freigesetzten K aus dem System Boden/Lösung konnte eine weite Spanne der in diesem System die K-Freisetzung steuernden (nicht konstanten) K-Konzentrationen von im Mittel ca. 0.8-8 μ mol K/l erzeugt werden. Die Analysegenauigkeit betrug ± 0.05 μ mol K/l. Bei einigen Probenätzen wurde gleichzeitig mit der Variation der Perkolationsrate auch die Ca-Konzentration variiert. Für den Zeitraum 40-240h nach Variation der K-Konzentration konnten die mittleren Freisetzungsraten in Abhängigkeit von der mittleren, zeitanteilig gewichteten K-Konzentration aufgetragen werden (Abb.1). Die aufgetragene K-Konzentration stellt dabei aber nicht die im Perkolat gemessene, sondern die zum jeweiligen Zeitpunkt an den Bodenoberflächen wirksame (höhere) Konzentration da. Über die Korrektur der Perkolatkonzentration um den Einfluß der Porenwassergeschwindigkeit wird an anderer Stelle ausführlicher zu berichten sein.

Abb. 1 zeigt den Zusammenhang zwischen K-Konzentration und K-Freisetzung für die 0-Parzelle (I₀) und die höchstgedüngte Parzelle des K-Dauerdüngungsversuches Klein Ilde (I₂₄₀) (JUNGK/CLAASEN). Die Böden (Parabraunerden aus Löß) hatten NH₄ac.K-Gehalte von 8 bzw. 22 mg/100g Boden, die Differenz in der K-Bilanz (Düngung und Entzug) beider Böden betrug ca. 2000 kg K ha⁻¹ 13 Jahre⁻¹, was durch die Differenz in den K-NH₄ac.-Werten nicht annähernd wiedergegeben wird. Bei I₂₄₀ ist also mit einer größeren Menge fixierten Kaliums zu rechnen, bei I₀ dürfte das native Zwischenschicht-K die Freisetzungsraten bestimmen.

* Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

** Institut für Geographie der Techn. Univ. Braunschweig, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

Man erkennt in Abb.1. daß bei pH 7.0 und K-Konzentrationen über 3 $\mu\text{mol K/l}$ nicht mit nennenswerten K-Nachlieferungsraten zu rechnen ist. Unterhalb 1 $\mu\text{mol K/l}$ werden bei I_{240} Raten bis zu 45 $\mu\text{mol K d}^{-1} 100\text{g}^{-1}$ erreicht. Beim Boden I_0 setzt die K-Freisetzung erst bei wesentlich niedrigeren Konzentrationen ein und ist bei gleicher K-Konzentration wesentlich geringer als bei I_{240} . Fixiertes K wird offenbar schneller freigesetzt als natives Zwischenschicht-K.

Mit steigender Ca-Konzentration nehmen die Freisetzungsraten zu (nicht dargestellt), und zwar umso stärker, je höher die K-Konzentration ist.

Die mit I_0 und I_{240} erhaltenen Ergebnisse konnten an einer Reihe weiterer Böden bestätigt werden. Bei gleicher K-Konzentration waren bei den verschiedenen Böden die K-Freisetzungsraten umso höher, je mehr austauschbares K vorhanden war.

Die Auswirkung aller zu untersuchenden Einflußgrößen (Ca, pH, Temperatur) muß auf definiertem K-Konzentrationsniveau beschrieben werden, da bei Variation einer dieser Größen sofort auch die K-Konzentration verändert wird. Angaben über K-Freisetzungsraten ohne Angabe der K-Konzentration oder Vergleiche zwischen verschiedenen Böden oder Varianten auf unterschiedlichem K-Konzentrationsniveau sind nicht verallgemeinerungsfähig.

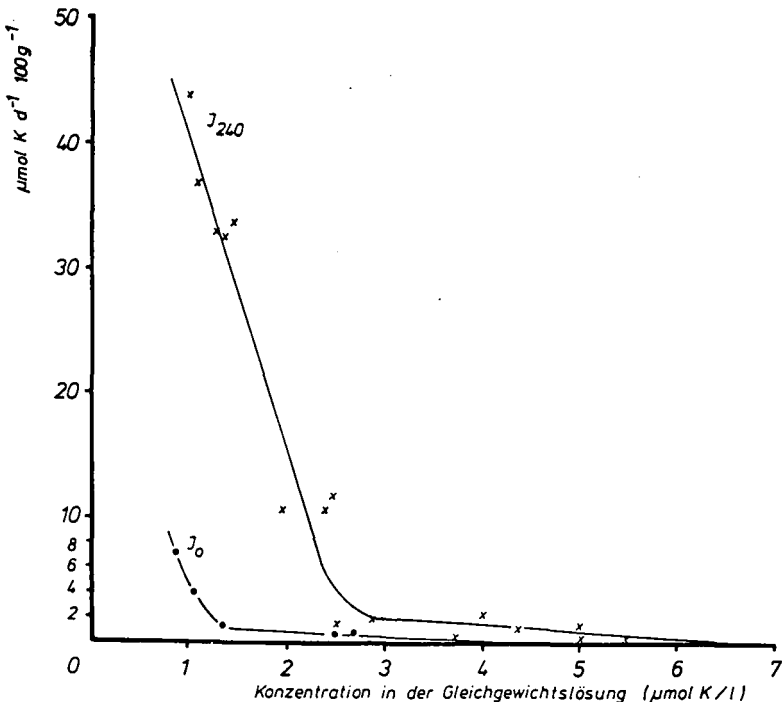


Abb. 1: Beziehung zwischen K-Freisetzungsraten und K-Konzentration der umgebenden Lösung für zwei Düngungsvarianten des Bodens Klein Ilde (pH 7.0, 250 ppm Ca)

Interpretation von Nitrattiefenprofilen unter Sand bei unterschiedlicher Düngung (mineralisch, biologisch-dynamisch)

von

Wessolek, G.⁺, F. Swartjes⁺ und H. Meuser⁺⁺

Angaben zum Standort: Darmstadt-Griesheim

Boden: Braunerde mit Bändern (Typ 1B)
msfS, Entwicklungstiefe: 7 dm

Mittleres Klima: Niederschläge: 626 mm
Durchschnittstemperatur: 10,2 °C
rel. Luftfeuchte: 65 %
KWB: (Mai-Juli): - 200 mm

Grundwasserstand: ca. 10 m u. GOF

Versuchszeitraum: 1986-1988

Jahr: 1986 1987 1988

Kultur: S.Weizen Hafer, Phacelia Luzerne

Düngung: 100 kg N/ha als KAS (mineralisch) bzw. als Mistkompost + Rizinusschrot (Biol.dyn.).

Messungen: April 1986 - Febr. 1988
Kontinuierlich N-Haushalt im Boden und Bodenlösung unterhalb des Wurzelraumes sowie Ψ und Θ als Funktion der Zeit und Tiefe.
Sept. 1988 Tiefbohrung bis 10 m Tiefe, Untersuchung in 33 cm Abschnitten auf NO_3^- .

Durcheine Tiefbohrung Ende 1988 sollten folgende Ziele verfolgt werden:

Räumlich-zeitliche Zuordnung der Nitratkonzentrationsprofile in der ungesättigten Bodenzone,

Bestimmung der Verweildauer der Bodenlösung in der ungesättigten Zone,

Interpretation von Konzentrationsänderungen (z.B. Abflachung eines Nitratpeaks infolge von Diffusion) und

Überprüfung von Wasserhaushalts- und Stofftransportmodellen.

⁺ TU Berlin, Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

⁺⁺ Gesamthochschule Essen, FB 9, Univ.Str. 15, 4300 Essen

Aus Simulationsberechnungen geht hervor, daß der 1986 entstandene NO_3^- -Peak nach 880 Tagen eine Strecke von ca. 7,30 m verlagert wurde, sich dabei auf 5,60 ausgehnt hat und das Maximum infolge von Diffusion/Dispersion um 35-40 ppm abgenommen hat (s. Abb. 2). Da das Gesamt- NO_3^- bei diesem Prozess sich quantitativ nicht verändert hat, können Denitrifikationsprozesse für diesen Standort ausgeschlossen werden. Der Nitratanstieg in 9,5 m Tiefe (s. Abb. 2) wird auf den Einfluß des Grundwassers zurückgeführt, das lateral aus Spargelanbaugebieten NO_3^- -haltiges Grundwasser in das Profil bei höheren GW-Ständen (9,50) eingetragen hat.

Durch zusätzliche Berechnungen zur jährlichen Nitratverlagerung sollte geklärt werden, welche NO_3^- -Strecken/Jahr unter Bewuchs und unter Winterbrache zurückgelegt werden. Aus Abb. 3 geht hervor, daß NO_3^- im Mittel der Jahre (50 %) unter W.Brache 2,93 m und unter W.Gerste 2,48 m verlagert wird.

Berechnungen:

- Der Wasserhaushalt wurde mit einem numerischen Wasserhaushaltsmodell nach DUYNISVELD (1984) für die Zeit April 86 - April 88 sowie für den Zeitraum 1950-1986 mit einem Zweischichtmodell (s. WESSOLEK 1989) berechnet.
- Die Simulationsrechnungen zum Stofftransport erfolgten mit einem Finite-Elemente-Modell nach SWARTJES et al. (1988), wobei die Bodenphysik nach VAN GENUCHTEN (1981) bestimmt wurde. Als Input-Daten dienten die Flüsse des Wasserhaushaltsmodells sowie die NO_3^- -Konzentrationsmessungen unterhalb des Wurzelraumes; der Diffusionskoeffizient im Boden wurde mit $0,46 \text{ cm}^2/\text{Tag}$ und der Dispersionskoeffizient mit $2,0 \text{ cm}^2/\text{Tag}$ angenommen.

Ergebnisse:

Aus Abb. 1 geht hervor, daß das Sickerwasser i.d.R. NO_3^- -Konzentrationen von $> 50 \text{ mg/l}$ aufweist und nur geringe Unterschiede zwischen den Varianten bestehen. Im Zeitraum August 1986 - März 1987 entsteht ein Nitrat-Peak von ca. 3 m Länge und einem Maximum von $> 150 \text{ mg/l}$. Diese Nitratfracht ist als Folge hoher Niederschläge im August 1986 aus dem Wurzelraum ausgewaschen worden (MEUSER 1988).

In Feuchthjahren kann die Verlagerung $> 4,00 \text{ m/a}$, in Trockenjahren $< 1,00 \text{ m/a}$ betragen.

Fazit:

Zur richtigen Interpretation von Nitratprofilen müssen folgende Informationen vorliegen:

- Klimaverlauf
- Bodenphysik (pF, K-Psi)
- Düngzeitpunkt und -menge
- Fruchtfolge und Vegetationsverlauf
- Durchwurzelungstiefe
- Grundwasseramplitude.

Erst die Verbindung dieser Parameter mit dem Einsatz geeichter Wasserhaushalts- und Stofftransportmodelle (zur Bestimmung der Diffusionscharakteristik) ermöglicht eine räumlich-zeitliche Zuordnung der NO_3^- -Profile.

Beim Übergang von der ungesättigten zur gesättigten Zone ist der laterale Stofftransport zu berücksichtigen.

Ohne diese Angaben sind Nitratprofile von Standorten mit unterschiedlicher Nutzung und/oder Böden nicht miteinander vergleichbar.

Literatur:

- DUYNISVELD, W.H.M. (1984): Entwicklung und Anwendung von Simulationsmodellen für den Wasserhaushalt und den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden. - Ermittlung der Nitrat auswaschungsgefahr unter Ackernutzung - Diss. TU Berlin FB 14.
- GENUCHTEN van, M.Th. (1981): A closed-form for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Am. J. 44, 892-898.
- MEUSER, H. (1988): Einfluß unterschiedlicher Düngungsformen auf Boden und Pflanze. Diss. am FB 14, TU Berlin.
- SWARTJES, F.A., M. RENGER and G. WESSOLEK (1988): Influence of sorption and chemical reactions on transport of soil pollutants. In: "Contaminated Soil", Kluwer Acad. Pub. 33-41.
- WESSOLEK, G. (1989): Einsatz von Wasserhaushalts- und Photosynthesemodellen in der Ökosystemanalyse. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung. Schriftenreihe des FB Landschaftsentwicklung der TU Berlin.

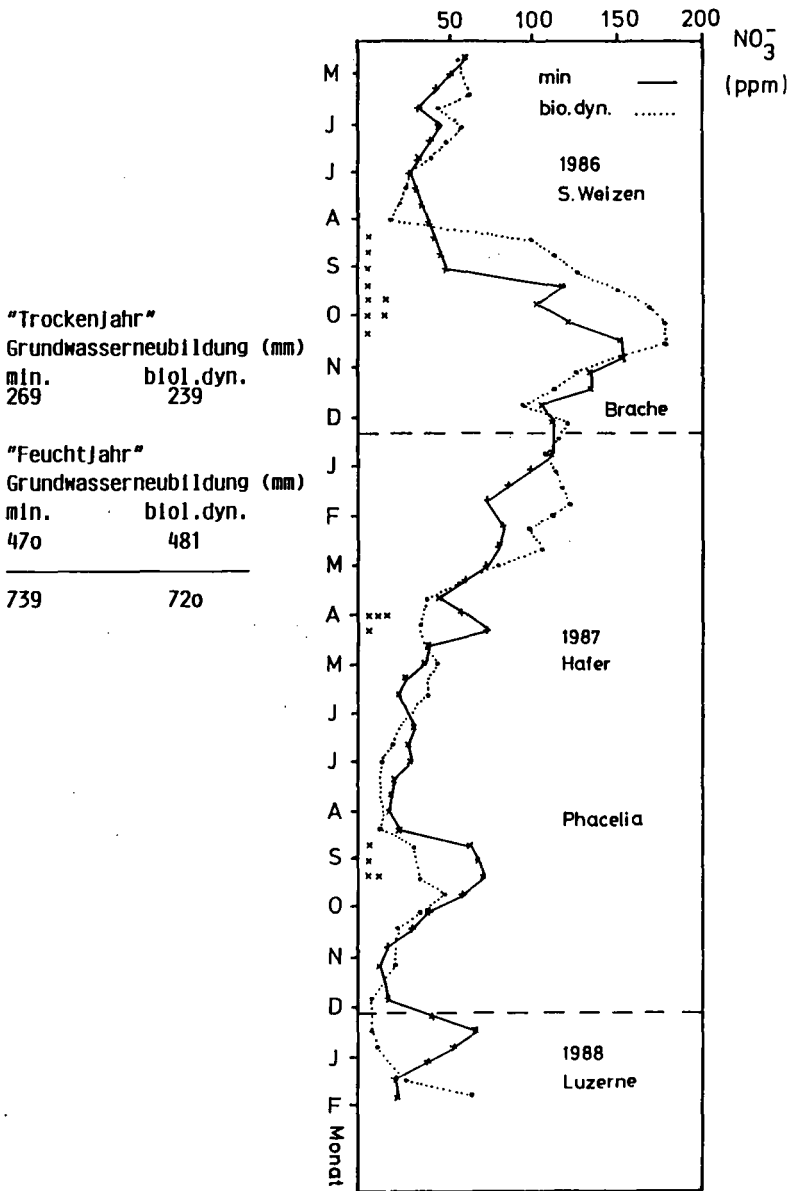


Abb. 1: Kontinuierliche NO₃⁻-Messungen in der Bodenlösung (110 cm Tiefe)

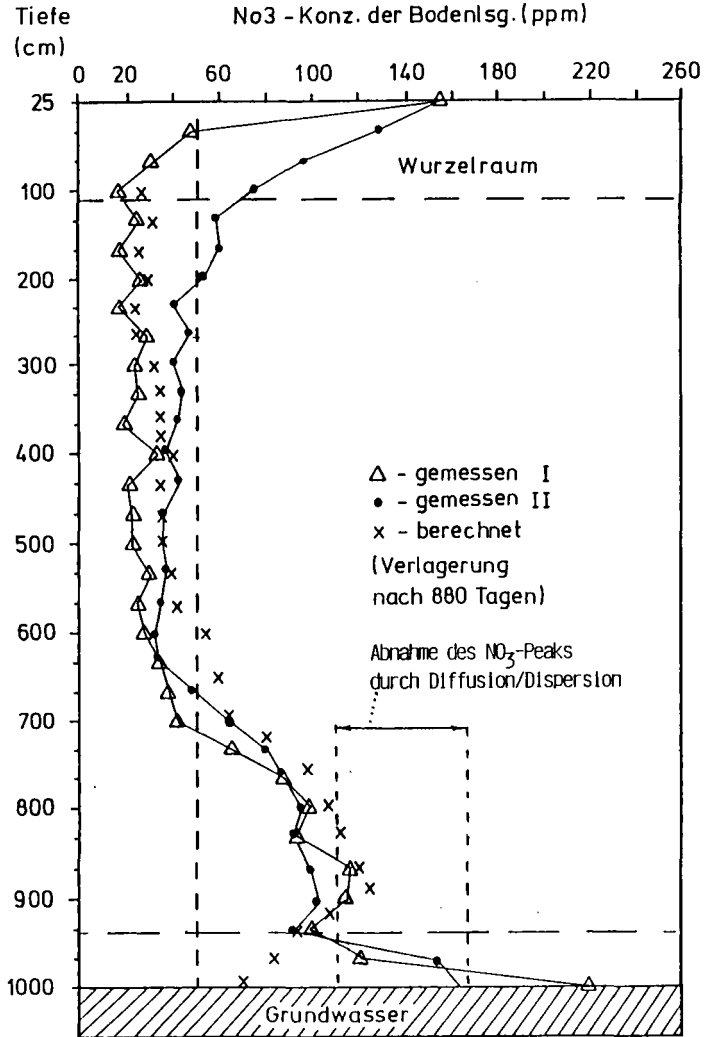


Abb. 2: Gemessene und berechnete NO₃-Konzentrationen bis 10 m Tiefe



jährliche Nitratverlagerung (cm/a)	
Winterbrache	Wintergerste
X(10%) = 125.1	96
X(33%) = 246.2	200
X(50%) = 293.2	248
X(67%) = 336.5	294
X(90%) = 428,8	393

Abb. 3: Häufigkeitsdichtefunktion der Jährlichen Nitratverlagerung unter Ackernutzung auf Sand

**Waldschäden durch Stickstoffüberschuß oder durch Stickstoffmangel?
Die Rolle von Spurenelementen für die Revitalisierung geschädigter Waldökosysteme**

von
WICHTMANN, H.[†] und BRÜCKNER, H.^{*}

1. Einleitung

In einer Arbeit über die ökochemischen Kennwerte des Bodens hat ULRICH (1988) die Vermutung geäußert, daß die Kapazität der Waldökosysteme, Nitrat in Form von organischem Stickstoff zu akkumulieren, weitgehend ausgeschöpft sei. Unsere Untersuchungen können dies bestätigen. Die Bodenlösungen verschiedener Waldböden in Nordrhein-Westfalen zeigten enorm hohe Nitratkonzentrationen. Bisher bietet die Bodenanalytik keine Erklärung für diese Zunahme der Nitratgehalte und die zugrunde liegende Unfähigkeit der Waldökosysteme zur Stickstoffinkorporation. Nach der Ammonium-Hypothese von NIHLGÅRD (1985) könnte eine Beziehung zu dem Auftreten von Waldschäden bestehen.

2. Versuchsanordnung und -gebiet

Wir sind diesem Fragenkomplex deshalb in einem Gebiet mit starken Waldschäden nachgegangen. Es liegt in der Mechnicher Triassenske am Nordrand der Eifel. Auf den dort weitverbreiteten nährstoffarmen podsoligen Böden aus sandig-kiesigen Konglomeraten des mittleren und oberen Buntsandsteins sind extreme Waldschäden mit allen Symptomen von Stickstoffmangel (hellgrüne bis gelblichgrüne Verfärbung der Nadeln, Starrtracht, Kümmerwuchs, vorzeitige Fruktifikation) ausgebildet. Läßt sich dieser Widerspruch - hohe Nitratgehalte in der Bodenlösung und Stickstoffmangelsymptome der Vegetation - mit Hilfe der Bodenanalytik, der Pflanzenanalytik oder auf andere Weise lösen?

Wir haben den Weg über diagnostische Düngungsversuche zu etwa 10jährigen Fichten gewählt; später kamen Versuche zu 10jährigen Schwarzkiefern und 5jährigen Douglasien hinzu. In der Annahme, daß der Stickstoffhaushalt der Pflanzen durch Minimumfaktoren gestört sein könnte, sollte - auf der Grundlage ausreichender Stickstoffversorgung - die Wirkung möglichst vieler Makro- und Mikronährstoffe (P, K, Ca, Mg, Zn, Cu, B, Mo) auf den Stickstoffhaushalt getestet werden. Zur Sicherung des Transfers der Spurenelemente wurden diese teils über den Boden, teils direkt über die Pflanze (Besprühen) zugeführt.

3. Der Einfluß des Molybdäns auf den Stickstoffhaushalt der kranken Kiefernen

Die ersten Ergebnisse des diagnostischen Düngungsversuches zu Fichten zeichneten sich schon in den Vegetationsbeobachtungen ab:

- a) Die Düngung mit Kalkammonsalpeter (= KAS) in Höhe von 70 g/Fichte (= 3-4 dt/ha) blieb wirkungslos; der durch Düngung zusätzlich erzeugte Stickstoffüberschuß im Boden veränderte die Stickstoffmangelsymptome der Fichten in keiner Weise. Offensichtlich ist der Stickstoffhaushalt

[†] Geologisches Landesamt NW, De-Greif-Str. 195, D-4150 Krefeld

^{*} Geographisches Institut, Universität Düsseldorf, Universitätsstr. 1,
D-4000 Düsseldorf 1

blockiert. Entgegen der Ammonium-Hypothese von NIHLGÅRD (1985) hat die zusätzliche Stickstoffversorgung aber auch keinerlei sichtbaren Schaden angerichtet.

- b) Fast alle übrigen Düngungsvarianten ließen ebenfalls phänologisch keine oder nur eine sehr geringe Wirkung erkennen. Nur die mit Complezal (= NPK-Dünger mit Spurenelementen einschließlich Molybdän; eingetragenes Warenzeichen) versehenen Fichten hoben sich durch ihre dunklere Benadlung schon nach 4 Wochen deutlich von allen anderen Versuchsvarianten ab.

Die Ursache für die besondere Wirkung des Complezals wurde in seinem Molybdängehalt vermutet. PLASS hat bereits 1983 den Zusammenhang zwischen Waldschäden und Molybdänmangel in einer Hypothese formuliert, allerdings ohne sie durch Versuche zu verifizieren.

Bekanntlich geht der Einfluß des Molybdäns auf den Stickstoffhaushalt in der Pflanze über die Nitratreduktase. Ohne Molybdän ist keine Reduktion des Nitrats zum Ammonium und damit keine Biosynthese der Aminosäuren möglich (LARCHER 1984). Deshalb kann die Pflanze das Nitratangebot in der Bodenlösung nur nutzen, wenn ihr genügend Molybdän zur Verfügung steht. Es gibt Hinweise, daß die Nitratreduktase bei den Koniferen bereits in den Wurzeln lokalisiert ist (KOTTKE & OBERWINKLER 1986). Deshalb ist das Besprühen der Fichtennadeln mit Molybdän wirkungslos geblieben.

Aufgrund der Vegetationsbeobachtungen wurde der Versuchsplan ergänzt. In der zweiten Junihälfte 1988 erhielten jeweils drei Fichten in jeder Reihe zusätzlich eine Gabe von 110,5%-iger Ammoniummolybdat-Lösung.

Bereits nach einem Monat war die Wirkung sichtbar. Mittelschwer geschädigte Bäume wurden allmählich dunkler grün und erholten sich, und zwar besonders gut in den NPK-Reihen; stark geschädigte Bäume zeigten sich in ihrem Habitus vitaler. Zweifellos war diese Veränderung dem Molybdän zu verdanken. Die einzige Ausnahme bildete die Versuchsreihe ohne jede Stickstoffdüngung; hier hatte auch die Molybdänzugabe keinerlei Wirkung erbracht.

4. Der Einfluß des Molybdäns auf den Stickstoffhaushalt des Bodens

Ab Oktober 1988, also nach der Konsolidierung der Ergebnisse im Hinblick auf die Beseitigung der N-Mangelsymptome durch Molybdän, wurde die Bodenlösung einiger Versuchsglieder in 5 cm Bodentiefe im 14tägigen Turnus auf ihren NO_3^- -Gehalt kontrolliert. Wir erwarteten, daß die Fichte durch Molybdän in die Lage versetzt würde, den Bodenstickstoff besser zu verwerten, was sich in einer Abnahme der NO_3^- -Gehalte in der Bodenlösung äußern mußte.

Die Kontrollen begannen beim Fichtenversuch. Bei Teildüngung mit Kalkammonsalpeter (= KAS) trat erstaunlicherweise genau das Gegenteil von unseren Erwartungen ein. Wie Abb. 1 zeigt, weisen alle Versuchsglieder, die zusätzlich mit Molybdän versehen wurden, im Herbst erheblich höhere NO_3^- -Konzentrationen in der Bodenlösung auf als die Versuchsglieder ohne Molybdän. Die Unterschiede gehen bis Jahresende durch Auswaschungs- und Verlagerungsvorgänge zurück; mit Beginn des neuen Jahres streuen die Werte (vermutlich aufgrund pflanzenphysiologischer Prozesse zur Vorbereitung des - wegen des milden Winters frühen - Vegetationsbeginns).

Nach diesem überraschenden Ergebnis wurden die Nitratwerte der Bodenlösung auch im Douglasienversuch kontrolliert. Hier war das Molybdän in Kombination mit Kalksalpeter verabreicht worden. Seine Wirkung ist die gleiche wie im Fichtenversuch mit Kalkammonsalpeter (Abb. 1): Die Nitratwerte in der Bodenlösung nehmen zu (Abb. 3).

Schließlich wurde auch der Schwarzkiefernversuch in diese Kontrolle einbezogen. Hier wurde ebenfalls eine Erhöhung der Nitratwerte durch Molybdän festgestellt (Abb. 4). Die Werte bleiben hier sogar bis zum Ende der Untersuchungen am 8.3. 1989 praktisch konstant. Dies ist offenbar der Fall, weil die pflanzenphysiologischen Prozesse des Vegetationsbeginns bei den Schwarzkiefern erst später einsetzen. Aus Abb. 4 geht außerdem hervor, daß im Schwarzkiefernversuch die Molybdänwirkung von der Kalkung abhängt, offenbar, weil Molybdän im sauren Boden ohne Kalkung alsbald festgelegt worden ist.

Ganz anders dagegen sind die Ergebnisse bei Volldüngung (= NPK) zu Fichten (Abb. 2). Die NO_3^- -Werte in der Bodenlösung sind allgemein niedrig, und es treten keine Unterschiede zwischen den Versuchsgliedern mit und ohne Molybdän auf. Erst mit Beginn des neuen Jahres schwanken die Nitratgehalte ähnlich stark wie bei Teildüngung (= KAS, Abb. 1).

5. Diskussion der Ergebnisse und Ausblick

Wie sind diese Unterschiede in der Wirkung des Molybdäns bei Volldüngung im Vergleich zur Teildüngung zu erklären? Vermutlich hat Molybdän eine doppelte Wirkung, und zwar wirkt es offenbar (a) erstens auf den Boden und (b) zweitens auf die Vegetation.

ad a) Im Boden hat das Molybdän nach den vorliegenden Ergebnissen zu einer Zunahme der NO_3^- -Gehalte in der Bodenlösung geführt (Abb. 1, 3, 4). Sie ist wahrscheinlich durch die mikrobielle Stickstoffbindung aus der Luft bedingt, die von der molybdänabhängigen Nitrogenase gesteuert wird. Voraussetzung für diese Wirkung von Molybdän war die vorherige Düngung mit Kalk (Abb. 4), was im Hinblick auf den Einfluß des pH-Wertes auf die Löslichkeit des Molybdäns leicht verständlich ist.

ad b) In der Pflanze hat Molybdän nach den Vegetationsbeobachtungen die Stickstoffmangelsymptome beseitigt - bei Teildüngung teilweise und bei Volldüngung vollständig. Das kann nur über eine bessere Aufnahme bzw. Verwertung des Nitrats aus dem Boden bei Volldüngung geschehen sein. Die Bodenanalysen bestätigen das auch, denn bei Volldüngung (Abb. 2) liegen die Nitratgehalte in der Bodenlösung wesentlich niedriger als bei Teildüngung (Abb. 1). Weil die Kaliumgehalte der Bodenlösung mit meist unter 1 ppm und die der Fichtennadeln mit teilweise nur 1700 ppm extrem niedrig sind, wurde vermutet, daß die höhere Nitrataufnahme mit dem Kaliumgehalt der Volldünger zu tun haben könnte. Deshalb wurden im Mai 1989 weitere Testversuche angelegt in der Erwartung, daß bereits durch eine Gabe von Molybdän und Kalium die volle Revitalisierung von Fichten sowie von Kiefern möglich wäre. Diese Erwartung hat sich bestätigt. Auch ohne Stickstoffdüngung und trotz der teilweise bis über 8 ppm gestiegenen Al^{3+} -Konzentration in der Bodenlösung wurde durch Molybdän- und Kaliumdüngung eine vollständige Revitalisierung von Kiefern und Fichten auf unseren Versuchsböden in kurzer Zeit erreicht.

Es ist also festzustellen, daß an dem vorliegenden Standort der Stickstoffhaushalt sowohl des Bodens als auch der Pflanze von mehreren Faktoren beeinflusst worden ist. Nach dem Wirkungsgesetz der Wachstumsfaktoren (MITSCHERLICH 1950) kann wahrscheinlich jedes im Minimum befindliche Nährelement den Stickstoffhaushalt der Pflanze stören und entsprechend auch den Stickstoffgehalt der Bodenlösung verändern.

Die vorgelegten diagnostischen Düngungsversuche haben ergeben, daß Waldschäden durch Ernährungsstörungen bedingt sein können, die sekundär zu Stickstoffmangel in der Pflanze und zu Stickstoffüberschuß im Boden führen. Für diese weitverbreiteten Ernährungsstörungen kann ein Mangel an Makronährstoffen (HÜTTL & ZÖTTL 1986, REHFUESS 1988), aber auch an Mikronährstoffen verantwortlich sein. Dabei kommt dem Molybdän eine ganz besondere Bedeutung zu (vgl. auch PLASS 1983). Wegen der Festlegung des Molybdäns durch die Bodenversauerung infolge der heutigen Umweltbelastung ist dieses Spurenelement häufig ins Minimum geraten. Es steht dann für die Regulierung des Stickstoffhaushaltes im Boden und in der Pflanze nicht mehr in ausreichendem Maße zur Verfügung. Wie die Untersuchungen außerdem zeigen, ist die pflanzenphysiologische Funktion des Molybdäns von dem Kaliumangebot des Bodens abhängig.

Waldschäden können auch durch einen Mangel an anderen Spurenelementen ausgelöst werden. So sind wahrscheinlich die sehr hohen Nitratgehalte in der Bodenlösung einer Braunerde-Rendzina und die starken Nadelvergilbungen der Kiefern auf diesem Boden nicht durch Molybdän-, sondern durch Bormangel bedingt. Untersuchungen zur Konkretisierung dieser Beobachtungen sind angelaufen. Jedenfalls wird eine Revitalisierung der durch die heutige Umweltbelastung geschädigten Waldökosysteme in vielen Fällen nicht ohne die Regelung der Versorgung mit Spurenelementen möglich sein.

Literatur

- HÜTTL, R.F. & ZÖTTL, H.W. (1986): Diagnostische Düngungsversuche in geschädigten Nadelbaumbeständen Südwestdeutschlands.- IMA-Querschnittsseminar "Rekultivierungsmaßnahmen...", Karlsruhe, 15.-16.4.1986, Berichtsband: 3-14; Karlsruhe.
- KOTTKE, I. & OBERWINKLER, F. (1986): Mycorrhiza of forest trees - structure and function.- Trees 1: 1-24, Heidelberg u.a.
- LARCHER, W. (1984): Ökologie der Pflanzen.- 403 S.; Stuttgart.
- MITSCHERLICH, E.A. (1950): Bodenkunde für Landwirte, Forstwirte und Gärtner.- 371 S.; Halle/Saale.
- NIHLGÅRD, B. (1985): The ammonium hypothesis - an additional explanation of the forest dieback in Europe.- Ambio, 14: 2-8; Uddevalla.
- PLASS, W. (1983): Zum Waldsterben in Westdeutschland, Molybdänmangel bei Sulfat- und zeitweisem Nitratüberangebot - Eine Hypothese.- Geoökodynamik, 4: 19-38; Darmstadt.
- REHFUESS, K.E. (1988): Übersicht über die bodenkundliche Forschung im Zusammenhang mit den neuartigen Waldschäden.- 4. Status Kolloquium P.E.F. 35, Kernforschungszentrum 1: 1-26; Karlsruhe.
- ULRICH, B. (1988): Ökochemische Kennwerte des Bodens.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 151: 171-183; Weinheim.

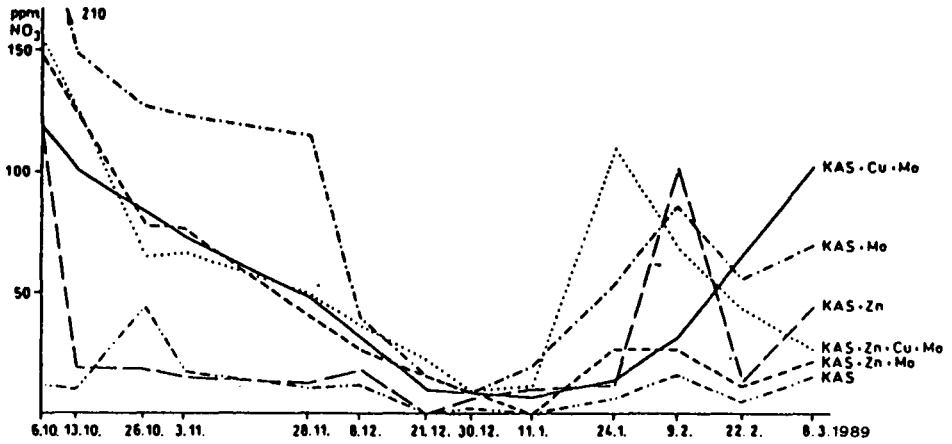


Abb. 1: NO₃⁻-Gehalt der Bodenlösung unter Fichten in Abhängigkeit von Molybdän bei Teildüngung (Waldparzelle Jagen 328b, bei Gemünd)

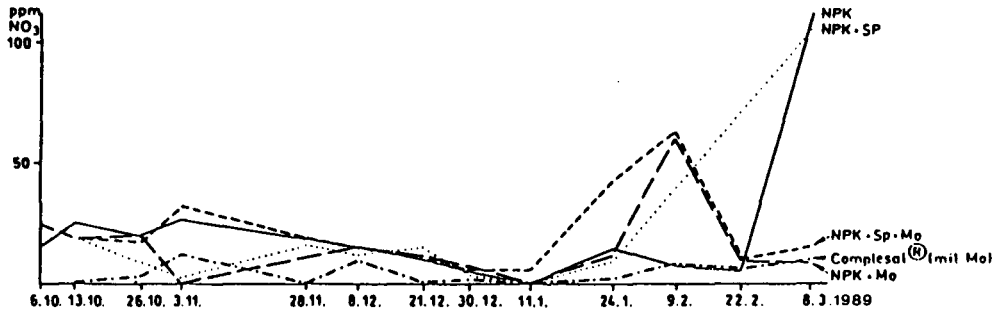


Abb. 2: NO₃⁻-Gehalt der Bodenlösung unter Fichten in Abhängigkeit von Molybdän bei Volldüngung (Waldparzelle Jagen 328b, bei Gemünd)

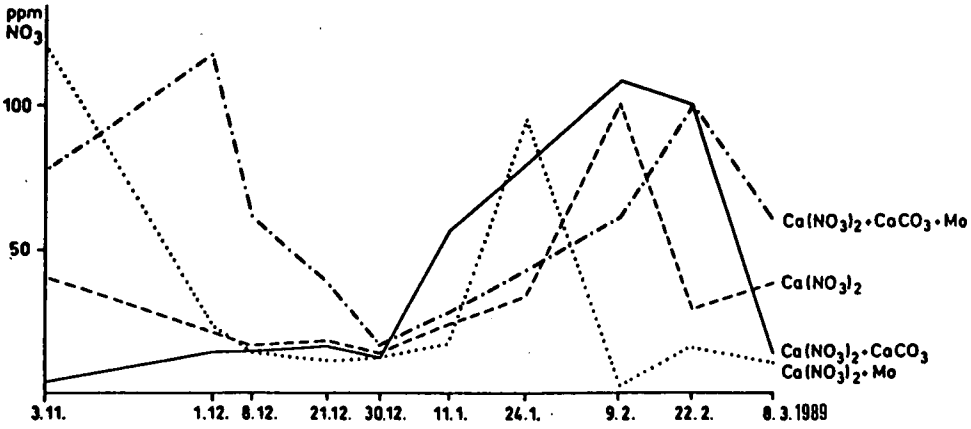


Abb. 3: NO₃⁻-Gehalt der Bodenlösung unter Douglasien in Abhängigkeit von Molybdän- und Kalkdüngung (Waldparzelle Jagen 325, bei Gemünd)

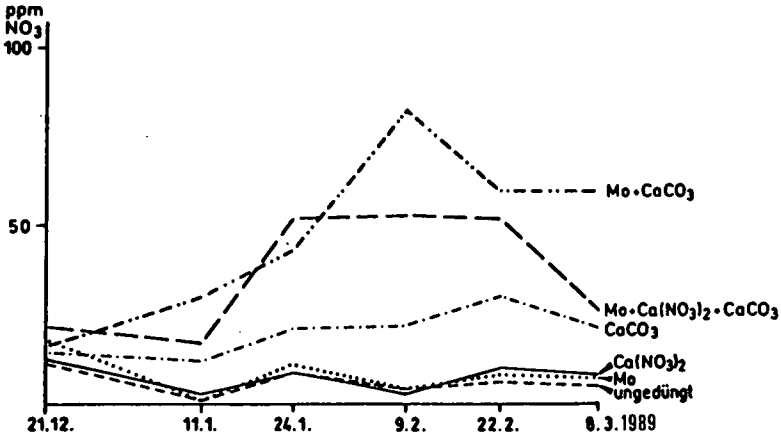


Abb. 4: NO₃⁻-Gehalt der Bodenlösung unter Schwarzkiefern in Abhängigkeit von Molybdän- und Kalkdüngung

Untersuchung über den Einfluß von Nitrifiziden, mineralischer ¹⁵N-Düngung und Gülledüngung auf den Rohproteingehalt bei Sommergetreide im Gefäßversuch unter Bedingungen eines künstlich versalzten Bodens"

Sarwat Mokhtar Youssef
Soil-Dept. Faculty of Agri. Kafr El-Sheikh-Tanta University, Egypt.

1. Einleitung und Problemstellung

Wichtige Maßnahmen zur Erhöhung der Ertragsfähigkeit unserer Böden sind die weiteren Verbesserungen der Ackerkultur durch die umfassende Anwendung des wissenschaftlich-technischen Fortschritts und der effektive Einsatz der organischen und mineralischen Düngemittel. Stickstoff ist ein ertrags- und qualitätsbestimmender Nährstoff.

Bekanntlich führt eine Salzkonzentration von mehr als 0,1 % NaCl bei einigen Pflanzen schon zur Wachstumshemmung. Eine deutliche Schädigung ist häufig bei 0,2 bis 0,3 % feststellbar, wogegen bei mehr als 0,4 % der Anbau der meisten Kulturpflanzen unmöglich wird (Youssef, 1987). In der Arabischen Republik Ägypten sind Salzböden vor allem im Bezirk Kafr El-Sheikh verbreitet, im Gefäßversuch den Einfluß der mineralischen N-Düngung in Form von Ammoniumsulfat und Harnstoff, der organischen Düngung in Form von Rindergülle mit einem hohen Anteil an löslichem Stickstoff sowie die Nitrifiziden DCD, N-serve und CMP, auf Rohproteingehalt bei Sommergetreide (Sommergerste, Sommerweizen und Mais) unter Bedingungen verschiedener NaClkonzentrationen im Vergleich zum nicht versalzten Boden zu untersuchen.

2. Material und Methoden

Die Versuche wurden im Gewächshaus in Mitschlich-Gefäßen mit 6 kg Boden/Gefäß in vier Wiederholungen durchgeführt.

- DCD (Dicyandiamid) bei Sommergerste (60 mg = 10 ppm/Gefäß)
- N-Serve bei Sommerweizen (20 mg/Gefäß)
- 1-Carbamyl -3 (5) - Methylpyrazol (CMP) ebenfalls 20 mg/Gefäß bei Mais. Für die Durchführung der Gefäßversuche wurde der Boden aus einer Tiefe von 0 bis 20 cm entnommen. Danach handelt es sich um einen leichten Boden (anlehmiger Sand), Versuchsboden aus Malchow bei Berlin (DDR).

Bei Kulturpflanzen Sommergerste und Sommerweizen wurde die Pflanzenzahl einheitlich auf 20/ Gefäß, bei Mais wurde die Pflanzenanzahl einheitlich auf 5/Gefäß. Die jedes Gefäß nach seiner Befüllung eine Deckschicht mit 0,5 kg salzfreiem Boden. Die Versuche wurden auf die Wasserstufe 60 % der maximalen Wasserkapazität (bei Sommergerste). Bei Sommerweizen/Mais wurde ebenfalls auf Durchfluß gegossen, das Perkolat jedoch nicht wieder in das Gefäß zurückgeführt. Es wurde gesammelt und der Analyse zugeführt (Bestimmung von NH_4^+ und NO_3^-).

3. Ergebnisse und Diskussion

3-1 Rohproteingehalt - Sommergerste

wie Abb. (1) zeigt, wurden im salzfreien Substrat durch DCD-Zusatz die Rohproteingehalt bei alleiniger Ammoniumsulfat Düngung erhöht. Auch bei mittlerem Salzgehalt im Substrat ist in den Güllevarianten eine DCD-Wirkung signifikant nachgewiesen (var. 10). Bei hohem NaCl-Gehalt im Substrat (Abb. 1) führte die Gülledüngung zur Reduzierung der ohnehin geringen Rohproteingehalt durch die Ertragskomponenten. Eine DCD-Wirkung ist nicht nachweisbar. Bei kombinierter Ammoniumsulfat/Gülledüngung (Var. 19-24) ist die DCD-Wirkung auf Rohproteingehalt eindeutig. Gleichzeitig erhöhte sich der N-Anteil aus Böden und Gülle. Zu ähnlichen Ergebnissen gelangten Markgraf u.a. (1987), Peschke und Markgraf (1982).

- Sommerweizen:

In der Abb. (2) zeigt sich, der Salzgehalt des Bodens verringerte in allen Fällen die Rohproteingehalt durch die Pflanze. Im salzfreien Substrat wurden durch N-serve-Zusatz, die Rohproteingehalt bei alleiniger Harnstoffdüngung erhöht (var. 4). Auch bei 0,1%

Das Versuchsschema zeigt sich in Tab. (1) dargestellt.

Tabelle (1). Versuchsschema

Lfd. Nr.	Sommergerste	Sommerweizen	Mais
1	0/0/0/-	0/0/0/-	0/0/0/-
2	0/0/0/+	0/0/0/+	0/0/0/+
3	0,5/0/0/-	0/N/0/-	0/N/0/-
4	0,5/0/0/+	0/N/0/+	0/N/0/+
5	1,0/0/0/-	0/0/G/-	0/0/G/-
6	1,0/0/0/+	0/0/G/+	0/0/G/+

7	0/0/G/-	0,1/N/0/-	0,1/N/0/-
8	0/0/G/+	0,1/N/0/+	0,1/N/0/+
9	0,5/0/G/-	0,1/0/G/-	0,1/0/G/-
10	0,5/0/G/+	0,1/0/G/+	0,1/0/G/+

11	1,0/0/G/-	0,3/N/0/-	0,3/N/0/-
12	1,0/0/G/+	0,3/N/0/+	0,3/N/0/+

13	0/N/0/-	0,3/0/G/-	0,3/0/G/-
14	0/N/0/+	0,3/0/G/+	0,3/0/G/+

15	0,5/N/0/-	0,5/N/0/-	0,5/N/0/-
16	0,5/N/0/+	0,5/N/0/+	0,5/N/0/+
17	1,0/N/0/-	0,5/0/G/-	0,5/0/G/-
18	1,0/N/0/+	0,5/0/G/+	0,5/0/G/+

19	0/N/G/-	0,7/N/0/-	0,7/N/0/-
20	0/N/G/+	0,7/N/0/+	0,7/N/0/+
21	0,5/N/G/-	0,7/0/G/-	0,7/0/G/-
22	0,5/N/G/+	0,7/0/G/+	0,7/0/G/+

23	1,0/N/G/-	1,0/N/0/-	1,0/N/0/-
24	1,0/N/G/+	1,0/N/0/+	1,0/N/0/+

25		1,0/0/G/-	1,0/0/G/-
26		1,0/0/G/+	1,0/0/G/+

Erläuterungen:

- 1 - Position Salzkonzentration = von 0,1 bis 1,0 % NaCl.
- 2 - Position N¹⁵ = (NH₄)₂ so 4 bei Sommergerste und Mais, Co¹⁵ (NH₂)₂ bei Sommerweizen
- 3 - Position G = Gülle
- 4 - Position + = mit Nitrifizid
- = ohne Nitrifizid

Die Höhe der N-Mineraldüngung betrug 1000 mg/N/Gefäß, Rindergülle 500 mg N/Gefäß, zur Nitrifiziden wurden drei Ammoniumnitrifizide eingesetzt.

NaCl-Gehalt im Substrat, ist in den Varianten mit Harnstoffdüngung eine N-serve-Wirkung signifikant nachgewiesen (var. 8). Bei alleiniger Gülledüngung sowie in den Varianten ohne Düngung ist keine Auswirkung von N-serve auf die Rohproteingehalt durch die Pflanzen (var. 5, 6 und 1, 2). Durch den Salzgehalt im Substrat (Abb. 2) war eine signifikante Reduzierung, die Rohproteingehalt der Pflanzen ersichtlich. Bei höchstem Salzgehalt im Substrat (0,7 und 1,0 %) war wieder eine N-serve-Wirkung auf dem Rohproteingehalt (var. 20 und 24) zu ähnlichen Ergebnissen gelangt, Youssef (1988).

- Mais

Aus Abb. (3) geht hervor, daß die Anwesenheit von Salz im Substrat (,01 %) zu einem größeren Rohproteingehalt bei Ammoniumsulfatdüngung + CMP im Vergleich zu Gülledüngung + CMP (vergl. var. 8 und 7 sowie var. 10 und 9). In den Varianten ohne Salz im Substrat ist ein hoher, die Rohproteingehalt bei Ammoniumsulfatdüngung mit CMP (var. 4 und 3). Bei einer Salzkonzentration von 0,3 % NaCl im Substrat sind geringe Rohproteingehalt in den Ertragskomponenten ersichtlich. Bei mittlerer und hoher Salzkonzentration (0,5 % und 1,0 %) führte die Gülledüngung zur Reduzierung der ohnehin geringen die Rohproteingehalt durch die Erträge an Stroh und Wurzeln, zu ähnlichen Ergebnissen bei Youssef (1988).

4. Schlußfolgerungen und Zusammenfassung

In einem Gefäßversuch mit Sommergerste, Sommerweizen und Mais wurde die Wirkung von Ammoniumsulfat, Harnstoff, Gülle, DCD, N-serve und CMP auf den Rohproteingehalt unter den Bedingungen einer differenzierten künstlichen NaCl-Versalzung des Substrats geprüft.

1. Die negative Wirkung des Salzgehaltes im Substrat wurde auch durch die mineralische N-Düngung verstärkt (Sommergerste, Sommerweizen und Mais).
2. Der Salzgehalt des Bodens verringerte in allen Fällen den Rohproteingehalt durch die Pflanze.
3. Bei Sommerweizen wurden die höchsten Rohproteingehalte durch alleiniger Düngung mit Harnstoff erzielt.
4. Im salzfreien Substrat werden durch CMP-Zusatz die Rohproteingehalte bei Ammoniumsulfatdüngung erhöht (Mais).
5. Das Nitrifizid N-serve hatte bei Sommerweizen eine bessere Wirkung auf die Rohproteingehalt.

LITERATUR:

1. MARKGRAF, G., SCHMIDT, D., GROSSMANN, K.; OBERDOERSTER, U., LUCKE, K. und FISCHER, G.: Untersuchungen zur Wirkung von Dicyandiamid auf Freisetzung und Verlagerung von Stickstoff aus im Herbst ausgebrachter Gülle auf ausgewählten D₀-Standorten der Kreise Angermünde und Nauen. wiss. Z.d. Humboldt-Univ. zu Berlin, Heft 4 (1987), S. 311 - 320.
2. PESCHKE, H., MARKGRAF, G.: Vergleichende Untersuchungen zur Stickstoffverwertung, der Pflanze mit Ammoniumnitrat und Gülle als ¹⁵N-Tracer. (1982) aus der s. pflanzenprod. Ber. Bodenkunde und Pflanzenern. der Humboldt-Univ. zu Berlin.
3. YOUSSEF, S.M.: Über den Einfluß von Dicyandiamid, mineralischer N-Düngung und Gülledüngung auf N-Entzüge bei Sommergerste im Gefäßversuch unter Bedingungen eines künstlich versalzten Bodens. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkund. Gesellsch. (1987) 55/11, S. 673 - 678.
4. YOUSSEF, S.M.: Über den Einfluß von N-serve, Harnstoffdüngung auf die Ertragsbildung bei Sommerweizen im Gefäßversuch unter Bedingungen eines künstlich versalzten Bodens - VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongreßband (1988), Teil 11, S. 1303 - 1320.
5. YOUSSEF, S.M.: The influence of CMP, Mineral ¹⁵N-Fertilizing and Liquid manure on the yield in case of corn (zeamase). Tested by avessel experiment under the condition of an Artificially oversalted soil. Third International symposium on Genetic Aspects of plant mineral Nutrition, Braunschweig, 19-24 June (1988) Bock of Abstracts.

Rohproteingehalt mg/Gefäß

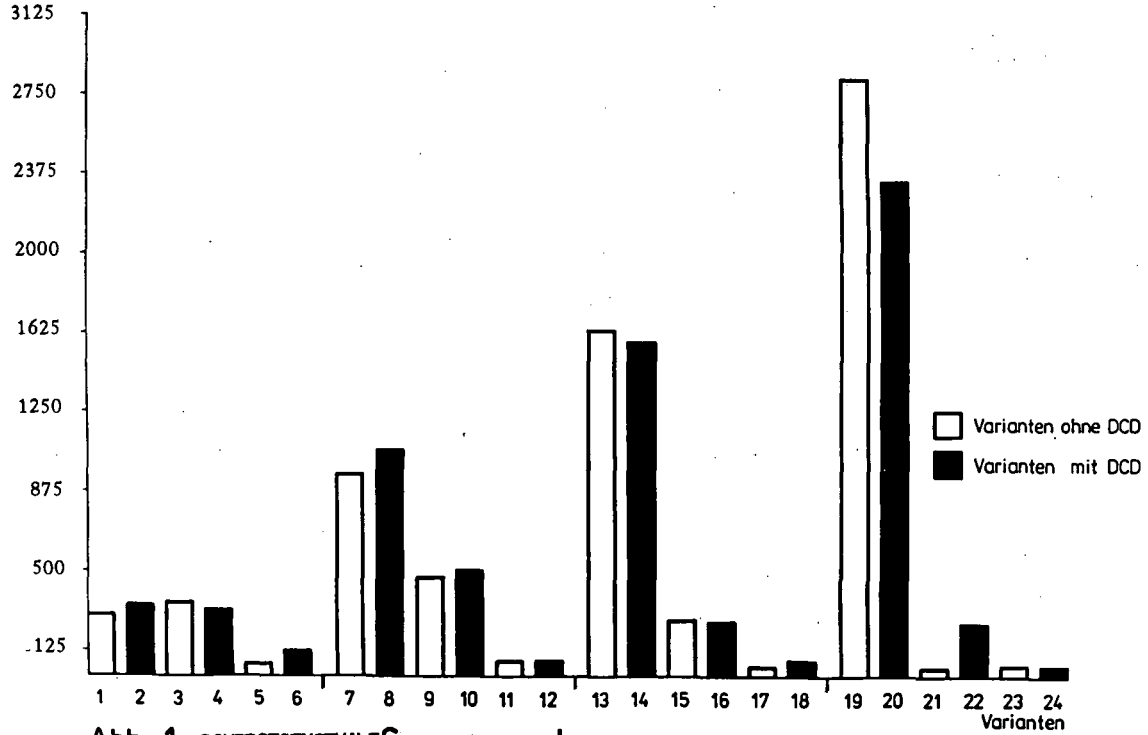


Abb.: 1 ROHPROTEINGEHALT Sommergerste
(Oberird. Masse u. Wurzelmasse, Gefäßversuch 1984)

Abb.(2) Rohproteingehalt Sommerweizen

(oberird. Masse u. Wurzelmasse, Gefäßversuch 1985)

NaCl - Gehalt
im Substrat %

□ Varianten
ohne N-Serve
▨ Varianten
mit N-Serve

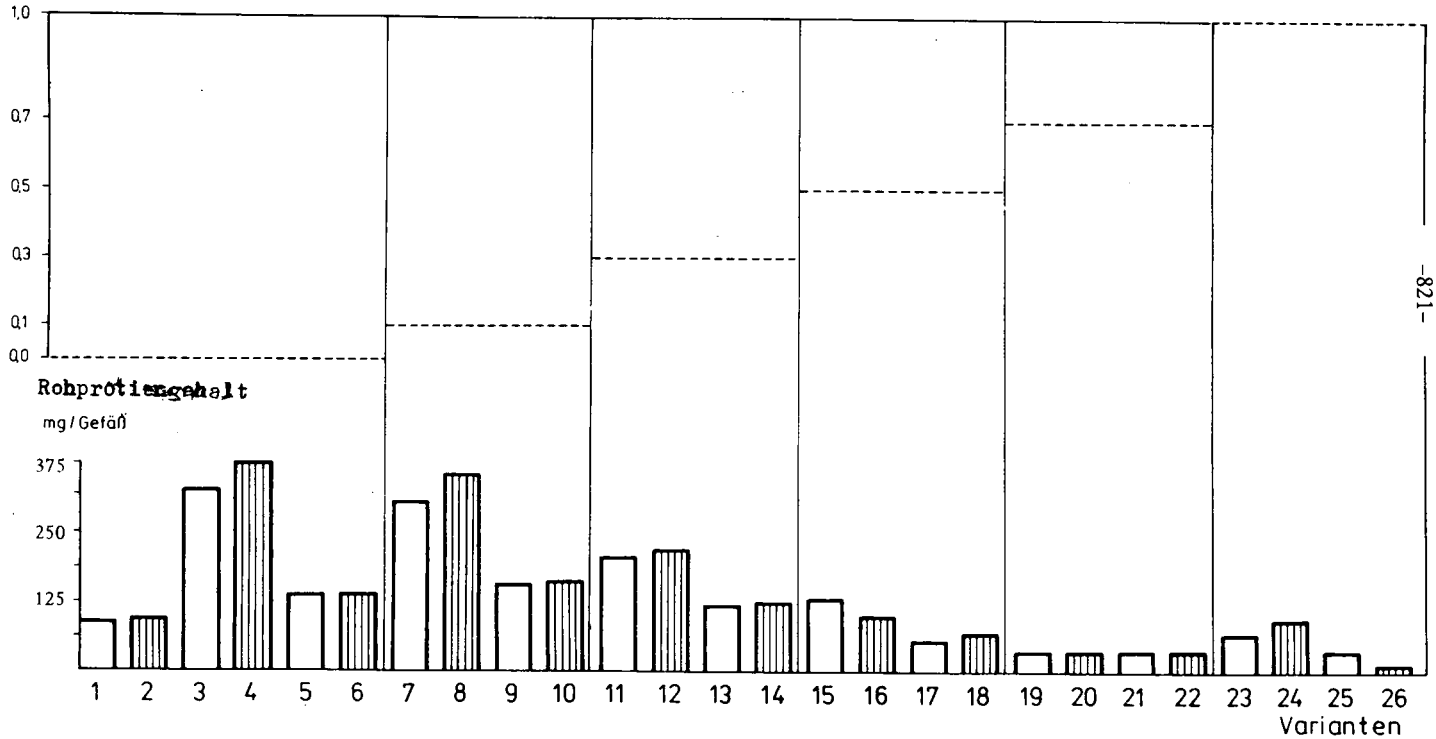
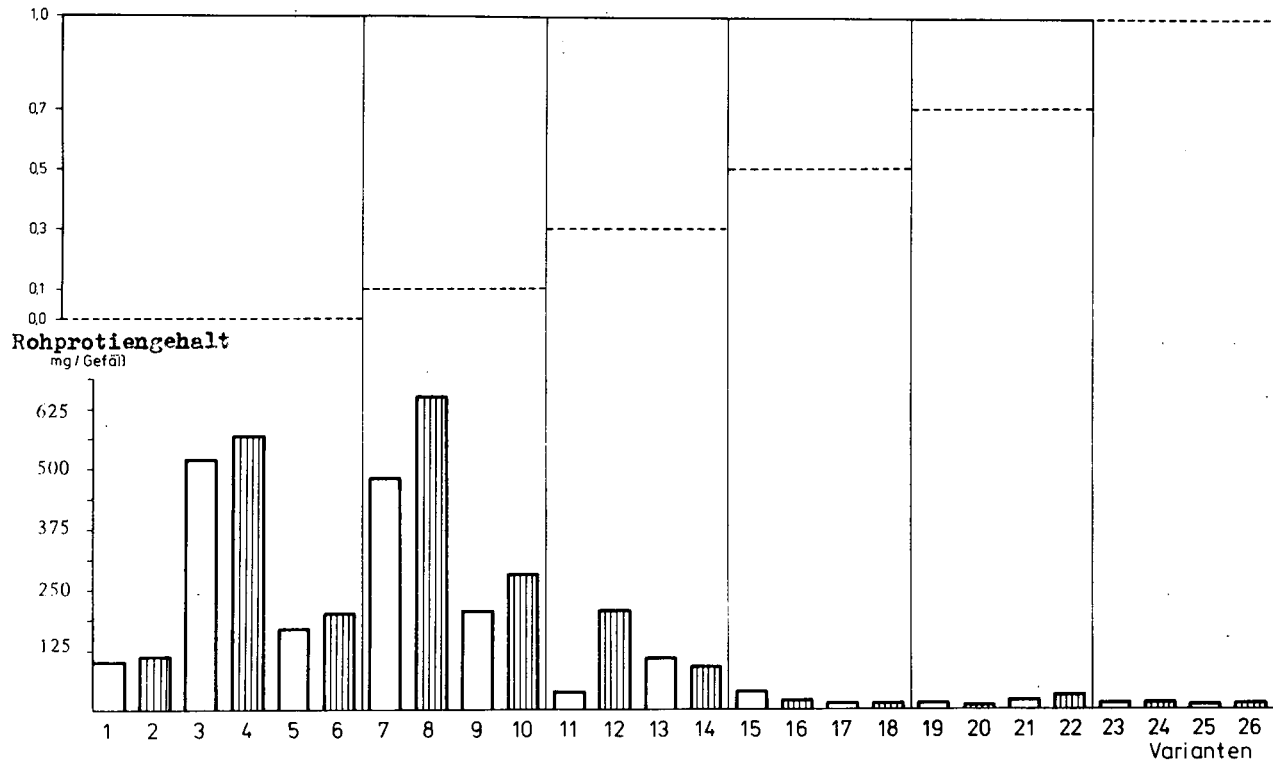


Abb.(3) Rohproteingehalt Mais

(oberird. Masse u. Wurzelmasse, Gefäßversuch 1986)

Variante ohne CMP
 Variante mit CMP

NaCl - Gehalt
im Substrat %



KOMMISSION

V



Sedimentschichten aus Laacher Bims und Flugsand unter geschützten Felsdächern (Abris) im südniedersächsischen Bergland bei Göttingen.

von

Ahl, Chr. und B. Meyer*

Vorbemerkung

Die Felsschutzdächer (Abris) im südniedersächsischen Bergland waren beliebte Siedlungs- sowie Schutz- und Fluchtplätze vom Mittelpaläolithikum bis zur Eisenzeit, teilweise Neuzeit. Anhand archäologischer Funde - Klingen und sonstige Flintartefakte, Keramikreste - können die Sedimentschichten unter der Traufkante anthropohistorisch datiert werden (GROTE, 1982), quartärstratigraphisch haben sich die Dryas-Flugsanddecken und Bimslagen heraus.

Fragestellung

Südniedersachsen ist im Alleröd von Laacher Bims überzogen worden. Die Mächtigkeit dieser äolischen Sedimente ist - wegen der großen Entfernung vom Ausbläsungsgebiet - zwar gering, hat aber doch in bisher wenig bekanntem Ausmaß zum Stoff-Umsatz bei der holozänen Bodenbildung beigetragen. Der Bims ist in der Regel innerhalb der Bodenschichtung nicht mehr zu erkennen. Fundstellen, an denen er dank Fossilierung durch Schwemmschichtung (Aue) oder Frostschutt (Kalksteinplateau) oder Flugsand (Buntsandstein-Plateau) in der Jüngeren Tundrenzzeit (Dryas III) stratigraphisch erkennbar geblieben ist, sagen im Hinblick auf die primäre mineralogische Beschaffenheit wenig aus, weil der Bims unterschiedlich stark zu Allophan verwittert ist (GEBHARDT et al., 1966). Die Suche nach der primären Korngrößenzusammensetzung des Laacher Bimstuffs in Südniedersachsen kann beantwortet werden durch eine stratigraphische Aufnahme der Schichtfolgen unterhalb der zahlreichen Abris der Buntsandsteinschluchten bei Göttingen in Zusammenhang mit anthropohistorischen Erkundungen¹. Unter diesen Abris ist der Bims vor jeder Lösungsverwitterung geschützt geblieben. Er ist - im Gemenge mit lokalem Sand und Staub - unter die Felsüberhänge geblasen und dort unverspült liegengeblieben. Zugleich mit der Frage der Bims-Qualität stellt sich die Frage nach den darunter liegenden Schichten und Böden, die hier ebenfalls in ihrer Beschaffenheit konserviert sind und damit für die Rekonstruktion der holozänen Boden-Entwicklungsgeschichte gute Bezugsmarken liefern.

*Institut für Bodenwissenschaft, von-Siebold-Str. 4, 34 Göttingen

¹Alle Grabungen werden vom Kreisdenkmalpfleger des Landkreises Göttingen, K. Grote, durchgeführt.

Material und Methoden

Zur Untersuchung kamen Sedimentabfolgen aus den Grabungen am Bettenroder Berg, östlich von Reinhausen im Wendebachtal, die Abris Bettenroder Berg I und IX. Die Sedimentproben wurden auf Korngrößenzusammensetzung, C_{org} , N_t , $CaCO_3$, $Fe_{(d)}$ und $Fe_{(o)}$ analysiert. Der vermeintliche Laacher Bims wurde lichtoptisch untersucht, seine Tongrößen-Fraktion nach PARFITT & HENMI (1982) auf ihre Gehalte an Si_0 , Al_0 , Al_p , Fe_0 und Fe_p hin analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

ABRI BETTENRODER BERG I

Die rezent abgelaufene Bodenbildung -basenarmes Ausgangsmaterial (Buntsandstein, sm2), Coniferen-Vegetation sowie Niederschläge um 650mm- führt in diesem Gebiet zur Bildung von Humuspodsol; in ca. 40cm Tiefe wurde eine Probe aus dem Eluvialhorizont Ae entnommen (Probe 1). Merkmale des Ae-Horizontes sind seine "pink-grey" Farbe

Tab 1: Bezeichnungen, Tiefenlage und Farbwerte nach MUNSELL der Boden/Sedimentproben, Abri Bettenroder Berg I

Nr.	Tiefe (cm)	Bezeich.	Munsell		Stratigraphie
			trocken	feucht	
1	40	Ae	7.5YR6/2	7.5YR4/2	Boreal
2	60-80	Bhs	5 YR5/3	5 YR3/1	Boreal
3	80	Brandhor.	5 YR4/2	5 YR3/2	Dryas III
4	120	Tuff	10 YR7/2	10 YR5/3	Laacher Eruption
5	140	Alleröd	5 YR4/2	5 YR3/3	Alleröd
6	180	Flugsand	5 YR6/4	5 YR4/3	Dryas II
7		Bt(?)	10 YR6/3	7.5YR4/4	Dryas II
8	> 200	Sandlöß	7.5YR6/4	7.5YR4/6	Dryas I, wj (?)

Farbe (7.5 YR 6/2), sein geringer Gehalt an dithionitlöslichem, kristallisiertem Eisen (Fe_d), aber ca. 25% amorphes Fe_0 . Korrespondierend zum Ae-Horizont stellt sich in 60 - 80cm Tiefe der Bsh-Horizont dar (Probe 2); im Vergleich zum Ae-Horizont mit verdoppeltem Fe_0 - Fe_d -Gehalten.

Tab. 2: Ausgewählte bodenkundliche Parameter zur Kennzeichnung der Boden/Sedimentproben, Abri Bettenroder Berg I

Nr.	C_{org} %	Humus %	N %	C/N	pH (CaCl)	$CaCO_3$ %	Fe_d %	Fe_0 %	Fe_0/Fe_d
1	0.18	0.28	0.01	16	4.6	-	0.121	0.030	0.25
2	0.32	0.55	0.025	12.8	4.4	-	0.251	0.070	0.28
3	0.27	0.47	0.03	13.5	5.7	-	0.146	0.036	0.24
4	0.54	0.93	0.042	21.9	7.4	3.15	0.211	0.108	0.51
5	0.26	0.45	0.018	14.4	7.3	<0.1	0.149	0.029	0.19
6	0.11	0.19	0.011	10.0	6.8	<0.1	0.15	0.031	0.21
7	0.16	0.28	0.016	10.0	5.8	-	0.199	0.054	0.27
8	0.11	0.19	0.011	10.0	6.3	-	0.385	0.065	0.17

Der in 80cm Tiefe aufgegrabene Horizont (Probe 3) wird siedlungsgeschichtlich als ein mit Brandresten durchsetzter Laufhorizont des Jungmesolithikums gedeutet. Die dunkelbraune Farbe (5 YR 4/2) des Materials unterscheidet sich von dem originären, nur lokal verfrachteten Flugsandmaterial des Buntsandsteingebietes (Probe 6), welcher als leicht braun (5 YR 6/4) zu bezeichnen ist. Der Kohlenstoffanteil im Boden ist ca. 2.5 mal so hoch wie der des als Ausgangsmaterial zu bezeichnenden Flugsandes in 180cm Tiefe.

Tab. 3: Korngrößenverteilung der Boden/Sedimentproben
Abri Bettenroder Berg I

Probe	Korndurchmesser in µm (Angaben in %)						TON Ton <2.0
	S A N D			S C H L U F F			
	gS 2000-630	mS 630-200	fS 200-63	gU 63-20	mU 20-6.3	fU 6.3-2.0	
1	0.5	70.8	19.3	3.0	1.8	1.4	3.1
2	0.4	68.9	14.9	2.2	1.9	1.2	10.6
3	0.5	72.9	17.3	2.0	0.0	2.2	6.1
4	0.6	34.3	14.8	18.2	13.9	12.4	5.8
5	0.6	74.8	13.6	2.7	0.5	2.2	5.7
6	0.6	69.0	15.6	4.6	3.1	1.6	5.5
7	0.5	63.1	16.4	6.1	3.4	3.3	7.2
8	1.7	32.6	10.6	23.4	17.6	1.6	12.5

In 140cm Tiefe befindet sich ebenfalls ein Horizont, der einen erhöhten Humusgehalt von 0.45% zeigt (Probe Nr. 5). Der Anteil des oxalatlöslichen Eisens liegt

ABRI BETTENRODER BERG IX

Tab. 4: Bezeichnungen, Tiefenlage und Farbwerte nach Munsell
der Boden/Sedimentproben Abri Bettenroder Berg IX

Nr.	Tiefe (cm)	Bezeich.	Munsell		Stratigraphie
			trocken	feucht	
14o	70-85	fBv	5 YR4/2	5 YR3/2	Boreal
14	-100	fAh	7.5YR5/2	7.5YR4/2	Boreal
14u	-110	Sand	5 YR7/2	5 YR5/3	Boreal
15	-135	Flugsand	5 YR6/3	5 YR5/2	Dryas III
16a	-140	Alleröd 2	7.5YR7/2	7.5YR5/4	Alleröd II
16	-155	Tuff	5 YR6/2	5 YR4/3	Laacher Eruption
17a	-160	Alleröd 1	5 YR6/2	5 YR4/2	Alleröd I
17	-175	Flugsand	7.5YR5/4	7.5YR4/4	Dryas II
18	-185	Sand löss	10 YR6/3	10 YR4/3	Dryas I/wj-Löss
20	>185	Flugsand	10 YR7/3	10 YR5/4	wa/wm

bei ca. 20% und damit im Bereich der Böden des gemäßigten Klimabereiches. Die Korngrößenverteilung entspricht der des Buntsandsteinmaterials des Flugsandhori-

zontes (Probe Nr. 6). Die Entstehung dieses Horizontes wird in das Alleröd gestellt. Probe 8 gibt den Verzahnungsbereich des angewehten und eingeschwemmten Lösses mit dem lokalen Buntsandsteinmaterial wider. Über den Flugsanddecken aus dem Dryas III liegen Sandschichten, die noch teils aus der ausgehenden Jüngerer Tundrenzeit stammen, teils aber auch der Abschilferung von den überhängenden Buntsandsteindecken zuzuschreiben sind. Innerhalb der borealen Schicht 14 hat sich ein Ah-Horizont herausgebildet; das Sediment mit der Alleröd-Bodenbildungsphase ist durch die Tuffanwehung unterbrochen, Alleröd II hat sich im Mischsediment aus Tuff und Flugsand, Alleröd I im Flugsand gebildet. Der Sandlöss ist der Übergangszeit der Jungwürm/Dryas I zu zurechnen, der wa/wm-Abschnitt ist hier durch Flugsand gekennzeichnet.

Tab. 5: Ausgewählte bodenkundliche Parameter zur Kennzeichnung der Boden/Sedimentproben, Abri Bettenroder Berg IX

Nr.	Org %	Humus %	N %	C/N	CaCO ₃ %	Mnd %	Fe _d %	Fe _o %	Fe _o /Fe _d
14o	0.07	0.12	0.016	4.4	5.1	0.021	0.139		
14	0.38	0.66	0.023	16.5	5	0.023	0.135		
14u	0.26	0.45	0.027	9.6	6.1	0.013	0.123		
15	0.06	0.09	0.013	4.6	4.6	0.021	0.188		
16a	0.18	0.31	0.028	6.4	12.8	0.024	0.239	0.046	0.19
16	0.15	0.26	0.017	8.8	6.6	0.019	0.306	0.066	0.22
17a	0.19	0.33	0.022	8.6	9.6	0.025	0.188	0.02	0.11
17	0.14	0.24	0.020	7.0	8.7	0.021	0.245		
18	n.b.	n.b.	0.018	n.b.	8.3	0.023	0.373		
20	n.b.	n.b.	0.005	n.b.	16.1	0.033	0.125		

Tab. 6: Korngrößenverteilung der Boden/Sedimentproben Abri Bettenroder Berg IX

Probe	Korndurchmesser in µm (Angaben in %)						T O N Ton <2.0
	S A N D			S C H L U F F			
	gS 2000-630	mS 630-200	fS 200-63	gU 63-20	mU 20-6.3	fU 6.3-2.0	
14 oben	1.8	74.0	19.3	3.7	1.0	n.n.	2.7
14	3.6	77.3	13.0	2.1	0.7	n.n.	2.9
14 unten	4.3	69.2	19.1	3.6	0.8	n.n.	3.2
15	1.5	71.6	17.1	3.1	1.7	n.n.	4.2
16a	2.6	36.7	24.7	19.6	10.0	5.8	4.3
16	2.1	23.7	21.8	25.0	17.6	7.6	2.4
17a	0.6	54.1	22.2	10.9	3.3	n.n.	5.0
17	0.6	38.4	20.2	22.0	9.3	n.n.	9.0
18	1.8	18.5	9.3	33.2	13.6	1.9	13.7
20	2.7	61.4	27.2	6.9	2.7	n.n.	5.2

Die Proben des Abri Bettenroder Berg IX sind durchgehend kalkhaltig, der boreale fAh sowie die Schichten mit den Alleröd-Böden zeigen erhöhte Humusgehalte. Eine stratigraphische Differenzierung in der Körnung geschieht einmal durch die glasigen Bestandteile des Tuffes: 25 Gewichtsprozent Grobschluff!. Probe 17, Flugsand-Schicht der Dryas II, ist noch durch das ausgehende Jungwürm geprägt. Der Jungwürm-Löss zeigt höhere mS-Gehalte. Vom Alt- bzw. Mittelwürm sind allein Flugsande unter die Abris gelangt, während in den Löss-Sedimenten außerhalb der Abris diese Flugsande als charakteristische Rotsand-Bänder in Wechselfolge auftreten.

Tab. 7: Prozentuale Unterteilung der Korngrößenklassen der Probe 4, Bettenroder Berg I in Tuff und ortsbürtige Beimengung

Größen- klasse	Tuff	Fremd- anteil	% - Anteil am Gesamtboden	
	%	%	Tuff	ortsbürtige Beimengungen
gS	10	90	Spuren	0.6
mS	20	80	6.8	27.5
fS	68	32	10.1	4.7
gU	90	10	16.4	1.8
mU	95	5	12.8	1.0
fU	95	5	11.0	1.0
Ton	nicht nachweisbar		(5.3 % Ton)	
Summe:			57.1	37.6

Die geschützte Lage unter dem Abri führt dazu, daß das glasige Ausgangsmaterial nur geringfügig durch Verwitterungsprozesse in Allophan überführt wurde. Die einzelnen Größenfraktionen des Tuff-Materials sind durch Fremdbeimengungen des Buntsandsteinmaterials (Quarz, Glimmer und Feldspäte) in ihrer Reinheit gestört. Tab. 7 zeigt, daß zu den feineren Korngrößen des Tuff-Sedimentes die Fremdbeimengungen einen geringeren prozentualen Gewichtsanteil ausmachen. Der Gesamtanteil des Fremdmaterials betrug demnach bei der Anwehung maximal 41% (bei max. 3 % Ton). Der Tuff in den feineren Korngröße dürfte einer autochthonen Aufbereitung unterlegen haben und der Kryoklastik des Spätglazials (Jüngere Dryas) zuzuschreiben sein. Die Einwirkung Frostsprengung auf Quarz, Feldspäte und Glimmer im gesamten Spätglazial hat eine 6%-, 25%- und 50%-Gewichtsabnahme der Sandgrößenfraktion bewirkt (SCHEFFER et al., 1966). Die ca. 1000 Jahre währende Jüngere Dryas hat nur die Zerteilung des Tuffmaterials verursacht. Im Bereich der 2000-630µm Fraktion besitzen die Tuffpartikel die bimsartige Schwammstruktur. Oftmals verklebt der Tuff die mitsedimentierten Quarzkörner. Tunnelartige Lochstrukturen des Bims, raue Oberflächen mit spitzen Herausragungen weisen ebenfalls auf die geringe Lösungsverwitterung hin. Der beigemengte Flugsand ist

durch äolisch/fluviiale Voraus-Prozesse abgerundet. In den Größenfraktionen <200µm bilden die Fragmente der Tuff-Partikel ein isotropes Trachyt-Glas, welches bei gekreuzten Nicols keinerlei Auslöschung, auch an den Glasstegen nicht, zeigt. Durch Quellung und Schrumpfung auf- und abgeplatzte Allophan-Bruchstücke, die durch die Porenlösung mit- und fortgeschwemmt worden wären, sind in keiner Fraktion wiedergefunden worden.

Tab. 8: Oxalat- und Na-PP extrahierbares Fe und Al, Probe 16

	% Fe _o	% Al _o	% Fe _p	% Al _p	% Fe ₂ O ₃ *	% Al ₂ O ₃ *	% Allophan*
Ton	0.07	0.128	0.027	0.044	0.1	0.242	0.3
<63µm	0.022	0.066	0.029	0.016	0.031	0.125	---

*) bezogen auf den oxalat-löslichen Anteil
 #) bezogen auf Al_o-Al_p bei einem Mol-Verhältnis von Al/Si 2:1

Oxalatlösliches Silizium lag unterhalb der Nachweisgrenze. Verglichen mit einer Bims-Probe, die zu 95% aus Allophan besteht und ca. 25 % Al_o aufweist (PARFITT & HENMI, 1982), ist der oxalat-lösliche Al-Anteil äußerst gering. Zieht man den organisch gebundenen Al-Anteil des Na-PP Extraktes noch ab, verringert sich der berechnete theoretische Allophan-Anteil in der Tongrößenfraktion auf 0.3 %, ein Wert unter der Nachweisgrenze.

Schlußbetrachtung

Die mikroskopischen Befunde weisen auf geringfügige lösungchemische Verwitterung des Laacher-Tuff-Materials hin. Die chemische Extraktion des Materials ergibt ebenfalls keinen Hinweis auf eine merkliche Mineralverwitterung des Trachyt-Glases zu Allophan. Damit ist davon auszugehen, daß dieses Tuffmaterial in einer originären Korngrößenzusammensetzung, jedoch beeinflusst durch Kryoklastik in der Jüngeren Dryas, mit 27 % S, 65 % U und 8 % T an diesem Standort anzusehen ist. Der fossile Bt-Horizont am Bettenroder Berg I entstammt seiner Lage nach einem Interstadial der Würmeiszeit, er hat sich auf einer Flugsandschicht entwickelt, die den Ah-Al enthaltenen Schichten sind abgetragen. Die konservierten Sedimentschichten unter den Felsdächern weisen aber auch auf eine besondere Fang- und Schutzsituation im Buntsandsteingebiet bei Göttingen hin, die möglicherweise auch sedimentäre Selektion der Bimskorngröße bewirkt haben könnte. Immerhin ist noch ein sandkorngroßer Bims abgesetzt worden.

Literatur

- Gebhardt, H., P. Hugenroth u. B. Meyer: Pechochemische Verwitterung und Mineral-Umwandlung im Trachyt-Bims, Trachyt-Tuff und in den Tuff-Mischsedimenten der Laacher Eruptionssphase.-Gött. Bodenkundl. Ber. 11, 1969
- Grote, K.; Die Felschutzdächer /Abris/ im südniedersächsischen Bergland -Ihre archäologischen Funde und Befunde.- NNU, 51, 17-70, 1982
- Parfitt, R.L. u. T. Henmi: Comparison of an oxalate-extraction method and an infrared spectroscopic method for determining allophane in soil clays.-Soil Sci. Plant Nutr., 28, 2, 183-190, 1982
- Scheffer, F., B. Meyer u. H. Gebhardt: Pechochemische und kryoklastische Verlehmung (Tonbildung) in Böden aus kalkreichen Lockersedimenten (Beispiel Löß).-Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkde. 114, 77-89, 1966

BÖDEN MIT PLAGGENESCH-WÖLBACKER-VERGANGENHEIT IM BEREICH DER NÖRDLICHEN LÖSSGRENZE WESTLICH VON HANNOVER

von
Antony, F.*, I. Benne** und H. Wildhagen*

1. Einleitung und Zielsetzung



Abb.1: Lage des Bearbeitungsgebietes

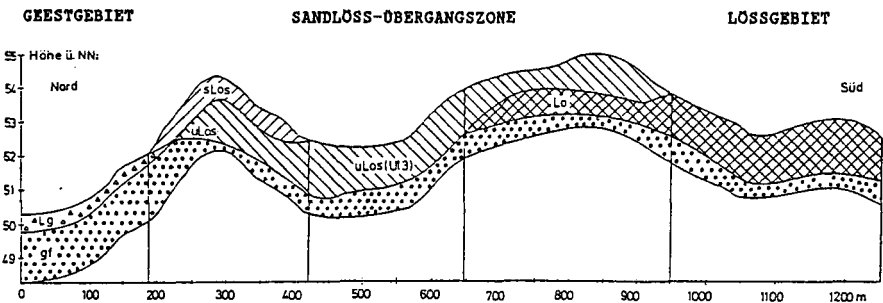
Im Rahmen der bodenkundlichen Kartierung der BK 25 Blatt Gehrden (3623) wurden in der nördlichen Calenberger Börde weitverbreitet tiefhumose Böden angetroffen, die bodentypologisch weder als Schwarzerden noch als Kolluvien einzuordnen sind. In der Literatur und auf älteren Bodenkarten sind diese Böden bisher als "tiefhumose Parabraunerden mit zweitem humosem Horizont" den typischen Parabraunerden dieses Raumes gegenübergestellt worden.

Zur Klärung der genauen Entstehungsgeschichte dieser tiefhumosen Böden, sowie aufgrund ihrer Lage im Übergangsbereich zwischen Löss- und Geest-Landschaft erschien es daher angebracht, Untersuchungen hinsichtlich eines vermuteten Plaggenauftrages bzw. eines ehemaligen Wölbackerbaus durchzuführen.

2. Quartärgeologischer Aufbau und Bodenkartierung

Die Bodenkartierung zeigt von Süd nach Nord die Abfolge der bodenbildenden Substrate LÖß (Lo) - schluffiger Sandlöß (uLos) - sandiger Sandlöß (sLos) - Geschiebelehm (Lg) und Geschiebedecksand (p).

Abb.2: Abfolge der bodenbildenden Substrate am Beispiel eines Geländequerschnittes in Nord-Süd-Richtung (stark überhöht)



* Inst. f. Bodenwissenschaften, v. Siebold-Str.4, 3400 Göttingen
 **Nieders. Landesamt f. Bodenforsch., Stilleweg 2, 3000 Hannover

Die südliche Verbreitungsgrenze der Plaggenesche fällt mit der nördlichen Lößgrenze zusammen. Auf einem 300 - 1400 m breiten Sandlößstreifen entlang der Lößgrenze konnten für reliefbegünstigte Lagen größere Areale mit "Braunen Plaggeneschen" über nicht bzw. schwach hydromorphen Parabraunerden nachgewiesen werden, die in den meisten Fällen noch einen ungestörten Al-Rest-Horizont aufweisen. Die unterlagernden Parabraunerden haben durch den Plaggenauftrag eine Tieferlegung ihrer Bt-Horizont-Obergrenze um ca. 20 - 30 cm erfahren. Nördlich des Sandlößstreifens befinden sich auf der Leine-Mittelterrasse "Graubraune Plaggenesche", die mit ca. 50 cm die stärkste Profilerhöhung aufzeigen.

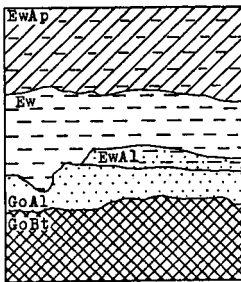
Abb.3: Typische Plaggenesche des Bearbeitungsgebietes

SANDLÖSS-ÜBERGANGSZONE

PROFIL 1

Bodentyp: Mittlerer Brauner Plaggenesch aus Sandlöß mit sehr hoher nFK und Wölbackervergangenheit über Gley-Parabraunerde (Ewb35//GL)

Ausgangsgestein: schluffiger Sandlöß (60 cm) über Löß (100 cm) über glazifluviatilem Sand



EwAp 0-25 cm U12, schwach humos, sehr dunkelgraubraun (10YR 3/3), Holzkohle mit 2 bis 5 mm 0

Ew 25-44 cm U12, sehr schwach humos, dunkelgraubraun (10YR 4/4), diffus verteilte Holzkohle mit 2 bis 5 mm 0, dem Ap-Horizont entsprechend niedrige Lagerungsdichte

EwAl 44-51 cm Ut2, graubraun (10YR 5/4) und hellgraubraun (10YR 6/4) gefleckt, sehr schwache hydromorphe Merkmale

GoAl 51-58 cm U13, hellbraungrau (10YR 5/4), naßgebleicht, geringe Mn- und helle Fe-Fleckigkeit mit kleinen weichen Konkretionen, mit Ap- und Ew-Material verfüllte Regenwurmrohre

GoBt 58-80 cm Ut4, dunkelbraun (7,5YR 4/6), schwach fahlflechtig, geringe Mn- und helle Fe-Fleckigkeit

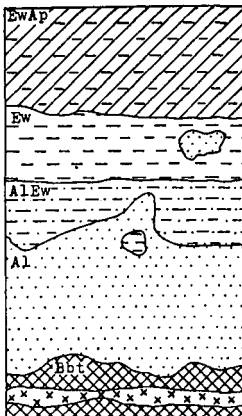
mit kleinen weichen Konkretionen, Fe-Überzüge in Klüften und Regenwurmängen, Humuszonen und starke Bioturbation durch Regenwürmer

GEESTGEBIET

PROFIL 2

Bodentyp: Mittlerer Graubrauner Plaggenesch aus Geschiebedecksand mit hoher nFK und Wölbackervergangenheit über Bänderparabraunerde (Ewb34//Lb)

Ausgangsgestein: Geschiebedecksand (45 cm) über sandigem Sandlöß (55 cm) über geringmächtiger Geschiebelehmdecke (30 cm) über glazifluviatilem Sand



EwAp 0-27 cm Su3, sehr dunkelbraungrau (10YR 3/2)

Ew 27-46 cm S12, sehr schwach humos, dunkelbraungrau (10YR 4/2), großer Fleck mit Al-Material

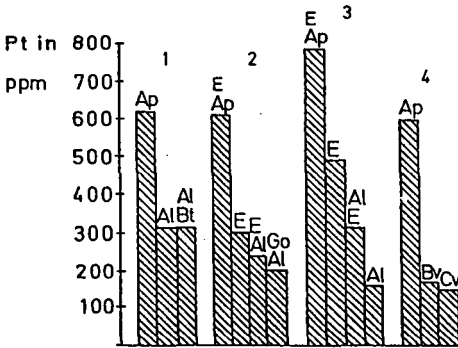
AlEw 46-64 cm Su3, dunkelgraubraun (10YR 4/4) mit diffuser graubrauner (10YR 5/4) Fleckung, Krotowinen mit dunkelgraubraunem (10YR 4/2) Ew-Horizontmaterial, feine weiche Mn-Konkretionen

Al 64-100 cm Su2, graubraun (10YR 5/4), dunkelgraubraune (10YR 4/4) Krotowinenfüllung

Bbt 100-110 cm S14, dunkelgelblichbraun (10YR 4/6), gebändert

Als wichtigste Geländebeobachtungen für einen Plaggenauftrag gelten die dunkleren Farben der E-Horizonte gegenüber den Parabraunerde-Al- und Braunerde-Bv-Horizonten, die Verbreitung von Holzkohle (vereinzelt Ziegelbröckchen), die geringe Lagerungsdichte sowie die größere Tiefe der Bt-Horizontobergrenze der unterlagernden Parabraunerden.

Abb. 4: Horizontbezogene Gesamt-P-Gehalte (Pt) wichtiger Leitprofile



Die Profiluntersuchungen zeigen im Falle der "Graubraunen Plaggensesche" durch stark erhöhte Gesamtphosphorgehalte des humosen Oberbodens einen Fremdmaterialauftrag an. Für die "Braunen Plaggensesche" konnten dagegen keine erhöhten Gesamt-P-Werte festgestellt werden (Abb.4). Von anderen typischen Plaggenseschen NW-Deutschlands unterscheiden sich die untersuchten Plaggensesche hauptsächlich durch ihre sehr niedrigen Humusgehalte (EAp-Hor. 1,6-1,8 %; E-Hor. 0,5-0,6 %).

- 1 Altacker-Parabraunerde
- 2 Brauner Plaggensch (Profil 1)
- 3 Graubrauner Plaggensch (Profil 2)
- 4 Braunerde ohne anthropogene Überprägung

3. Wölbackerrelikte unter Plaggensch in der heute eingeebneten Altackerflur

Die Auswertung von Luftbildern ergab, daß in der heutigen Altackerflur stellenweise noch die Parzellengrenzen ehemaliger Langstreifenfelder aus der Zeit vor der Verkopplung 1854/55 nachgezeichnet werden können. Für die in Abb. 5 dargestellte Flur "Das Wiethoopsfeld" der Feldmark Dedensen gilt eine solche Übereinstimmung von Feldbreite und Feldform (umgekehrte S-Form) mehrerer nebeneinanderliegender Langstreifenfelder zwischen Luftbild und den auf der Verkopplungskarte eingetragenen ehemaligen Parzellengrenzen. Die früheren seitlichen Feldgrenzen der Langstreifenfelder heben sich auf dem Luftbild als helle schmale Streifen hervor und sind gleichzusetzen mit den in Abb.6 nachgewiesenen ehemaligen und heute verfüllten Wölbackerensenkenbereichen. Die Bereiche zwischen den Feldgrenzen sind breiter, von dunklerer Farbe und stellen die ehemaligen, heute abgetragenen Wölbackerkuppenbereiche dar.

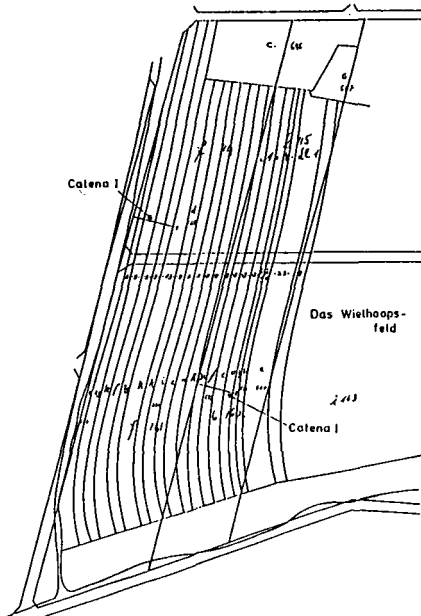
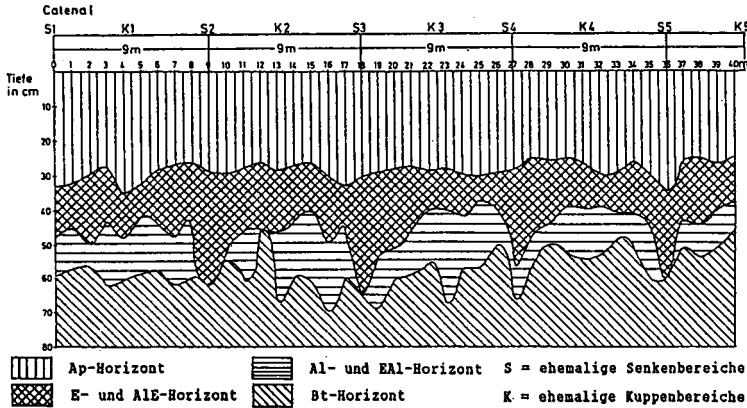


Abb. 5:

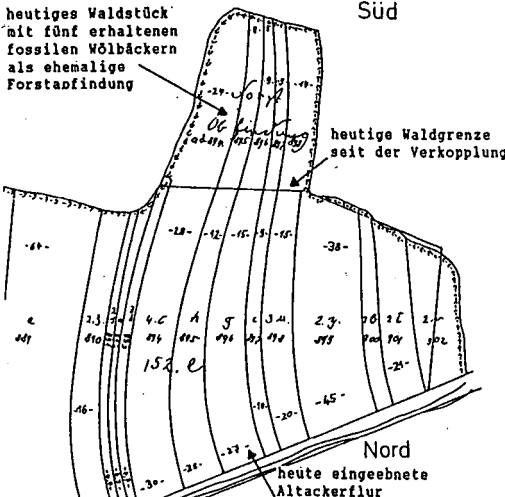
Spuren von zum Zeitpunkt der Verkopplung 1854/55 noch existierenden gewölbten Langstreifenparzellen auf heutigen Luftbildern in der Flur "Das Wiethoopsfeld"

Zur Klärung der Frage ob eine Bewirtschaftung der ehemaligen Langstreifenfelder in Form des Wölbackerbaus stattfand, wurden Suchbohrungen nach historischen Feldstrukturen in der heutigen Ackerflur angelegt. Die Bohrcatenen verliefen quer zur Beetrichtung von jeweils vier nebeneinanderliegenden und ca. 9 m breiten Langstreifen (2-Rutenstücke). Am Beispiel der Catena I (Lage s. Abb.5) konnte am Verlauf der Plaggeneschbasis das ehemalige Wölbackerrelief der Langstreifenfelder nachgewiesen werden. In Übereinstimmung mit der Lage der früheren Feldgrenzen wurden mit Eschmaterial verfüllte ehemalige Senkenbereiche angetroffen. Im Bereich der ehemaligen Feldmitten nimmt die Tiefhumosität ab, allerdings bei Erhalt eines deutlichen E-Horizontes. Zusätzlich deutet die weniger tiefe Überprägung der unterlagernden Parabraunerde auf eine frühere Kuppenlage hin.

Abb.6: Horizontgrenzen quer zur Beetrichtung von vier aneinanderhängenden ehemaligen Feldstücken mit Kennzeichnung ihrer früheren Kuppen- und Senkenbereiche (stark überhöht)



Der einmalige Rigoleffekt als Folge der Wölbackereinebnung im Rahmen der Verkopplung hat zu einer engräumigen Mächtigkeitsschwankung der Plaggenesch-E-Horizonte im Bereich zwischen 40 und 80 cm geführt. Daher wurde dem Bodentypensymbol "E" für Plaggenesch und dem Horizontsymbol "E" für Eschhorizont zusätzlich der Kleinbuchstabe "w" für "mit Wölbackervergangenheit" nachgestellt.



4. Erhaltene Wölbacker mit Plaggenauflage im "Esloher Forst"

Abb.7 zeigt infolge Aufforstung erhaltene Wölbacker im "Esloher Forst". Hierdurch bestand die Möglichkeit den Zustand der Altackerflur zum Zeitpunkt der Verkopplung zu untersuchen.

Abb.7: Lage der erhaltenen Wölbacker auf der Verkopplungskarte der Feldmark Gümmer von 1854 (Maßst. 1:2133,3; verkleinert)

Zur genaueren Charakterisierung der Wölbäckereigenschaften wird ein Wölbacker-Senkenprofil einem Wölbacker-Kuppenprofil gegenübergestellt.

Profilbeschreibung Senkenprofil:

L	8-2 cm Laubstreu, durch Senkenlage akkumuliert
Ofh	2-0 cm stark zersetzter Grobhumus
YAh	0-10 cm Ut3, stark humos, sehr dunkelbraungrau (10YR 3/2)
YrAp1	10-26 cm Ut2, schwach humos, (gelblich) graubraun (10YR 5/4), geringe Mn-/Fe-Fleckigkeit
YrAp2	26-66 cm Ut3, sehr schwach humos, (weißlich) graubraun (10YR 5/3), geringe Mn-/Fe-Fleckigkeit
Bt	66-75 cm Ut4, (rostfarben) graubraun (10YR 5/4), schwache Fe-Fleckigkeit, vermutlich angeritzte Oberkante

Profilbeschreibung Kuppenprofil:

L	4-2 cm Laubstreu
Ofh	2-0 cm stark zersetzter Grobhumus
YAh	0-11 cm Ut2, stark humos, sehr dunkelbraungrau (10YR 3/2)
YrAp1	11-24 cm Ut2, schwach humos, (gelblich) graubraun (10YR 5/4)
YrAp2	24-66 cm Ut2, sehr schwach humos, (weißlich) graubraun (10YR 5/4)
Al	66-88 cm Ut2, (weiß) graubraun (10YR 5/3), geringe Fe-Fleckigkeit
Bt	88-95 cm Ut4, (rostfarben) graubraun (10YR 5/4), geringe Fe-Fleckigkeit, diffuse aber ungestörte Obergrenze

Die Profiluntersuchungen belegen, daß die Wölbäcker bis zu ihrer Stilllegung vor ca. 130 Jahren in ihrer gesamten Breite, d.h. einschließlich der Senken bearbeitet wurden. Der zuletzt bewegte YrAp1-Horizont läßt sich aufgrund der bis in 25 cm Tiefe deutlich erhöhten Humus- und Gesamt-P-Gehalte nachweisen. Die Analyseergebnisse deuten auf eine darüberhinausgehende Gesamt-Ap-Mächtigkeit (Kulturschicht) des gesamten Wölbackerquerschnitts bis in 66 cm Tiefe (YrAp2-Hor.) hin. Eine erosiv bedingte Senkenverfüllung bzw. ein Kuppenabtrag sind aufgrund des an beiden Stellen annähernd gleichmächtigen YrAp1-Horizontes auszuschließen. Die Profilanalysen und die theoretische Einebnung der untersuchten Plaggenesche nach einem Modell von MEIBEYER (1969) lassen eine Tieferlegung der Bt-Horizontobergrenze um 15,5 bis 26,5 cm durch einen Plaggenauftrag erkennen (Abb.9a,b)

Abb.9a: Zeichnerische Rekonstruktion der ursprünglichen Bodenoberfläche

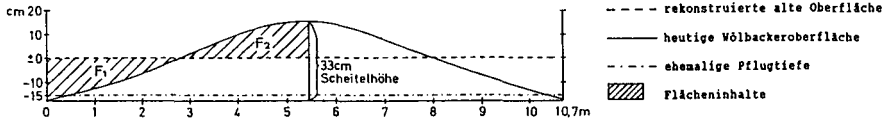
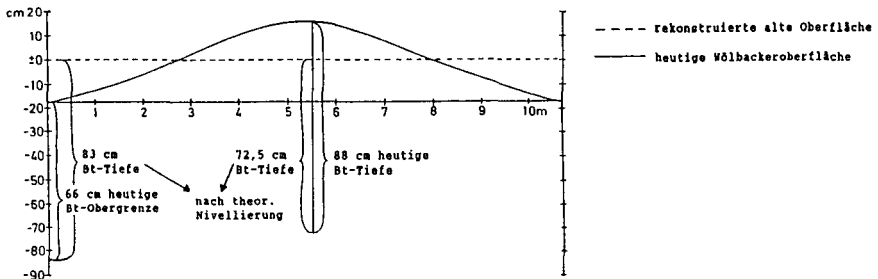
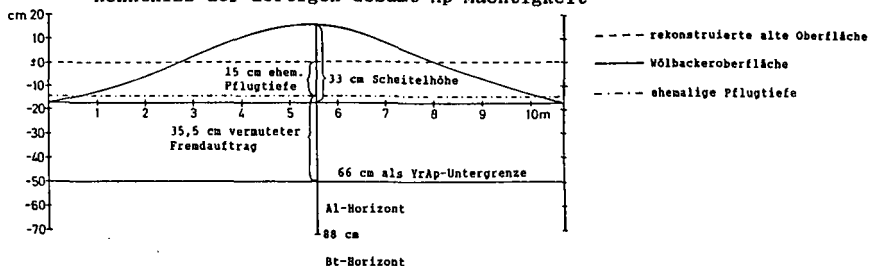


Abb.9b: Tiefen der Bt-Horizontoberkanten vor und nach der theoretischen Nivellierung



Eine zweite Methode zur Ableitung eines Plaggenauftrages bedient sich der nachweisbaren Gesamt-Ap-Tiefe im Kuppenbereich erhaltener Wölbäcker (Abb.9c). Bei der nachweisbaren Gesamt-Ap-Tiefe von 66 cm, dem Abzug von 15,5 cm einer theoretischen Einebnung und der Berücksichtigung einer ehemaligen Pflugtiefe von 15 cm verbleiben für den Kuppenbereich noch zusätzlich 35,5 cm umgelagertes und anthropogen überprägtes Bodenmaterial.

Abb. 9c: Ableitung eines Fremdauftrages auf der heutigen Wölbackerkuppe bei Kenntnis der dortigen Gesamt-*Ap*-Mächtigkeit



5. Zusammenfassung

Auf einem sich der nördlichen Lößgrenze anschließenden Sandlößstreifen konnten große Areale mit "Braunen Plaggengeschen" nachgewiesen werden. Der Plaggenauftrag hat zu einer deutlichen Tieferlegung der Bt-Horizontobergrenze der unterlagernden Parabraunerden geführt. In der Regel findet sich zwischen dem E- und Bt-Horizont noch ein 10 - 15 cm mächtiger Al-Rest-Horizont. Den stärksten Auftragscharakter zeigen "Graubraune Plaggengesche" auf den sandigeren Decksedimenten der Leine-Mittelterrasse.

Die frühere Gliederung der Flur in schmale Langstreifenparzellen ist noch heute auf Luftbildern sichtbar. Durch Suchbohrungen quer zur Beetrachtung solcher aneinanderliegender Langstreifen mit Plaggenauftrag kann an der Basis der E-Horizonte ein ehemaliges Wölbackerrelief der Einzelparzellen nachgezeichnet werden. Der einmalige Rigoleffekt bei der Einebnung der gewölbten Langstreifenparzellen zur Verkopplung hat für die heutigen Plaggengesche eine kleinräumig stark ausgeprägte Mächtigkeitsschwankung der E-Horizonte zur Folge. Solche Plaggengeschtypen sollten daher zusätzlich durch das pedogenetische Merkmalssymbol "w" für "mit Wölbackervergangenheit" beschrieben werden.

Für die erhaltenen Wölbäcker im "Esloher Forst" konnte ebenfalls ein Plaggenauftrag über die gesamte Wölbackerbreite nachgewiesen werden. Diese als "Wölbeet-Esche" erhaltenen historischen Feldstrukturen sind Reste der durch die heutige Nutzung überprägten Altackerlandschaft.

6. Literatur

- ECKELMANN, W., 1980: Plaggengesche aus Sanden, Schluffen und Lehmen sowie Oberflächenveränderungen als Folge der Plaggengewirtschaft in den Landschaften des Landkreises Osnabrück. - Geol. Jb., F10, 3-93.
- LÜDERS, R., 1983: Zur Entstehung tiefhumoser Böden in der Calenberger Lößbörde bei Hannover. - Zeitsch. f. Pflanzenern. u. Bodenkd. 146, 14-20.
- MEIBEYER, W., 1969: Über den Profilaufbau des Pflughorizontes in Wölbäckern. - Zeitsch. f. Agrargeschichte u. Agrarsoziologie 17, 161-170.

Zur Entwicklung der Horizont-Nomenklatur
in der Bundesrepublik Deutschland

von
Benzler, J.-H. *

Die Horizont-Nomenklatur, wie sie zur Zeit in der Bodenkunde der Bundesrepublik, sowohl von den Hochschulen als auch von den Geologischen Landesämtern, überwiegend angewendet wird, hat sich in den letzten 40 Jahren entwickelt. Noch in den fünfziger Jahren war es nicht allgemein üblich, die Horizonte einer Profilbeschreibung mit Symbolen zu kennzeichnen, wie ich es in den Anfängen der Marschenkartierung in Niedersachsen selbst erlebt habe. Inzwischen gehört dies zu den Selbstverständlichkeiten und ist aus keiner vollständigen Profilbeschreibung mehr wegzudenken. Bei der Entwicklung der Horizont-Nomenklatur haben sich wie bei jeder Entwicklung 'Relikte' und 'Fossile' erhalten, die auf eine lange Tradition zurückblicken können, aber oft zu einer Belastung für eine in sich schlüssige Systematik werden können. Um zu erkennen, daß die heutigen Symbole das Ergebnis einer längeren Entwicklung sind und sich schon mehrfach geändert haben, soll ihre Entstehung verfolgt werden. Dann wird sich leichter die Bereitschaft einstellen, Änderungen zuzustimmen, wo sie für einheitliche Regeln bei der Anlage von Datenbanken und der Entwicklung von Auswertungsprogrammen erforderlich sind.

Unter unserem humiden Klima mit überwiegend von oben nach unten im Boden verlaufender Perkolation findet man in der Regel drei Horizonte übereinander: einen oberen mit Akkumulation organischer Substanz und/oder Stoffverlagerung nach unten, einen mittleren, in den diese Stoffe eingelagert werden oder der pedogene Veränderungen erfährt, und einen unteren, der das Ausgangsgestein der Bodenbildung darstellt. Zusätzlich kann darunter noch ein anderes Gestein folgen. Diese Horizonte wurden mit den Anfangsbuchstaben des ABC als A-, B-, C- und D-Horizont bezeichnet. Dazu kamen als Sonderhorizonte der Grundwasserhorizont G, der Stauwasserhorizont g und der Torfhorizont T. Eine Unterteilung dieser Haupthorizonte erfolgte durch Ziffern, wobei man beim A-Horizont das Podsolprofil zugrunde legte (siehe Abbildung) und den aufgethellten A-Horizont der Parabraunerde als A3 zusetzte. Abweichend davon kennzeichnete man den A-Horizont der Ackerkrume mit einem Kleinbuchstaben als Index: Ap (p von pflügen).

Da die Zahlen-Indices mnemotechnisch unzweckmäßig waren, ging man, wie in der 2. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Seiten 28-32) zu sehen ist, allgemein zu Buchstaben-Indices über. Gleichzeitig wurde aus dem g-Horizont der S-Horizont, damit alle Haupthorizonte durch Großbuchstaben symbolisiert werden. Der T-Horizont, der nur allgemein 'Torf' bedeutete, wurde zum H-Horizont,

* Löwenberger Str. 9, 3012 Langenhagen-Engelbostel

der dem Symbol für Hoch- und Niedermoortorf bei der Bodenart entsprach. Für die Auflagehumus-Horizonte wurde das Symbol O eingeführt, später für die Streu statt OL nur L. Der D-Horizont wurde durch römische Ziffern ersetzt, die weiteren Gesteinswechsel mit II, III, IV usw. anzugeben erlaubten.

Aus dem Ap-Horizont wurden der E-Horizont des Flaggenesch und der R-Horizont des Rigosol ausgegliedert, aus dem B-Horizont der T-Horizont der Terra und der P-Horizont des Pelosol. Dem Vorschlag SCHLICHTINGS, Ae und Al in 'E-Horizonte' (E von eluvial) nach internationalem Vorbild zu ändern, wurde nicht entsprochen.

Viele Bodentypen waren nun durch eine nur bei ihnen auftretende Horizontfolge gekennzeichnet, andere dagegen nicht. So trat die Horizontfolge Ah/C bei Ranker, Rendzina und Tschernosem auf, die Folge Ah/Go/Gr bei allen Gleyen und Marschen. SCHLICHTING forderte zu Recht, daß jeder Bodentyp seine eigene unverwechselbare Horizontfolge erhalten, andererseits aus der Horizontfolge sich der Bodentyp ergeben müsse. Dazu war es erforderlich, den Buchstaben-Indices einen Stellenwert zu geben: Vor dem Großbuchstaben weisen sie auf die Geogenese hin, hinter dem Großbuchstaben auf die Pedogenese. So lassen sich Ranker und Rendzina durch die geogenetischen Symbole der C-Horizonte unterscheiden: Ah/smC bzw. Ah/cmC, ebenso die Gleye und Marschen: durch die geogenetischen Symbole des G-Horizontes: G = Gley, qG = Quellengley, gG = Hanggley, sG = Seemarsch, bG = Brackmarsch, pG = (perimarine) Flußmarsch, oG = Organomarsch.

Bei der rasch wachsenden Zahl der Bodentypen reicht das ABC nicht mehr aus, um jeden Kleinbuchstaben nur für eine geogenetische bzw. pedogenetische Angabe zu verwenden. Es ist erforderlich, seine Bedeutung in Verbindung mit einem bestimmten Großbuchstaben festzulegen. Beispielsweise bei der Geogenese:

uH = H-Horizont aus Übergangsmoorartigen Torfen

uT = T_r-Horizont der Terra fusca (gegenüber dem oT-Horizont der Terra rossa)

uR = R-Horizont des Treposol (Tiefumbruchboden)

Bei der Pedogenese:

Hv = vererdeter Torfhorizont der Moore

Bv = verbraunter B-Horizont der Braunerde

Cv = (schwach) verwittertes Ausgangsgestein

Der Mensch ist stets ein bodenbildender Faktor gewesen. In den vortechnischen Zeitaltern war er meist nur in der Lage, pedogenetische Prozesse zu beeinflussen, etwa durch Waldrodung, Hackbau, Hakenpflug oder Bewässerung. Heute ist er in der Lage, durch Einsatz von Technik Änderungen durchzuführen, die dem geogenen Bereich näherstehen als dem pedogenen, etwa Aufschüttung von neuem Ausgangsmaterial für die Bodenbildung, z. B. Deckkulturen, Deponien, oder tiefgreifende Profilumgestaltung. Bei den durch menschlichen Eingriff entstandenen Kultosolen und sonstigen anthropogenen Böden, wie sie neuerdings bei der Kartierung der Stadtböden verstärkt erfaßt werden, sollte daher der Mensch als geogener Faktor angesehen werden und deshalb die R- und Y-Horizonte entsprechend gegliedert werden:

mR = R-Horizont des Rigosol

oR = R-Horizont des Horitsol

uR = R-Horizont des Treposol

sR = R-Horizont des Spittbodens

vR = R-Horizont des Fehnbodens

jY = Y-Horizont aus 'natürlichem' Material
yY = Y-Horizont aus 'technogenem' Material

In diese Gliederung paßt ein Horizont nicht hinein, den man als 'reliktisch' bezeichnen könnte, der Ap. Die Ackerkrume ist wohl der am stärksten anthropogen umgestaltete Horizont, müßte also als R-Horizont bezeichnet werden. Und das Pflügen ist auch kein pedogener Prozeß, das p gehörte demnach vor das R. Statt Ap jetzt pR zu sagen und zu schreiben, erscheint im ersten Augenblick derart ungewohnt, daß man sich gefühlsmäßig dagegen sträubt. Es ist aber von der systematischen Betrachtung her wohl folgerichtig. Mit dieser Änderung käme man einer anderen Forderung SCHLICHTINGS nach, der schon lange darauf hingewiesen hat, daß auf unseren Ackerflächen zwar 'Podsole' oder 'Braunerden' kartiert werden, die für diese Bodentypen charakteristischen Horizonte und ihre Dynamik aber nicht mehr vorhanden sind. Ein Bodenprofil pR/C, bei dem der pR-Horizont >4 dm mächtig ist, würde dann zu einem 'Agrosol'. Falls sich unter dem pR-Horizont noch Reste des ehemaligen Bodenprofils finden, könnte dies im Namen erwähnt werden, z. B. Podsol-Agrosol. Wenn Ackerflächen heute bei den verschiedenen Programmen wieder in Grünland zurückverwandelt werden, würde das Profil eines Gley-Agrosols z. B. rpR-Ah/rpR/G lauten, da die Ackerkrume reliktisch ist.

Parallel mit der Entwicklung der Horizont-Nomenklatur geht die Forderung nach der Quantifizierung von Horizontmerkmalen, wie sie in der us-amerikanischen 'Soil Taxonomy' streng durchgeführt wird. So berechtigt diese Forderung vor allem in Hinblick auf die Datenverarbeitung ist, birgt sie doch die Gefahr, daß bei zu rigoroser Einhaltung der festgelegten Grenzwerte genetisch eng zusammengehörende Horizonte unterschiedlich bezeichnet werden müßten. Dazu zwei Beispiele:

Für den M-Horizont wird ein Mindestgehalt an organischer Substanz gefordert (KA 3, Seite 72). In einem Äolium mit Lagen unterschiedlichen Humusgehaltes ('Humusdüne') wären nur die Lagen als M-Horizont zu bezeichnen, die den Grenzwert überschreiten, die anderen nicht, obwohl ihr Substrat aus den gleichen Böden der benachbarten Flächen, nur aus unterschiedlichen Horizonten - Ae bzw. Bhs statt Ah - ausgeweht wurde. Sie C-Horizonte zu nennen, erscheint unlogisch. G-Horizonte des Grundwasserschwankungsbereichs in Sanden, die wenig oder kein Eisen enthalten und deshalb keine Rostflecken zeigen, dürften nicht als Go-Horizonte bezeichnet werden, sondern wären C-Horizonte, vor allem im oberen Bereich des G-Horizontes.

Die Grenzwerte der Quantifizierung sollten daher nur als Richtwerte dienen, von denen in begründeten Fällen abgewichen werden kann, um die Zusammengehörigkeit von Horizonten zu erhalten. Bei den G-Horizonten kann man dies Problem umgehen, wenn man dem Vorschlag folgt (BENZLER 1987), den Grundwasser-Schwankungsbereich Gw-Horizont zu nennen und die in der Regel vorhandene Rostfleckung als zusätzliche Angabe zu bringen: Gw-Horizont (ohne Rostflecken) bzw. Gow-Horizont (mit Rostflecken)

Jedes System benötigt neben einer Fortentwicklung auch eine gewisse Stetigkeit, um die Anwender nicht durch dauernde Änderungen zu überfordern oder abzuschrecken. Grundlage der Horizont-Nomenklatur sollten daher die Bodenkundliche Kartieranleitung und der Datenschlüssel Bodenkunde in ihrer derzeitigen Auflage sein. Änderungen

sollten nur soweit erfolgen, wie sie aus systematischen Gründen, wegen neuer Erkenntnisse oder aus Gründen der DV-Logik unbedingt erforderlich sind und müßten ausführlich begründet werden.

BENZLER, J.-H.: Rezente und fossile Podsole am Marschenrand.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 4, 101-104, 1965

BENZLER, J.-H.: Vorschläge zur Gliederung der Auenböden.
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 32, 657-658, 1981

BENZLER, J.-H.: Zur Nomenklatur der G-Horizonte und der Gleye,
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/II, 699-702, 1987

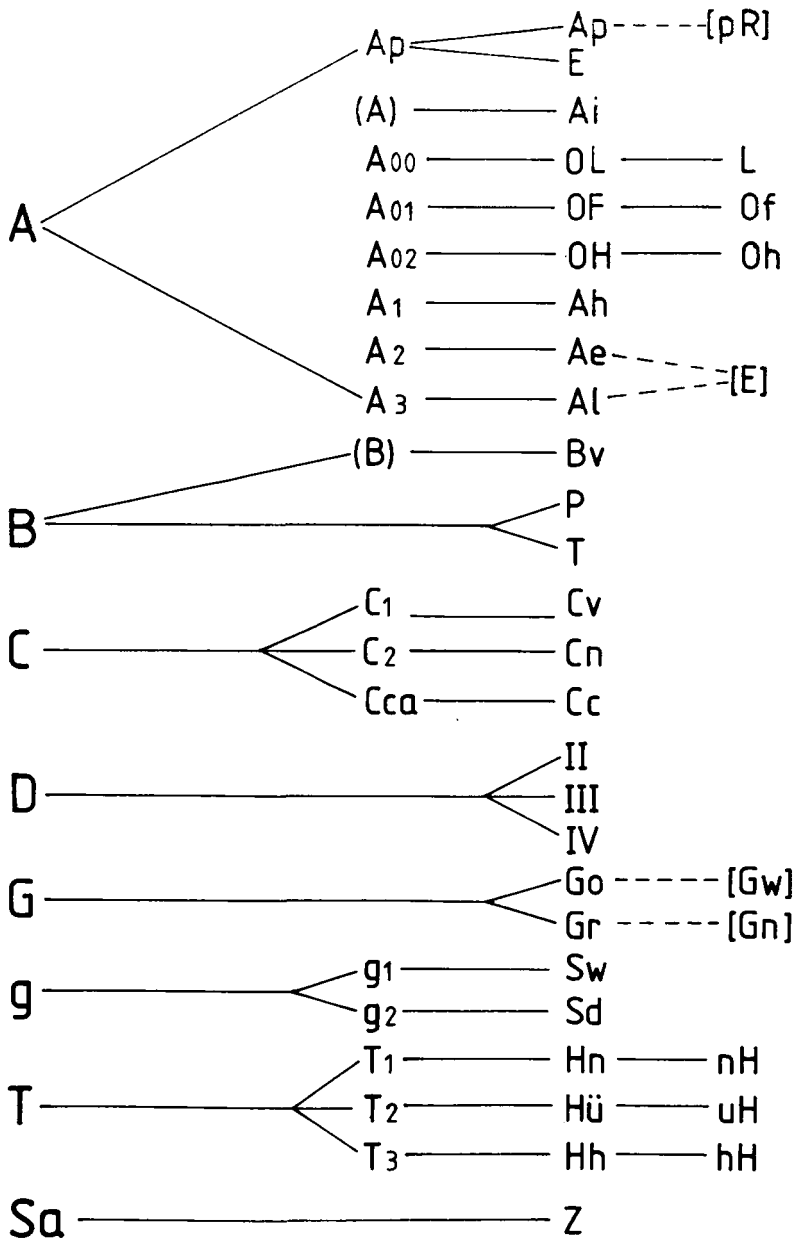
KARTIERANLEITUNG, hrsg. Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde der
Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für
Bodenforschung der Bundesrepublik Deutschland, 2. Auflage,
Hannover 1971

BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG, hrsg. Arbeitsgruppe Bodenkunde
der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geo-
wissenschaften und Rohstoffe in der Bundesrepublik Deutsch-
land, 3. Auflage, Hannover 1982

DATENSCHLÜSSEL BODENKUNDE, hrsg. von der Bundesanstalt für Geo-
wissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern
der Bundesrepublik Deutschland, Hannover 1984

SCHLICHTING, E. und BLUME, H.-P.. Beitrag zur Objektivierung der
DBG-Bodensystematik (2. Entwurf Juli 1979). Mitteilgn. Dtsch.
Bodenkundl. Gesellsch. 29, 765-774, 1979

SYSTEMATIK DER BÖDEN der Bundesrepublik Deutschland, hrsg.
Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen
Gesellschaft. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 44,
1-90, 1985.



**Zur Frage der Plaggengesche aus Löß
im Nordostwestfälischen Hügelland**

von

Betzer, H.J.*

Für den Landkreis Osnabrück wurden Plaggengesche aus Löß beschrieben. Im Gegensatz zu den Einstreu-Plaggengeschen der Sandböden dienten die Lößplaggen vorwiegend zur Aufbereitung des Mistes auf dem Feld oder der Miststätte. Im Bereich einiger alter Ackerflächen wurden unter den humosen Auftragshorizonten vormittelalterliche Funde gemacht.

Im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme durch das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen konnten folgende Erkenntnisse mittels der Geländearbeiten, bodenchemischer Untersuchungen sowie der Literatur, vorwiegend der der vergangenen Jahrhunderte, über das nordostwestfälische Lößhügelland, das an den Landkreis Osnabrück angrenzt, gewonnen werden:

- Die in den ältesten historischen Karten dargestellten Ackerflächen weisen im Gegensatz zu den angrenzenden Wald- und Wiesenflächen tiefreichend humose Böden auf.
- Der Bt-Horizont dieser alten Ackerböden wurde überwiegend nicht in außergewöhnlich großer Bodentiefe, wie es durch einen Plaggenauftrag zu erwarten wäre, angetroffen.

* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greiff-Straße 195, 4150 Krefeld

- Nach der Markenteilung um 1800 standen für die Plaggenwirtschaft, wie in der zeitgenössischen Literatur belegt, nicht mehr ausreichende Entnahmeflächen zur Verfügung. Aus diesem Grund sind Literaturzitate aus diesem Landschaftsteil vor dieser Zeit am wertvollsten.
- Die Kastentäler dieser Lößlandschaft haben ihre heutige, endgültige Form durch die "Wiesenmacher" etwa ab 1800 erhalten. Vielfach hat eine Plaggenentnahme vor diesem Zeitpunkt stattgefunden.

Die tiefreichende Humosität großer Flächen dieser tiefreichend humosen Böden wird m.E. auf die mehrere, z.T. viele hunderte Jahre lange landwirtschaftliche Nutzung zurückgeführt. Im einzelnen ist der Komplex der nachstehenden ineinandergreifenden Ursachen wie folgt zu gliedern:

- a) hohe biologische Aktivität der Böden über Jahrhunderte, u.a. aufgrund der Düngungsmaßnahmen,
- b) jahrhundertlanges Durchmischen der Oberböden (z.T. auch Rigolen) in Verbindung mit kleinflächigem Umgestalten des Kleinreliefs, z.T. als Folge der Beetpfluggulturen und engräumiger Parzellierung, wechselnder Besitzverhältnisse sowie Düngungs- und Bewirtschaftungsformen u.a.,
- c) vor allem auf den ältesten Flurstücken, den Langstreifeneschen, den Gärten durch Löß- und Lehmplaggenauftrag,
- d) an den Unterhängen und in anderen Akkumulationslagen durch Bodenaufspülung (Kolluvium),
- e) besonders im Randbereich zu den Kastentälern durch einmaligen, meliorativen Bodenauftrag nach 1800 ("Wiesenmacher").

Die tiefreichende Humosität dieser langjährigen Ackerböden wird weitgehend als Produkt des oben gegliederten Faktorenkomplexes angesehen, wenn sie sich nicht, z.B. durch die Tiefenlage des Bt-Horizontes und/oder archäologische Funde unter dem Auftragsbereich oder anderer Belege, als Plaggenesch oder, z.B. in Muldenlage, als Kolluvium einem Entstehungsfaktor zuordnen lassen. Vielfach wird eine eindeutige Zuordnung aufgrund der wohl polyfaktoriellen Entstehung nicht möglich sein.

Es wird empfohlen, diese Lößböden, die sich ökologisch und phänotypisch von den Braunerden bzw. den Parabraunerden unterscheiden und doch ihre bodengenetische Entwicklung bis zum menschlichen Eingriff in der Regel erkennen lassen, in der Stellung eines Subtyps in der Abteilung der "Terrestrischen Böden" aufzunehmen. Es bieten sich die phänotypische Bezeichnung "Tiefreichend Humose Braunerde" bzw. "Tiefreichend Humose Parabraunerde" oder die mehr auf den anthropogenen Einfluß ausgerichtete Bezeichnung "Agrosol-Braunerde" bzw. "Agrosol-Parabraunerde" an.

Als Kriterien bzw. Grundlage für die Ansprache des genannten Subtyps könnten diskutiert werden:

- Mächtigkeit des humosen Horizontes (der humosen Schicht), evtl. differenziert nach Bodenart und -typ,
- die in morphologischer, geographischer, geologischer und bodenkundlicher Hinsicht jeweils regional charakteristische Lage auf Landnahmeschwerpunkten des Mittelalters oder früher,
- in der Regel der Nachweis der ackerbaulichen Nutzung in den ältesten topographischen Karten,
- z.T. archäologische Hinweise auf alte Siedlungsstätten u.a.

Zur Ansprache tropischer Alfisole als Paläoböden aufgrund reliktischer Merkmale - Beispiele aus dem wechselfeucht-semiariden Südindien

von
Bruhn, N. und A. Bronger¹

Die Bodendecke Südindiens setzt sich überwiegend aus tropischen Alfisolen zusammen, die in ihrer Genese und Verbreitung noch recht unvollständig beschrieben worden sind (ausführliche Literaturdiskussion vgl. BRUHN 1989). Aufgrund mikromorphologischer Befunde hatte BRONGER (1985) den reliktischen Charakter der Mineralverwitterung in Bodenprofilen aus Patancheru/Hyderabad (*Typic Rhodustalf* bzw. *Aridic Rhodustalf*) belegt. Diese Ergebnisse bildeten den Ausgangspunkt weiterer Untersuchungen, in die eine Klimasequenz von *Red Soils* (*Oxisols*, *Ultisols* und *Alfisols* sowie *Inceptisols*, vgl. Tab. 1) einbezogen und mineralogisch, tonmineralogisch und mikromorphologisch untersucht wurde. Von folgenden Hypothesen wurde ausgegangen:

Die tropischen Alfisole in Südindien sind Paläoböden, deren überwiegende Eigenschaften unter einem früheren, wesentlich feuchteren Klima als heute entstanden sind.

Die Böden auf den Rumpfflächen Südindiens sind unterschiedlicher Genese und Alters; sie reflektieren durch ihre Morphologie und Eigenschaften die Randbedingungen ihrer Entstehung.

Tab. 1

Pedon	Ort	N mm/a	humide Monate	Feuchteregime (VAN WAMBEKE 1985)	Klassifikation (SOIL TAXONOMY)
Karpurpallam	Idukki Distr. Kerala	2500	10	udic	Typic Hapludox
Vandiperiyar	Idukki Distr. Kerala	2500	10	udic	Typic Rhodudult
Palghat	Palghat Distr. Kerala	2115	6	udic tropustic	Udic Rhodustalf
Anaikatti	Tamil Nadu	1550	4	typic tropustic	Typic Rhodustalf
Channasandra	Bangalore Karnataka	890	3	typic tropustic	Typic Rhodustalf
Patancheru I	Medak Distr. Andhra Pradesh	760	3	aridic tropustic	Aridic Rhodustalf
Patancheru II	Medak Distr. Andhra Pradesh	760	3	aridic tropustic	Typic Rhodustalf
Irugur	Coimbatore Tamil Nadu	590	1	aridic tropustic (aridic)	Typic Ustropept
Palathurai	Coimbatore	590	1	aridic tropustic (aridic)	Typic Ustropept

¹Geographisches Institut der Universität Kiel, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel 1

2. Veränderungen der Umweltbedingungen

Die überwiegende Zahl der Alfisole in Südindien haben sich aus saprolitisch zersetzten granitischen Gneisen (z.B. Charnockiten und *Peninsular Gneiss*) gebildet, deren Alter von 2.6-3.5 Mrd. Jahren (RAITH et al. 1982, 1983) keinen Hinweis auf das Alter der Bodendecke gibt. Trotz der weitgehenden Stabilität des indischen Kratons seit dem Perm haben sich die bodenbildenden Faktoren seitdem entscheidend verändert: Als Teil des *Gondwana*-Kontinents driftete die indische Scholle seit dem Jura von der Südhälfte in seine heutige Position mit einer Geschwindigkeit von 3-6 cm/a (KLOOTWIJK & PEIRCE 1979; SOMAYAJULU & SRINAVASAN 1986). Während des Miozäns befand sich Südindien in äquatorialer Position und jeder Punkt der indischen Platte war für ca. 15 Mio. Jahre einem feuchttropischen Klima ausgesetzt. Durch die fortgesetzte Norddrift folgte eine Phase der klimatischen Austrocknung, die durch den Aufstieg der West Ghats im Miozän/Pliozän noch verstärkt wurde (WADIA 1985). Diese paläogeographischen Schlüsse unterstreichen für Südindien die allgemeine Aussage von SCHMIDT-LORENZ (1986), daß viele tiefgründig verwitterte Böden der Tropen tertiären Ursprungs sein dürften.

3. Ergebnisse

3.1. Mineralverwitterung

Um die in Dünnschliffen zu beobachtenden Verwitterungen der Primärminerale als reliktsch einzuordnen, bedarf es des Vergleichs mit den rezenten pedochemischen Bedingungen in den Böden. In den Pedons aus *Patancheru* sind z.B. die Kaolinisierungen von Plagioklasen und Biotiten sowie vorhandene Runiquarze (vgl. ESWARAN et al. 1975) mit sekundären Carbonaten assoziiert. Selbst in den Profilen aus *Irugur* und *Palathurai* sind stark angewitterte Primärminerale in eine carbonatische Matrix eingebettet, die den reliktschen Charakter der Verwitterungsprozesse unterstreicht.

3.2. Tonmineralogie

Die Tonmineralzusammensetzung der Fraktionen 2-0.2 μm und <0.2 μm in den Pedons unter heute weniger als 1600 mm Niederschlag wird zwar durch eine Kaolinitdominanz geprägt, doch mit abnehmenden Niederschlägen nehmen die Anteile der 2:1 Tonminerale stetig zu und im *Palathurai* fehlt der Kaolinit völlig. Aus den Tonmineraluntersuchungen (vgl. BRONGER & BRUHN 1989a, Abb. 1-10) kann tendenziell eine rezente Illitbildung beobachtet werden; die Kaolinite wie auch die Illit-Smektit Wechsellagerungsminerale und Smekтите müssen als reliktsche Bildungen interpretiert werden, die die Rückzugsstufen der klimatischen Austrocknung widerspiegeln. Besonders deutlich wird der reliktsche Charakter der Kaolinite wenn man ebenfalls untersuchte Bodenbildungen in Gujarat und Nepal vergleichend heranzieht. Dort sind in mittel- bis jungpleistozänen äolischen Sedimenten unter Niederschlägen von 1000 mm/a bis 1800 mm/a keine Kaolinite pedogen gebildet worden (vgl. BRUHN 1989; BACKER 1989).

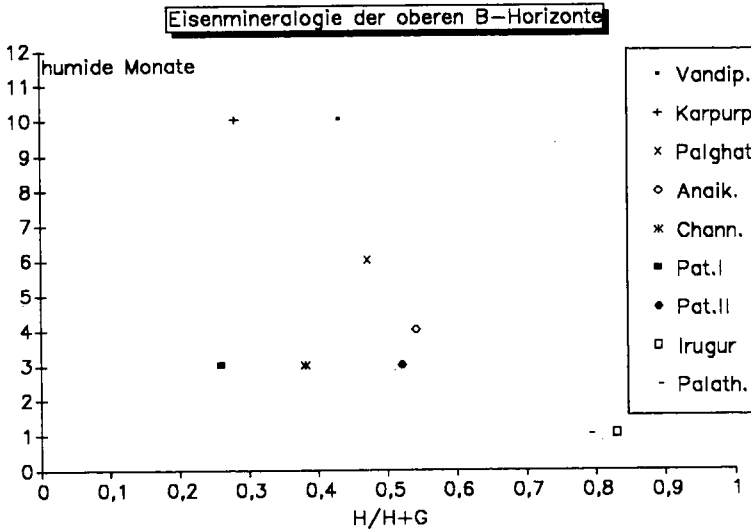
3.3. Der Prozeß der Tonverlagerung

Die Tonverlagerung sollte der bedeutsamste diagnostische Prozeß in den untersuchten Rhodustalfe sein (vgl. SOIL SURVEY STAFF 1975), doch Dünnschliffanalysen belegen eine rezente Tonverlagerung nur in den Pedons *Palghat*, *Anaikatti* und *Channasandra*. In den übrigen fehlen *illuviation argillans* (*Irugur* und *Palathurai*) bzw. vorhandene *illuviation argillans* weisen eine starke Alterung auf. In den Böden unter weniger als 1000 mm Niederschlag sprechen die hohen pH-Werte, die eine Dispergierung des zu verlagernden Tons ausschließen, gegen eine rezente Tonverlagerung. Viele als *Rhodustalfe* klassifizierte und kartierte Böden Südindiens zeigen keine Spuren rezenter Tonverlagerung und eher eine in-situ Tonbildung scheint für das Tonmaximum in den Bt-Horizonten verantwortlich zu sein (vgl. BRONGER & BRUHN 1989b).

3.4. Eisenmineralogie

Die Eisendynamik der untersuchten Böden wird durch die zur Verfügung stehende primäre Eisenreserve in den Böden bestimmt. In den Pedons mit niedrigeren Fed/Fet- Verhältnissen sind die Feo-Werte in der Regel höher. Das Niederschlagsregime scheint wenig Einfluß auf die Feo-Werte zu haben. Die relativen Anteile von Hämatit und Goethit werden dagegen sehr durch das Feuchtereime bestimmt (vgl. Abb. 1). Die hohen Goethitanteile in den *Patancheru I* und *II* sowie im *Channasandra* müssen als reliktsche Bildungen betrachtet werden, weil auch in diesen Pedons die Fed/Fet-Verhältnisse hoch und die Feo/Fed-Verhältnisse niedrig sind. Eine Tranformation von Goethit zu Hämatit bei abnehmender Wasseraktivität wie sie TARDY & NAHON (1985) bzw. TROLARD & TARDY (1987) postulieren, kann nicht bestätigt werden, und die Bildungsprozesse scheinen den von SCHWERTMANN (1985) beschriebenen zu entsprechen.

Abb. 1



Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die tropische Alfisole, die in Südindien flächendeckend verbreitet sind, überwiegend *reliktsche* Eigenschaften, d.h. Eigenschaften aus einer früheren, wesentlich feuchteren Klimaepoche erhalten haben. Die heutige Bodenbildung ist stark verlangsamt. Die Wahrnehmung dieser Böden als Paläoböden sollte zu einem schonenderen Umgang mit dieser wichtigsten Naturressource Indiens in der Zukunft führen.

Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Unterstützung der Gelände- und Laborarbeiten (Br 303/19-1 bis 4).

Literatur

- BACKÉR, S. 1989. Zur Genese holozäner und jungpleistozäner Böden aus quartären Lockersedimenten in Gujarat und Süd-Nepal (Ein Beitrag zur Verwitterungsintensität in den semiariden Tropen). Kiel. (unveröffentlichte Diplomarbeit)
- BRONGER, A. 1985. Bodengeographische Überlegungen zum "Mechanismus der doppelten Einebnung" in Rumpfflächengebieten Südindiens. (Berlin Stuttgart). Z.Geomorph.N.F. Suppl.- Bd.56(Berlin Stuttgart),39-53.
- BRONGER, A. & BRUHN, N. 1989a. Relict and recent features in tropical Alfisols from South India. In: Bronger, A. & Catt, J. (Hg.): Paleopedology - Nature and Applications of Paleosols, Cremlingen:Catena Verlag (Catena Suppl. 16), 107-128.
- BRONGER, A. & BRUHN, N. 1989b. Clay illuviation in semiarid- tropical (SAT) Alfisols? A first approach to a new concept. In: Douglas, L. A. (Hg.): Proceedings of the International Working Meeting on Soil Micromorphology (Geoderma Suppl. Bd.), Amsterdam:Elsevier.
- BRUHN, N. 1989. Zur Genese tropischer Alfisole aus saprolitisierten granitischen Gneisen in Südindien - ein Beitrag zur Frage rezenter Rumpfflächendynamik. Kiel:Dissertation der Math.-Nat. Fakultät der Christian-Albrechts-Universität. 177p.
- ESWARAN, H., SYS, C. & SOUSA, E. C. 1975. Plasma Infusions -A Pedological Process of Significance in the Humid Tropics. Anales de Edafologia y Agrobiologia, 34,665-674.
- KLOOTWIJK, C. T. & PEIRCE, J. W. 1979. India's and Australia's pole path since late Mesozoic and the India-Asia collision. Nature, 282,605-607.
- RAITH, M., RAASE, P., ACKERMAND, D. & LAL, R. K. 1982. The Archean craton of Southern India: metamorphic evolution and P- T conditions. Geolog. Rundschau, 71,280-290.
- RAITH, M., RAASE, P., ACKERMAND, D. & LAL, R. K. 1983. Regional geothermobarometry in the granulite facies terrane of South India. Transactions of the Royal Society of Edinburgh: Earth Sciences, 73,221-244.
- SCHMIDT-LORENZ, R. 1986. Die Böden der Tropen und Subtropen. In: Rehm, S. (Hg.): Handbuch der Landwirtschaft und Ernährung in den Entwicklungsländern (Band 3:Grundlagen des Pflanzenbaus in den Tropen und Subtropen), Stuttgart, 47-92.
- SCHWERTMANN, U. 1985. The Effect of Pedogenec Environments on Iron Oxide Minerals. Advances in Soil Science, 1,171-200.
- SOIL SURVEY STAFF 1975. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys (Agriculture Handbook No. 436). Washington, D.C..
- SOMAYAJULU, B. L. K. & SRINIVASAN, M. S. 1986. Indian Ocean Floor: Evolution and Palaeoenvironment. In: Indian National Science Academy: The Indian Lithoshere, New Delhi: Kapoor Art Press, 124-133.
- TARDY, Y. & NAHON, D. 1985. Geochemistry of Laterites, Stability of Al-Goethite, Al-Hematite, and Fe(3+)-Kaolinite in Bauxites and Ferricretes: An Approach to the Mechanism of Concretion Formation. American Journal of Science, 285,865-903.
- TROLARD, F. & TARDY, Y. 1987. The Stabilities of Gibbsite, Boehmite, Aluminous Goethites and Aluminous Hematites in Bauxites, Ferricretes and Laterites as a Function of Water Activity, Temperature and Particle Size. Geochimica et Cosmochimica Acta, 51,945-957.
- WADIA, D. N. 1985. Geology of India. New Delhi:Tata McGraw- Hill. (507pp + 19 plates)

C-, N- und S-Gehalte als Merkmale der Bodenbildungauf Bergehalden

von

W. Burghardt +

1. Einleitung

Beim Steinkohlebergbau des Ruhrgebietes wird mit der Kohle auch Gestein gefördert, die sogenannten Berge. Davon findet nur ein Teil Wiederverwendung als Bergeversatz zur Verfüllung der Stollen oder eine sonstige Nutzung im Straßen-, Gleis- und Deichbau. So werden etwa 3/4 von 50-60 Mill. to/Jahr Berge zu Landschaftsbauwerken aufgehaldet.

In diesem Beitrag sollen nun Ergebnisse zur Bodenbildung auf Bergehalden mitgeteilt werden.

2. Standorte

Aus 10 Flachschrüfen der 30 Jahre alten Bergehalde Recklinghausen-Hochlarmark wurden nach festem Tiefenraster Proben, sofern vorhanden, aus der Streu- und Humusauflage, sowie in 0-2, 2-5, 5-20, 10-20 und 20-30 cm Tiefe entnommen. Die Flachschrüfe wurden in verschiedenen Hangpositionen (Abb. 5) an einem Süd- und einem Nordhang angelegt. Auf dem Südhang hatte sich Birkenwald entwickelt, der Nordhang war teils vegetationsfrei oder mit 3-5-jährigen Birken bestanden.

3. Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 1 wird anhand zweier Beispiele die Korngrößenzusammensetzung des Süd- und Nordhanges charakterisiert. Der Skelettgehalt liegt zwischen 40 und 90%. Der Tongehalt steigt nur schwach während des Verwitterungsprozesses an, Schluff- und Sandgehalte nehmen hingegen zu. Dies weist darauf hin, daß in der ca. 30 Jahre alten Aufschüttung zunächst die Tonsteine verwitterten und sich bei Silt- und Sandsteinen der Prozeß fortsetzt. Die Bodenart des Haldenrohbodens ist somit als stark bis sehr stark grusiger, toniger bis schwach toniger Lehm, teils auch schwach sandiger Lehm anzusprechen.

Pyritverwitterung hat zur Senkung der pH-Werte geführt. Sie liegen im Feinboden, gemessen in 0,01 mol CaCl₂ zwischen 3,1 und 3,9, in der Humusauflage bei 3,6 - 4,5. Oberflächennah ist ein schwacher Anstieg der pH-Werte am Südhang feststellbar.

+ Angewandte Bodenkunde im Institut für Ökologie, Universität-GHS Essen, Universitätsstr. 5, 4300 Essen 1

Die Schwefelsäureauswaschung wurde nicht untersucht, drückt sich jedoch im Gesamtschwefelgehalt (Abb. 2) aus. Dieser hat sich am Nordhang oberflächennah, am Südhang über die gesamte Profiltiefe verringert. Im Vergleich zu anderen Mineralböden sind die Werte mit 0,5% jedoch noch hoch. Berge sind reich an Kohle-
resten. Kohlehaltiges Gestein der Schürfe (Abb. 2) weist ähnlich hohe Restschwefelgehalte auf. Es ist somit wahrscheinlich, daß die Restschwefelgehalte im Feinboden an Kohle gebunden vorliegen, so auch die S-Gehalte des Südhangprofiles. Die Pyritverwitterung kann hier als weitgehend abgeschlossen angesehen werden.

Erste Schritte der Bodenbildung führen nach Vegetationsentwicklung zur Ausbildung eines Ai-Horizontes. Visuell ist jedoch die Anreicherung rezenter organischer Substanz in dem schwarz- bis schwarzgrauen Bergematerial nicht nachvollziehbar. Die bei der Bestimmung der Gesamt-C-Gehalte durch Verbrennung ange-
troffenen extrem hohen Werte (Abb.2) werden überwiegend aus der Kohle stammen. C-Gehalte aus Humusbildung sind durch Verbrennung in Bergematerial nicht bestimmbar.

Die Gesamt-N-Gehalte sind durch die Kohle im Feinboden ebenfalls erhöht. Am Südhang steigen zur Oberfläche hin die N-Gehalte verstärkt an, was auf Anreicherung organischer Substanz hinweist. Kohle hat ein C-/N-Verhältnis von 25-45, überwiegend um 35-40. In der Streu auf den vegetationsbedeckten Flächen wurde ein mittleres C-/N-Verhältnis von 19 vorgefunden. Es liegt daher die Annahme nahe, daß C-/N-Verhältnisse des Feinbodens unter 25 auf Anreicherung rezenter organischer Substanz hinweisen. Damit ist jedoch nur die Anreicherung auf Standorten kennzeichenbar, die kohlearm sind. Es wurde daher versucht, nur den Humus unter Schonung des organischen Kohlestoffes zu bestimmen. Dies geschah, indem 2,3 g Boden mit 50 ml 6%-igem H_2O_2 versetzt wurde. Nach 3 Stunden wurde das H_2O_2 bei $110^{\circ}C$ abgedampft. Durch Wiegen wurde der Verlust an organischer Substanz ermittelt.

Setzt man zu der so bestimmten Menge an organischer Substanz das C-/N-Verhältnis des Feinbodens in Beziehung (Abb.3), dann zeigt sich, daß die C-/N-Verhältnisse mit dem steigenden Gehalt der mit 6%-igem H_2O_2 ermittelten organischen Substanz abnehmen. Die Ausbildung eines annähernd unveränderlichen C-/N-Verhältnisses ab einem bestimmten Gehalt an mit 6%-igem H_2O_2 zerstörten organischen Substanz trat nicht ein. Kohlereste störten somit das Ergebnis.

Da über das C-/N-Verhältnis eine Abgrenzung des C-Gehaltes aus der Kohle und der organischen Substanz nicht sicher möglich war, wurde dies über die Bestimmung der KAK der organischen Substanz versucht. Dazu wurde an Proben ohne und mit Zerstörung der organischen Substanz durch 6%-iges H_2O_2 die KAK bei pH 4,5 bestimmt, indem Strontiumionen eingetauscht und anschließend diese nach

Rücktausch mit Magnesiumionen bestimmt wurden. Die Differenz der KAK beider Proben ergibt die KAK der durch 6%-iges H_2O_2 zerstörbaren organischen Substanz.

Die Beziehung der so bestimmten KAK (Abb.4) der organischen Substanz zur Menge an durch H_2O_2 zerstörbaren organischen Substanz weist ab Gehalten von 10-14% die erwartete deutliche Ausbildung konstanter KAK-Werte aus, wobei eine KAK um 80 mval/100g organischer Substanz vorliegt.

Für Proben mit einer KAK um 80 mval/100g organischer Substanz kann sicher eine Humusakkumulation angenommen werden. Es ist nicht auszuschließen, daß auch geringere KAK-Werte auf eine Humusanreicherung hinweisen. Deutlich ist diese an 3 Profilen feststellbar. Ein Ah-Horizont ist an zwei und ein Ai-Horizont an einem Profil nachweisbar. Außer bei Profil 3 sind für die übrigen Profile Hinweise aus der KAK auf Anreicherung organischer Substanz vorhanden (Abb. 5).

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß auf Teilflächen der Bergehalde innerhalb von 30 Jahren sich ein AC-Boden und damit ein Regosol aus Bergematerial des Karbons entwickelt hat.

Danksagung: Diese Arbeit wurde durch Förderung des Kommunalverbandes Ruhrgebiet ermöglicht, dem hier besonders gedankt sei.

Abbildung 1: Korngrößenverteilung a) eines Nordhang- und b) Südhangprofiles

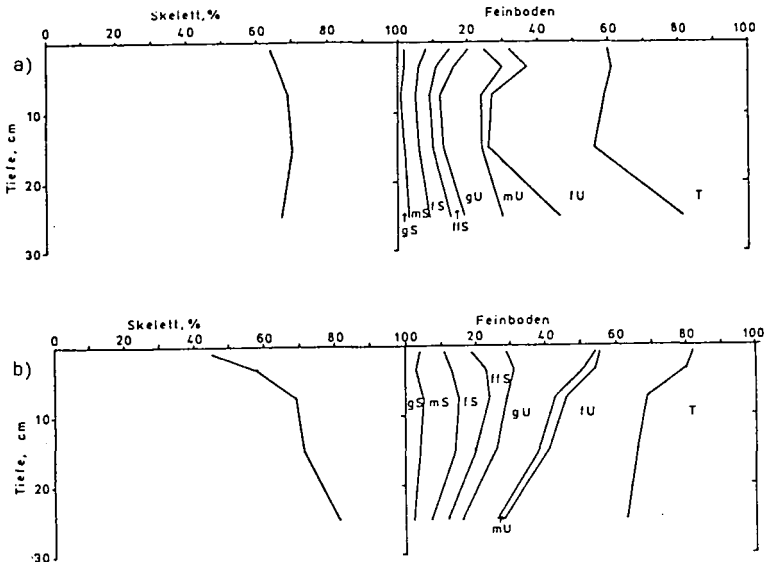
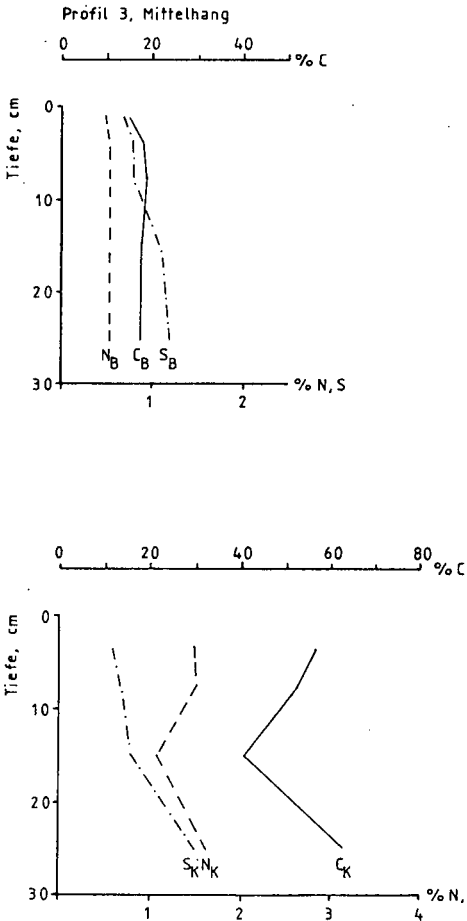
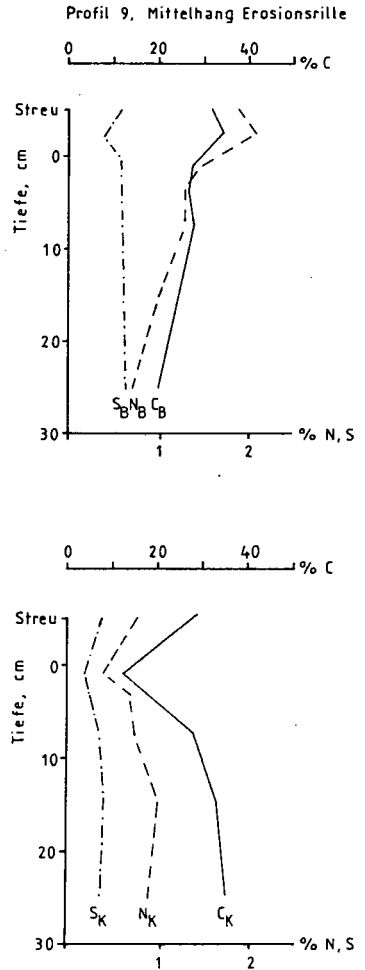


Abbildung 2: Tiefenverteilung der C-, N-, S-Gehalte im Feinboden und in kohlehaltigem Gestein

NORDHANG



SÜDHANG



N_B, C_B, S_B: Gehalt im Feinboden

N_K, C_K, S_K: Gehalt in Kohlestückchen

Abbildung 3: Beziehung des C/N-Verhältnisses zum Gehalt an mit 6%-igem H_2O_2 zerstörbaren organischen Substanz im Feinboden

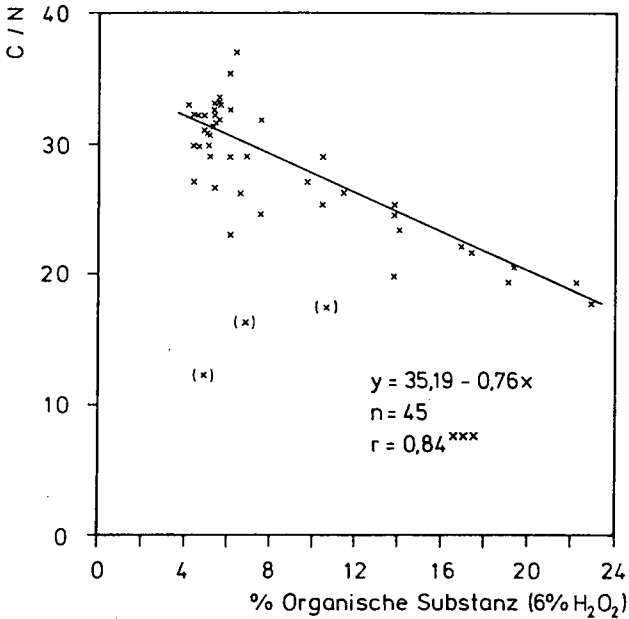


Abbildung 4: Beziehung zwischen KAK (pH 4,5) und Gehalt mit 6%-igem H_2O_2 zerstörbaren organischen Substanz

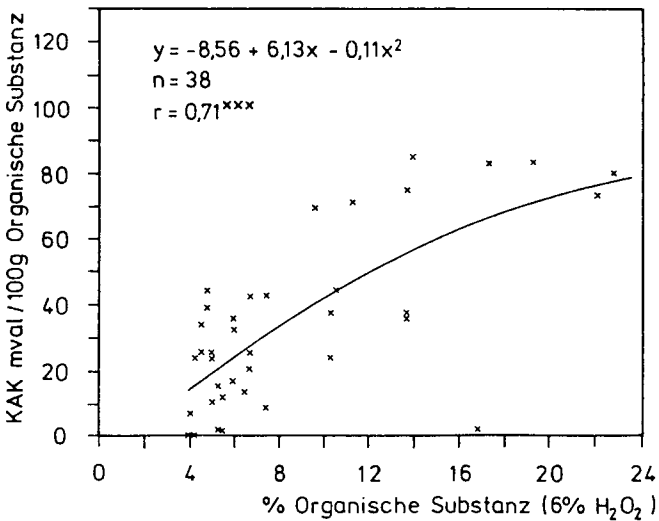
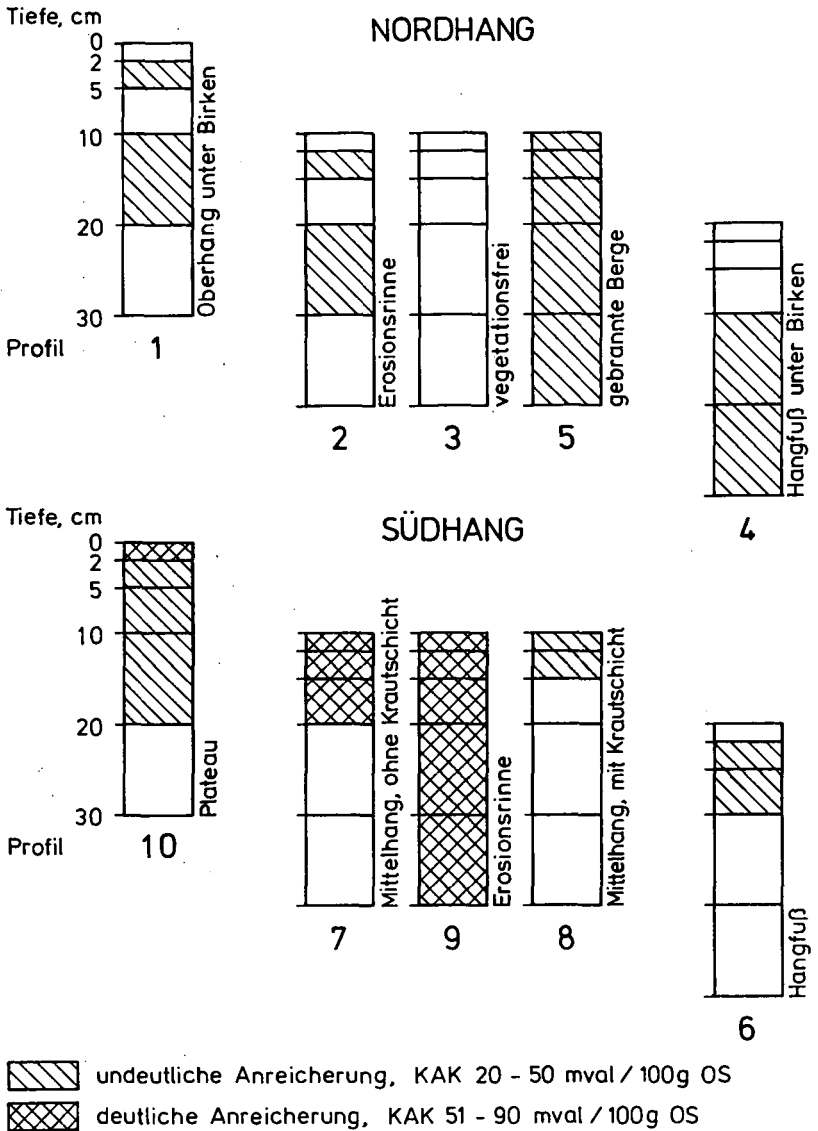


Abbildung 5: Humusanreicherung auf einer Bergehalde
- abgeleitet aus der KAK der organischen Substanz



Bodenversiegelung in der Bundesrepublik Deutschland -
Gründe, Ausmaß, Folgen und Gegenmaßnahmen

von

CORDBSEN, E. und H.-K. SIEM *

Fragen des Freiflächenverbrauches und der Bodenversiegelung stellen ein zentrales Thema innerhalb des Bodenschutzes dar. Sie betreffen einerseits die versiegelten Böden selbst unmittelbar, andererseits aber auch benachbarte unversiegelte Böden in stofflicher Hinsicht sowie den gesamten Naturhaushalt.

Der Inhalt dieser Mitteilung beruht auf einer Literaturrecherche, die vom Verfasser im Rahmen der Zusammenstellung des 'Handbuches des Bodenschutzes' (BLUME, im Druck), sowie auf eigenen Untersuchungen, die im Rahmen der Erstellung der 'Bodenkarte 1 : 20 000 Stadt Kiel und Umland' (CORDBSEN u.a. 1987, 1988) durchgeführt worden sind. Der zur Verfügung stehende Raum erlaubt nur eine grobe Übersicht mit Verweisen auf die entsprechende weiterführende Literatur, die vielfach aus den Gebieten Geographie, Landschaftsökologie, Planung und Raumordnung sowie Städtebau stammt und daher innerhalb der Bodenkunde nicht so bekannt ist.

Bodenversiegelung ist die anthropogene Isolierung der Pedo- von der Atmosphäre durch die Bedeckung mit impermeablen Substanzen wie Teer, Beton oder Gebäuden (BÖCKER 1985; BERLEKAMP u. PRANZAS 1986). Wasser- und Gasaustausch sind weitestgehend unterbunden. Nach Beendigung der Nutzung sowie durch Alterung kann diese Eigenschaft verlorengehen. Durch Bodenkompression oder Auftrag und Kompression von Sand, Kies, Schotter oder wassergebundenen Decken befestigter Flächen sowie poröse oder Teilversiegelungen bilden hinsichtlich der Durchlässigkeit Übergänge zu den unversiegelten Böden (BÖHME 1986). Versiegelungen durch Gebäude wirken durch ihre Ausdehnung in die Höhe und den Untergrund (Keller) auf Klima- und Wasserhaushaltskennwerte anders als z.B. Straßen und sind deshalb getrennt zu behandeln (PIETSCH 1985).

* Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein,
Mercatorstr. 7, 2300 Kiel 1

Die fortschreitende Siedlungstätigkeit des Menschen bewirkt zunehmende Versiegelung. Der Bau von Wohn-, Gewerbe- und Industrie- sowie sonstigen Gebäuden, die Ausweitung der Verkehrsflächen, aber auch die Überbauung von Freiflächen zur Schaffung von Freizeitinfrastruktur oder zur Verminderung des Pflegeaufwandes sind die Gründe für hohe Versiegelungsgrade. In Abhängigkeit von der Bebauungsdichte, der Gebäudenutzung, der Verkehrsdichte, aber auch dem individuellen Geschmack kommunaler Gremien und privater Grundstücksbesitzer sind unterschiedlich hohe Anteile der Gebäude- und Verkehrsflächen versiegelt. Im Bereich von Wohnbebauungen sind viele versiegelte Nebenflächen zu verzeichnen. Gewerbe- und Industriegebiete verfügen über teilweise sehr große Freiflächen, die zur Abwicklung des Transport- und des ruhenden Verkehrs, zur Lagerung von Rohstoffen oder fertigen Produkten, aber auch zum Schutz des Bodens vor Verunreinigungen versiegelt sind.

Bodenversiegelungen werden mit unterschiedlichen Verfahren hinsichtlich der Gründung und Belagsart durchgeführt. Die Bewertung der Versiegelungsmaterialien und ihrer Gründung erfolgt über die Kriterien Belastbarkeit, Wasserdurchlässigkeit und Porosität sowie Temperaturverhalten. Man unterscheidet (neben dem Überbauen mit Gebäuden) Deckschichten mit und ohne Bindemittel, Pflaster- und Plattenbeläge (BMRBS 1988).

Bundesweit läßt sich das Ausmaß der Bodenversiegelung anhand amtlicher statistischer Datengrundlagen grob abschätzen. Der tägliche Verbrauch von Freiflächen für Siedlungszwecke hat zwischen 1950 und 1977 94 ha (IMAB 1985) und zwischen 1981 und 1985 120 ha (BMRBS 1986) betragen. Steigende tägliche Inanspruchnahme steht dabei einer rückläufigen relativen Zunahme seit den sechziger Jahren gegenüber. Der Anteil der Siedlungs- und Verkehrsfläche an der Bundesfläche ist von 7,1 % im Jahre 1950 auf 11,6 % im Jahre 1985 angestiegen (UBA 1989).

Regional ist die Belastung von Böden durch Versiegelung in der Bundesrepublik sehr unterschiedlich verteilt. Regionen mit großen Verdichtungsräumen wie z.B. die Ballungsräume von Rhein und Ruhr weisen Spitzenwerte bis über 70 % des jeweiligen Gemeindegebietes für die Siedlungs- und Verkehrsfläche auf, die dagegen in ländlich geprägten Regionen nur einen Anteil von gut 9 % durchschnittlich hat.

Aussagen über die Bodenversiegelung und ihre Verteilung innerhalb

der Gebäude- und Verkehrsflächen erfordern detaillierte Gelände-erhebungen, begleitet zur schnelleren Erlangung von Ergebnissen und zu ihrer Übertragung in die Fläche von Karten- (DGK 5, TK 25) und Luftbildauswertungen (schwarz-weiß, farbig, IR, Radar; Flugzeug, Satellit). Dieser Verfahrensweise liegen die engen Beziehungen zwischen Nutzungs- und Bebauungstypen und dem Grad der Bodenversiegelung zugrunde. Aufgrund der Streuung innerhalb der Typen ist Übertragbarkeit auf andere Flächen gleichen Typs nicht immer gegeben. Innerhalb von Wohnbebauungstypen schwankt der Gesamtversiegelungsgrad zwischen 35 % für Einzelhausbebauung und 89 % für Blockbebauung mit vielen Neubauten (BERLEKAMP u. PRANZAS 1986). Der Bebauungstyp Industriegebiet weist branchentypisch eine Streuung von 58 % bis 100 % auf, wobei die Anteile der Überbauung und der versiegelten Freifläche sehr unterschiedlich sein können. Je nach Nutzungsfrequenz schwankt der Versiegelungsgrad unterschiedlicher Straßentypen zwischen 88 % und 100 % (BMRBS 1988). Weiter verfeinerte Verfahren der Aufnahme erfordert die Ansprache der Belagsarten innerhalb versiegelter Flächen (BÖHME 1986). Bodenkarten städtischer Verdichtungsräume müssen Angaben über den Grad der Bodenversiegelung enthalten (CORDESEN u.a. 1987, 1988).

Vollständig versiegelte Böden verlieren ihre Funktion als Pflanzenstandort, Lebensraum von Organismen, Grundwasserspender und -filter. Bodenversiegelung wirkt sich auch auf das Klima und die Lebensqualität der Menschen aus. Folgen für Flora und Fauna ergeben sich aus dem Verlust von Biotopen für Bodenlebewesen, dem Verlust von Vegetationsflächen, der Zerschneidung ehemals zusammenhängender Vegetationsflächen, dem Eintrag von Schadstoffen von versiegelten in benachbarte unversiegelte Flächen und der Änderung des Artenspektrums. Folgen für den Wasserhaushalt ergeben sich aus der Veränderung des Bodenwasserhaushaltes, der Verringerung der Grundwasserneubildung, der Erhöhung des Oberflächenabflusses und der Beeinflussung der Grundwasserqualität. Folgen für das Klima ergeben sich aus Windschwäche, erhöhten Luftverunreinigungen, Überhitzung und Luftfeuchtedefiziten.

Maßnahmen gegen Bodenversiegelungen können sowohl vor ihrer Ausführung während der Planungsphase als auch danach im Bestand ergriffen werden. Maßnahmen im Bestand können einerseits Entsiegelungen, andererseits Ausgleichsmaßnahmen für Versiegelungen sein.

Bei Entsiegelungsmaßnahmen sind Restriktionen aufgrund von Belastungen durch wasser- und bodengefährdende Stoffe insbesondere auf Industrieflächen unbedingt zu beachten. Einwirkungsmöglichkeiten während der Planungsphase bestehen aufgrund gesetzlicher Regelungen bei Neubauten, z.B. im Rahmen der verbindlichen Bauleitplanung, die auf die Bedürfnisse von Fragen des Schutzes vor Bodenversiegelung abgestimmt werden müssen. Einwirkungsmöglichkeiten im Bestand bestehen in Form von Entsiegelungs- und Belagänderungsmaßnahmen, die aufgrund hoher Entsiegelungs- und Belagänderungspotentiale und leichteren Zugriffs bei Gemeinschaftsflächen und dem öffentlichen Straßenraum am besten durchsetzbar sind (BMRBS 1988).

Literatur

- BERLEKAMP, L.-R. und PRÄNZAS, N. (1986): Methode zur Erfassung der Bodenversiegelung von städtischen Wohngebieten. *Natur u. Landschaft* 61, 92 - 95.
- BLUME, H.-P. (im Druck): Handbuch des Bodenschutzes. Ecomed, München-Landsberg.
- BMRBS, BUNDESMINISTER FÜR RAUMORDNUNG, BAUWESEN UND STÄDTEBAU (Hrsg.) (1986): Raumordnungsbericht 1986. Schriftenr. Raumordnung des Bundesministers für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau, Bonn-Bad Godesberg o6.o61.
- BMRBS (Hrsg.) (1988): Städtebauliche Lösungsansätze zur Verminderung der Bodenversiegelung als Beitrag zum Bodenschutz. *Schr.-R. Forschung*, H. 456.
- BÖCKER, R. (1985): Bodenversiegelung - Verlust vegetationsbedeckter Flächen in Ballungsräumen - am Beispiel von Berlin (West). *Landschaft + Stadt* 17, 57 - 61.
- BÖHME, S.A. (1986): Zum Zusammenhang von Oberflächenversiegelung und Vegetationsvolumen städtischer Teilgebiete - dargestellt am Beispiel der Stadt Erfurt. *Wiss. Z. Hochsch. Archit. Bauwes. - A. - Weimar* 32, 232 - 236.
- CORDESEN, E., SIEM, H.-K., FINNERN, H. und BLUME, H.-P. (1987): Vorgehensweise bei der Erstellung der Bodenkarte 1 : 20 000 Stadt Kiel. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 55/II, 729 - 734.
- CORDESEN, E., SIEM, H.-K., BLUME, H.-P. und FINNERN, H. (1988): Bodenkarte 1 : 20 000 Stadt Kiel und Umland. Herausgegeben vom Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein.
- IMAB, INTERMINISTERIELLE ARBEITSGRUPPE BODENSCHUTZ (1985): Flächennutzungen und Bodenschutz. *Informat. zur Raumentw.*, 1/2.85, der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung, Bonn.
- PIETSCH, H. (1985): Versiegelungen des Bodens in der Stadt und ihre Auswirkungen. In: *Boden - das dritte Umweltmedium*, 121 - 128, *Forsch. z. Raumentwickl.*, 14, Bonn-Bad Godesberg.
- UBA, UMWELTBUNDESAMT (1989): Daten zur Umwelt 1988/89. Schmidt, Berlin

Die Böden aus Kreidesedimenten am Ostrand des Münsterlandes und ihre Bedeutung für die Landschaftsplanung

von

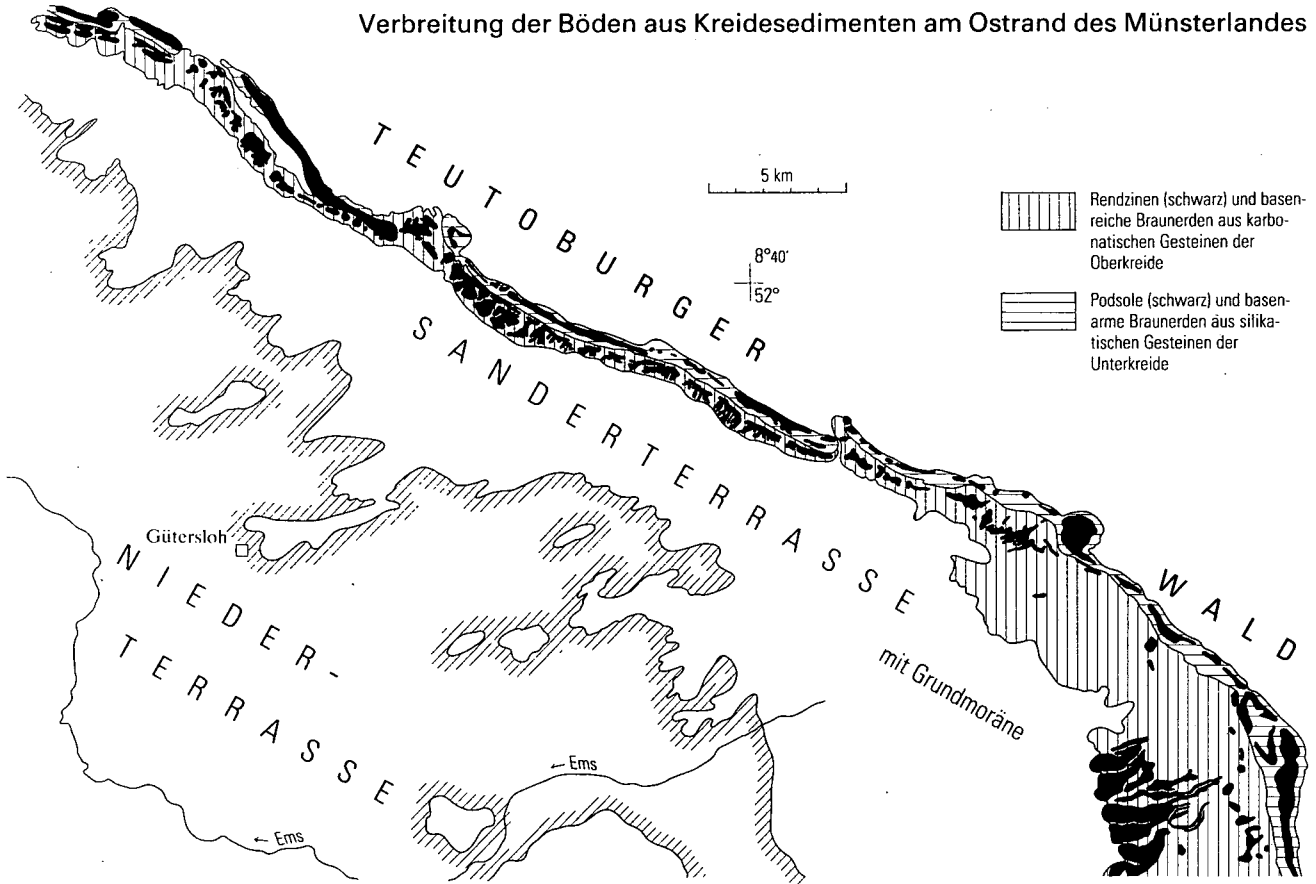
Dahm-Arens, H. *

Die Ostrand- und Nordostrandbegrenzung des Münsterlandes bildet der Teutoburger Wald mit seinen langgestreckten Bergkämmen. Er ist das Produkt gebirgsbildender Kräfte im Rahmen der saxonischen Tektogenese zwischen Oberkreide und Alttertiär, auf welche die Heraushebung des Teutoburger Waldes und die Aufschiebungen an der Nord- und Ostgrenze des Münsterländer Kreidebeckens zurückgehen. Heute stellt er die markanteste morphologische Erhebung im nordöstlichen Westfalen dar. In seltener Klarheit deckt sich im Teutoburger Wald das Landschaftsbild mit dem geologischen Bau.

Die zwei Hauptkämme des Teutoburger Waldes bestehen aus Sedimenten der Kreide; in der westlichen Kammlinie streichen die Schichten der älteren Oberkreide - Turon und Cenoman - mit karbonatreichen Gesteinen an der Oberfläche aus, in der östlichen Kammlinie die der jüngeren Unterkreide - Valangin bis Alb - mit silikatreichen Gesteinen (s. Abb.). Die aus den steilgestellten Kreideschichten bestehenden Kämmen erreichen Höhen NN + 330 m, in dem nach SSE anschließenden Abschnitt, der eigentlichen Egge, bis zu NN + 430 m. Das Münsterland hat im Durchschnitt NN + 90 m. Engräumig auftretende Höhenunterschiede von mehr als 100 m verleihen diesem Gebiet eine ausgesprochen starke Reliefenergie.

* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greif-Strasse 195, 4150 Krefeld

Verbreitung der Böden aus Kreidesedimenten am Ostrand des Münsterlandes



Der Anstieg aus der weiten Niederterrassen-Ebene des östlichen Münsterlandes mit der Vorherrschaft der Podsole und ihrer Übergangsbildungen zu Gleyen auf die steilgestellten Kalk- und Kalkmergelsteine, die in einem schmalen, morphologisch deutlich heraustretenden exponierten Rücken an der Oberfläche austreichen, erfolgt fast ohne Übergang. Die Bodenentwicklung ist selten über das Stadium der Rendzina mit AC-Profilfolge hinausgekommen. Dem humus- und skelettreichen, krümeligen A-Horizont folgt unmittelbar der C-Horizont, das nicht oder nur schwach angewitterte Ausgangsgestein. Das geringmächtige Solum besteht aus tonigem oder schluffig-tonigem Lehm, das mit zahlreichen Gesteinsbröckchen durchsetzt ist. Vorhanden sind hoher Basengehalt und freies CaCO_3 bis in die Krume. An den Mittel- und Unterhängen, wo i.a. die physiologische Gründigkeit zunimmt, sei es durch Verwitterung oder durch Akkumulation hangabwärts bewegten Bodenmaterials, gehen die Rendzinen in mittel- bis tiefgründige Braunerden über. Profilmorphologisch ist zwischen A- und C-Horizont ein mehr oder weniger breiter Verbraunungshorizont eingeschaltet. Bodenartlich bestehen sie aus tonigem Lehm mit stark wechselndem, aber meist hohem Steinanteil. Vielfach ist im Oberboden ein geringer Schluffgehalt vorhanden, der auf Reste von Lößlehm zurückzuführen ist. Bei der tonreichen Feinsubstanz handelt es sich um Rückstandstone der Kalk- und Kalkmergelsteinverwitterung, die nur in sehr langen Zeiträumen eine Anreicherung karbonatfreien Feinbodens erbracht hat. Möglicherweise sind auch präquartäre Verwitterungsreste der Terra-fusca mit bis zu 70 % abschlämmbaren Bestandteilen an der Zusammensetzung dieser rezenten Böden beteiligt. Die gute Kalkversorgung und die hohe biologische Aktivität mindern aber den Einfluß der schweren Bodenart. Die Humusform ist ausschließlich Mull und die pH-Werte bewegen sich zwischen 5 und 8.

Die Böden aus den Kalkgesteinen der Oberkreide tragen z.T. sehr alte buchenreiche Laubmischbestände, denen stets Edellaubhölzer beigemischt sind. Als potentielle natürliche Vegetation ist der Perlgras-Buchenwald (*Melico-Fagetum*) anzunehmen.

Die unterschiedliche petrographische Ausbildung der Sedimente und der anstehenden Schichtglieder im Teutoburger Wald, und zwar auf engstem Raum, ist die Ursache für die extremen Unterschiede in der Bodenentwicklung am Ostrand des Münsterlandes. Haben sich auf den karbonatreichen Gesteinen der Oberkreide Rendzinen und basenreiche Braunerden entwickelt, so ist es auf den ebenfalls steil gestellten, fast überkippten Sandsteinen der Unterkreide zu Podsolen und basenarmen Braunerden gekommen. Die hohe, weitgehend geradlinige und fast geschlossene Sandsteinkette aus Unterkreide-Sedimenten, die den Hauptkamm des Teutoburger Waldes darstellt, trägt Podsole mit wechselnder Entwicklungstiefe. Die Profile im Kuppenbereich sind nur flach- bis mittelgründig ohne deutliche Differenzierung. Die pH-Werte liegen bei 3 mit rohhumusartigem Moder bis Rohhumus. Erst in tieferen Lagen nimmt durch die modifizierende Wirkung des Reliefs die Mächtigkeit des Solums zu, und die Podsolentwicklung tritt profilmorphologisch deutlich in Erscheinung. Es darf aber als wahrscheinlich angenommen werden, daß es sich auf den Unterkreide-Sandsteinen um sekundäre Podsole handelt, denen ein kurzes Braunerdestadium vorausgegangen ist. Außerdem ist den Böden am Hangfuß vielfach bindiges Material beigemischt, so daß ohnehin Übergangsbildungen zur Braunerde vorkommen. Die ausgeprägte gelbbraune

bis braunrote Farbe dieser feinkörnigen, teilweise kreuzgeschichteten Sandsteine ist durch fossile Verwitterung von Siderit und Glaukonit in dem ursprünglich mehr weißgrauen Gestein entstanden. Die dabei gebildeten Eisenanreicherungszone durchziehen heute den Sandstein als stark verfestigte Eisenschwarten.

Auf den Böden aus den Sandsteinen der Unterkreide steht zur Zeit fast ausschließlich die Fichte. Sie ist als Ersatzgesellschaft für die natürliche Bestockung des Standortes zu sehen, die ein artenarmer Hainsimsen-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) sein dürfte.

In den zwischen den Höhen liegenden langgezogenen Talungen mit meist mächtigeren quartären Lockersedimenten über wenig durchlässigen Tonsteinen verschiedener stratigraphischer Horizonte, insbesondere der Unterkreide, ist die Braunerde der vorherrschende Bodentyp, mit ihr vergesellschaftet die Parabraunerde. Das an der Basis der Kalk- und Sandsteine lokal austretende Wasser hat stellenweise zu Vernässungen geführt. Übergänge zu Pseudogleyen bei zeitweiligem und zu Gleyen bei ganzjährigem Wassereinfluß gehören zu dieser Bodengesellschaft. Als Substrate sind vor allem periglaziale Bildungen der Weichsel-Kaltzeit zu nennen, nämlich Fließerden und Schutzströme aus umgelagertem Verwitterungsmaterial der hangaufwärts anstehenden Gesteine, z.T. mit erheblichen Anteilen von Löß oder Flugdecksand. In die Sande sind wiederholt Lagen von Kalksteinschutt eingeschaltet, die vor allem in der Nähe der Gebirgsränder größere Mächtigkeiten haben und durch breitflächige Materialverlagerung angereichert worden sind. Froststrukturböden mit Kryoturbationen und Eiskeilnetzen lassen den Periglazialcharakter des Gebietes erkennen. Stellenweise sind die Froststrukturböden mit jungem Bodenmaterial überdeckt, sei es durch anthropogenen Auftrag - Plaggenboden - oder durch Anreicherung von Erosionsmaterial - Kolluvium -.

Die Nutzung der Böden in diesem Abschnitt erfolgt in kulturbetonten Ackerflächen, die durch eingestreute Wiesen und Weiden unterbrochen sind. Mit den diese Talzüge reizvoll umrahmenden bewaldeten Kuppen hat sich hier ein sehr reich strukturiertes Naturpotential ausgebildet.

Der Ostrand des Münsterlandes, speziell der Teutoburger Wald, ist schon seit langem als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen worden, große Teile auch als Naturpark, z.B. Eggegebirge - südlicher Teutoburger Wald. Die sich bei der Analyse des Naturhaushaltes aus den geologischen Gegebenheiten und der damit verbundenen Morphologie und Bodenbildung herauskristallisierten Besonderheiten werden in der derzeitigen Landschaftsplanung vorrangig berücksichtigt. Sie bilden die Grundlage für die Bewertung der das Landschaftsbild gliedernden und belebenden Elemente, insbesondere zur Erhaltung der Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes und ihrer vielfältigen Schutz- und Erholungsfunktionen. Hier sei ein Entwicklungsziel herausgegriffen, und zwar die Sicherung der gefahrlosen Nutzung der Ressource Grundwasser. Viele Städte, z.B. Bielefeld und Detmold, entnehmen ihr Wasser der Vorosning-Rinne, die vom Sickerwasser der stark durchlässigen Böden auf den Kalk- und Sandsteinen der Kreideschichten gespeist wird; ebenso die im westlichen Vorfeld des Teutoburger Waldes entspringenden Flüsse Ems und Lippe mit ihrer Bedeutung für die Was-

serversorgung im Westen und Nordwesten der Bundesrepublik. Um diesen Funktionen gerecht werden zu können, wird durch Naturschutz und Landschaftspflege Sorge getragen, die Vegetation dieser sensiblen Böden im Rahmen einer ordnungsgemäßen Nutzung zu sichern, dies gilt vor allem für den Wald.

Auch beim Abbau von Festgesteinen, der drastisch eingeschränkt worden ist, steht der Schutz des Bodens und die Vermeidung dauernder Schäden am Naturpotential im Vordergrund. Gerade die Kalksteine der Oberkreide mit bis zu 95 % CaCO_3 , anstehend bis zur Oberfläche und nur mit einer flachgründigen Rendzina bekleidet - das bedeutet keinen Abraum - sind seit Generationen ein sehr beliebtes Abbauprodukt für die Zement- und Dünger-Industrie. Große weiße Abbauwände erheben sich aus der Parklandschaft des östlichen Münsterlandes, auf denen nun versucht wird, eine naturnahe Vegetation anzusiedeln und damit eine Rekultivierung und Einbindung in die umgebende Landschaft einzuleiten. Auch die Sandsteine der Unterkreide, im Top ebenfalls nur mit einer geringmächtigen Bodenbedecke überzogen, sind seit Jahrhunderten ein begehrter Werkstein. Wegen ihrer ausdrucksvollen Farbenvielfalt sind sie gern als Bausteine verwandt worden. So finden wir sie an Kirchen in Münster, in Osnabrück und selbst am Dom zu Köln. Den aufgelassenen Steinbrüchen nimmt sich ebenfalls die Landschaftspflege und der Naturschutz an, um sie möglichst standortgerecht zu gestalten oder auch für Lehre und Forschung zu schützen.

Literatur:

Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50 000.- Hrsg. Geol. L.-Amt Nordrh.-Westf.; Krefeld.

- Blatt L 3916 Bielefeld (1983); Bearb. Dahm-Arens, H.
L 4116 Gütersloh (im Druck); Bearb. Dahm-Arens, H.
L 4118 Detmold (1980); Bearb. Dubber. H.J.



Zur Verbreitung von Pelosolen auf tonigem und mergeligem Ausgangsgestein in Ostwestfalen

von Dubber, H.J.*

Pelosole bzw. Pelosol-Pseudogleye sind charakteristische Bodentypen deckschichtfreier ton- und mergelreicher Ablagerungen des fränkisch-schwäbischen Stufenlandes. Nach der Kartier-Anleitung der Geologischen Landesämter (3. Auflage 1982) sind Merkmale der Pelosole Tongehalte von mindestens 45 % sowie gleiche Farbe von Solum und Ausgangsmaterial. - Bei bodenkundlichen Kartierungen in Ostwestfalen auf vergleichbaren Ablagerungen - Gipskeuper (Km), Lias (Jl) und Röt (So) - wurde der Frage nachgegangen, inwieweit diese Böden hier auftreten. Die Untersuchungen wurden vor allem nordöstlich und östlich des Eggegebirges vorgenommen (s. Abb. 1).

Methodik

Um die typischen Eigenschaften des Pelosols, die Plastizität, genauer zu erfassen, wurde außer der Korngrößenverteilung an einem Teil der Proben die "Fließgrenze" nach Casagrande bestimmt und je ein Profil der o.a. Ablagerungen physikalisch, chemisch und auf den Tonmineralbestand untersucht. Die Korngrößenverteilung wurde an Proben von 39 Punkten festgestellt. Soweit die Ergebnisse nicht schon vorlagen, wurden vor allem solche Flächen berücksichtigt, deren Bodenaufbau im Unterboden (ab 2 - 4 dm) von der Bodenschätzung als toniger Lehm bis lehmiger Ton angesprochen worden war.

Ergebnisse

1. Korngrößenverteilung

Pelosole, d.h. Böden mit einem Tongehalt von mindestens 45 %, kommen - soweit sie nicht durch schluffig-lehmige Deckschichten verhüllt werden - vor allem in Muldenlagen (Senkungs- oder Ausräumgebieten) vor. Typologisch sind sie in erhöhten Lagen überwiegend als Braunerde- bzw. Pseudogley-Pelosole, in Senken als Pelosol-Pseudogleye ausgeprägt. Bei den untersuchten Ablagerungen treten sie wie folgt auf:

<u>Gipskeuper</u> (22 Proben)	in Nichtsenkungsgebieten in Senkungsgebieten	bei 26 % der Proben bei 71 %	
<u>Lias</u> (5 Proben)	in Senkungsgebieten	bei 100 %	(ausschließlich)
<u>Röt</u> (12 Proben)	in Ausräumgebieten zum Muschelkalk und aus dem Röt 1, kaum bei den übrigen.	bei 80 % der Proben aus dem Übergangsbereich	

2. Plastizität

Böden mit Fließwerten über 50 werden in der Bautechnik als "ausgeprägt plastisch", d.h. mit starker Neigung zum Quellen und Schrumpfen, eingestuft (DIN 18 196 Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke).

Übernimmt man diese Klassifikation als Bewertungsmaßstab für Pelosole und betrachtet in Tabelle 2 die Fließgrenzen der nachstehend aufgeführten Haupthorizonte

Profil 19	Ap	54,9	Profil 24	Ap	54,0	Profil 29	P	52,2
Km	CvP	57,8	Jl	PSd	59,0	So	CvP	50,0

* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greif-Str. 195, 4150 Krefeld

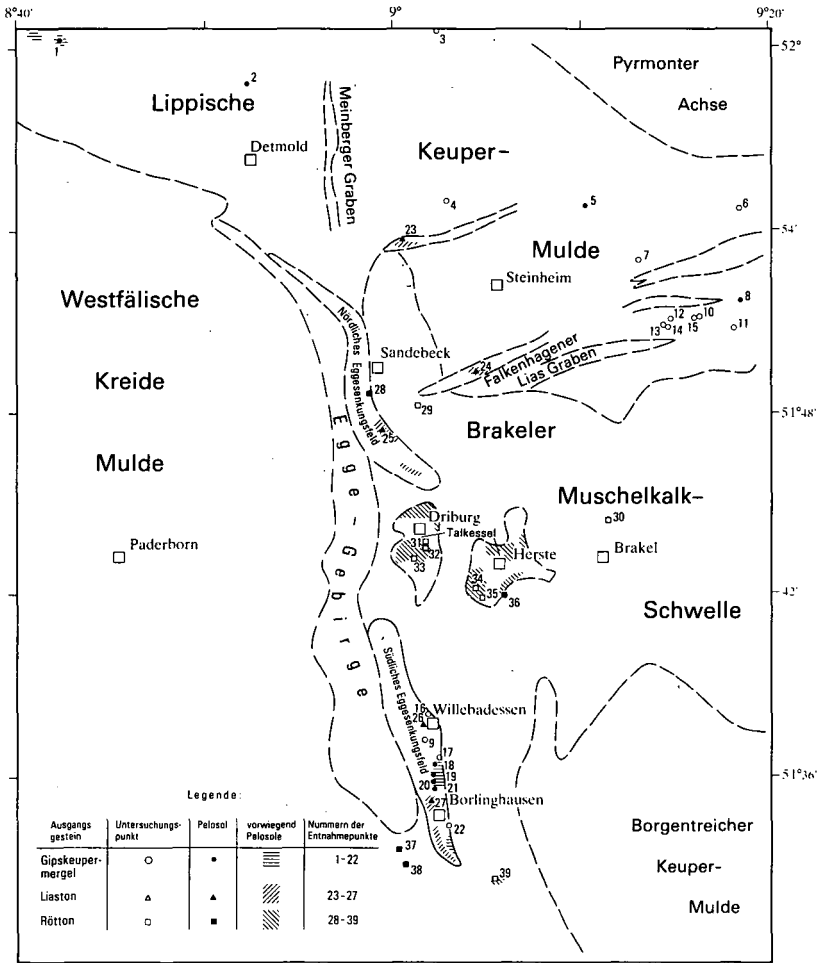


Abb. 1: Untersuchungsgebiet und Lage der Entnahmepunkte

Tab. 1: Fundpunkt (Rechts- und Hochwert), Horizontbezeichnung, Bodenart und pH-Wert der untersuchten Proben

Lfd. Nr.	Mtbl. Nr.	Rechtswert	Hochwert	Horizont, Tiefe in cm	Korngröße			T+fu	pH KCl
					T	U	S		
Gipskeuper									
1	3918	34 79 865	57 63 154	sP 15 - 35	54	44	2	60	3,9
2	4019	34 91 150	57 60 280	P 28 - 60	52	45	3	69	6,4
3	3920	35 02 820	57 69 850	Cv	40	54	6	-	-
4	4020	35 03 650	57 53 400	Cv 70 - 80	35	58	7	61	5,9
5	4021	35 12 060	57 51 800	P 3 - 40	54	39	7	69	4,5
6	4021	35 20 900	57 52 620	BC 30 - 50	35	47	18	50	5,1
7	4121	35 15 130	57 49 760	Bv 10 - 40	38	60	2	61	4,8
8	4121	35 21 280	57 47 000	B/C 35 -100	55	44	1	68	4,7
9	4320	35 01 508	57 20 675	Bv 30 - 60	36	56	8	59	-
10	4121	35 18 325	57 46 000	sP 25 - 55	39	54	7	54	5,9
11	4121	35 20 650	57 45 650	Bv 30 - 50	20	33	47	29	-
12	4121	35 17 500	57 46 470	Bv 25 - 45	23	62	15	41	-
13	4121	35 16 950	57 45 560	Bv 20 - 40	26	63	11	50	-
14	4121	35 17 100	57 45 450	Bv 20 - 35	41	48	11	57	-
15	4121	35 18 435	57 46 065	Bv 20 - 45	26	53	21	40	-
16	4320	35 02 070	57 22 215	Bv 25 - 45	35	55	10	54	-
17	4320	35 02 790	57 19 513	Bv 25 - 40	31	63	6	45	-
18	4320	35 02 090	57 18 858	PSd 30 - 50	51	32	17	63	-
19	4320	35 02 263	57 18 245	CvP 25 - 45	49	44	7	68	6,2
20	4420	35 02 170	57 18 090	sP 25 - 45	46	50	4	60	5,7
21	4420	35 02 145	57 17 875	sP 25 - 75	53	45	2	66	6,2
22	4420	35 03 500	57 15 070	Bv 25 - 40	32	44	24	47	-
Jura, Lias									
23	4120	35 00 725	57 51 140	PSd 50 - 80	44	29	27	55	5,0
24	4120	35 04 400	57 42 990	PSd 25 - 55	67	33	-	83	5,2
25	4219	34 99 105	57 39 425	PSd 30 - 70	61	35	4	77	-
26	4320	35 01 510	57 21 420	P 22 - 45	48	51	1	71	6,8
27	4420	35 02 100	57 17 150	PSd 20 - 60	48	44	8	63	4,7
Oberer Buntsandstein									
28	4119	34 98 600	57 41 455	P ₁ 20 - 40	49	47	4	65	5,8
29	4120	35 01 360	57 41 050	P 22 - 45	30	60	10	52	6,2
30	4221	35 12 950	57 33 115	P 35 - 60	29	53	18	43	-
31	4220	36 01 760	57 32 540	IISd 60 - 80	28	61	11	43	-
32	4220	35 01 840	57 32 270	IIP 60 - 80	32	52	16	50	-
33	4220	35 00 960	57 31 580	IIP 60 - 80	37	59	4	42	-
34	4220	35 04 800	57 29 800	P 25 - 40	42	53	5	55	-
35	4320	34 05 100	57 29 100	P 25 - 45	40	53	5	51	-
36	4320	35 06 150	57 29 420	IIP 35 - 70	51	42	7	61	4,0
37	4419	34 99 650	57 14 660	P 30 - 60	46	49	5	63	5,0
38	4420	35 00 220	57 13 860	SdP 30 - 60	44	48	8	57	-
39	4420	35 04 650	57 13 950	SwP 20 - 40	31	58	11	42	5,8

Tab. 2: Feinkorngehalt (= Ton- und Feinschluffraktion) und Plastizität (Fließgrenze)

Profil Nr.	Ausgangsgestein	Horiz.-Bezeichnung Horiz.-Tiefe	Feinkorn		CaCO ₃	Fließgrenze %
			T	T+fu		
19	Löfl Km Km Km	Ap 0 - 25 cm	31	53	-	54,9
		CvP 25 - 45 cm	49	68	-	57,8
		Cv 45 cm+	44	58	++	43,8
24	Löfl Jl Jl Jl	Ap 0 - 25 cm	31	48	-	54,0
		PSd 25 - 55 cm	67	83	-	59,0
		PCv 55 - 80 cm	58	72	-	47,8
29	Löfl So So So So	Ap 0 - 22 cm	23	42	-	45,2
		P 22 - 45 cm	30	52	-	52,2
		CvP 45 - 60 cm	32	48	-	50,0
		Cv 60 - 90 cm	30	44	-	45,0
33	Löfl So So So	Bv 22 - 60 cm	27	38	-	28,0
		IIBv 60 - 80 cm	37	42	-	41,9
		IIBCv 80 - 90 cm	24	48	+	34,0
		IICv 90 - 110 cm	20	42	-	37,2
31	So, fl So, fl So, fl	IISd 60 - 80 cm	28	49	-	48,3
		IISd 80 - 110 cm	24	43	-	45,6
		IISd 110 - 140 cm	18	34	-	34,9

so erkennt man, daß sie alle über 50 liegen und damit als P-Horizonte angesprochen werden können. Aufschlußreich ist, daß dieses ausgeprägt plastische oder "hochplastische Verhalten" nicht nur bei Tongehalten von 45 % (Tonböden), sondern auch schon bei 30 % (schluffig-toniger Lehm) in Erscheinung tritt (Ap-Horizonte der Profile 19 und 24 sowie P- und Cv-Horizont des Profils 29). Diese Reaktion ist bei schluffig-tonigen Lehmen jedoch nur zu beobachten, wenn die Summe aus Ton und Feinschluff mindestens 48 beträgt (Ap-Horizont von Profil 24 und CvP-Horizont von Profil 29).

Der Grund für dieses Verhalten ist, daß die Plastizität nicht nur vom Tongehalt, sondern auch vom Feinschluffanteil beeinflusst wird. Die praktische Anwendung dieses Effekts ist z.B. bei Bodenschätzung zu beobachten, wo die Bodenarten nicht nach ihrem Tonanteil, sondern nach dem Abschlämmbaren (kleiner als 0,01), d.h. im wesentlichen nach dem Umfang der Ton- und Feinschluffraktion, eingeteilt wurden.

Außer dem Feinschluff wirkt sich der CaCO₃-Gehalt auf das Fließverhalten aus. Im Cv-Horizont des Gipskeuper-Profiles (Nr. 19) liegt die Fließgrenze trotz eines Tongehalts von 44 % nur bei 43,8. Ursache ist der CaCO₃-Gehalt von 25 %, der infolge seiner flockenden Wirkung die Plastizität verringert. Ähnliches ist bei dem IIBv-Horizont des Profils 33 zu beobachten: hier wird durch die Kalkbeimengung die Fließgrenze von 41,9 auf 34,0 erniedrigt.

Mit verringerten Fließgrenze-Werten ist ferner im Bereich der Cv-Horizonte zu rechnen. So verminderten sich die Plastizitätszahlen beim Juraton (Profil 24) von 59,8 im PSd auf 47,8 im PCv und beim Rötton (Profil 29) von 50 (CvP) auf 45 (Cv).

Vergleicht man mit diesen Befunden in Tabelle 1 die Ton- und Feinschluffsumme der nicht weiter untersuchten Profile, so zeigt sich, daß Böden mit "hochplastischem Verhalten", d.h. Pelosole, im Bereich der untersuchten Ablagerungen häufiger vorkommen als nach der bisherigen Ansprache zu erwarten war. Sie sind jedoch, wie schon oben ausgeführt, infolge des weichen Ausgangsmaterials vor allem an erosionsgeschützte Lagen gebunden und treten nur kleinflächig auf. Die Bodenschätzung kennzeichnet diese Flächen meist mit T 6 V oder T 5 V.

3. Einzelprofile

Ranker Pelosol aus Gipskeupermergel (Km)

Die Gipskeupermergel Ostwestfalens bestehen aus dolomitischem Ton- und Tonmergelstein mit einem CaCO_3 -Gehalt von 15 bis 35 %. Der sehr basenreiche Tonmergel-Pelosol (V-Wert im PCv: 87 % pH 6,23 25 % CaCO_3 ab 45 cm Tiefe) befindet sich am Fuß der Egge und wurde durch eine etwa 0,1 m mächtige Fließerde-Bedeckung vor stärkerer Entkalkung geschützt. Die Verbraunungstendenz ist deutlich aus der Zunahme der Fe_d -Gehalte von 5,10 im Cv-Horizont auf 8,20 g/kg im PCv-Horizont zu erkennen. Der Kalk liegt - wie die Röntgenbeugungsanalyse ausweist - überwiegend als Dolomit (20 %) vor; im übrigen sind Tonminerale der Illit-Mixedlayer Gruppe vorherrschend (60 - 70 %). Dem entsprechen die T-Werte (16 - 20 mmol). Infolge der hohen Basensättigung sind Gefüge, Wasser- und Luftdurchlässigkeit günstig entwickelt ($k_f = 25 - 30 \text{ cm/T}$, $L_k = 5 \%$). Nachteilig wirkt sich die geringe Entwicklungstiefe (45 cm) auf die nutzbare Feldkapazität aus: Mit 51 mm sind diese Standorte noch zeitweise trockengefährdet und werden daher besser ackerbaulich genutzt.

Pelosol-Pseudogley aus Jura Ton (Jl)

Braunerde-Pelosol aus Rötton (So)

Die untersuchten Tonpelosole sind, bedingt durch ihr Ausgangsgestein, karbonatfrei. Der Pelosol-Pseudogley befindet sich auf einem kleinen Rücken im Falkenhagener Liasgraben, der Braunerde-Pelosol in Mittelhanglage im Übergangsbereich zum Muschelkalk. Einzelne verrutschte Kalksteine haben zu geringen CaCO_3 -Gehalten im Ap- und P-Horizont geführt. Beiden Standorten ist eine geringmächtige Lößfließerde-Bedeckung zu eigen. Sie mildert oberflächlich die besonders beim Juraton durch den hohen Tongehalt ($S_dP = 66,5 \%$, $P = 30,0 \%$) bedingten ungünstigen Eigenschaften. Die teilweise intensive Ockerfärbung im PS_d -Horizont dürfte mindestens auf die Verwitterung von Geoden aus dem Ausgangsmaterial zurückzuführen sein. Dafür sprechen die hohen Fe_d -Gehalte (25,9 g/kg im PS_d - und 27,0 g/kg im PCv-Horizont). - Die Tonmineral-Bestimmungen ergeben beim Juraton den höchsten Quarz- und Kaolinit-Anteil (20 - 25 %) bzw. (10 - 15 %) der untersuchten Profile; dafür geht die Illit und Mixedlayer-Fraktion auf etwa 55 - 60 % zurück. Das Tonmineral-Spektrum des Röttons ähnelt - bis auf die Dolomit-Gehalte - dem des Keupermergels.

Die vor allem bei Tonpelosolen auftretende Dichtlagerung ist deutlich an den physikalischen Daten des Pseudogley-Pelosols abzulesen: Sehr hohe Lagerungsdichte ($L_d = 1,98 - 2,06 \text{ g/cm}$), geringe bis sehr geringe Luftkapazität (1,5 - 3,0 %) und geringe Wasserdurchlässigkeit ($k_f = 7 - 9 \text{ cm/T}$). Dagegen sind beim Braunerde-Pelosol - wohl infolge von Umlagerungsvorgängen - nur mäßige Lagerungsdichte ($L_d = 1,55 - 1,70 \text{ g/cm}$), geringe Luftkapazität ($L_k 4 - 5 \%$) und geringe Wasserdurchlässigkeit ($k_f = 7 - 9 \text{ cm/T}$) zu beobachten. Als Folge der größeren Durchwurzelungstiefe von 55 bzw. 60 cm erreichen diese Standorte eine mittlere nutzbare Feldkapazität -111 (Jl) bzw. 117 mm (So).

Literatur:

Arbeitsgruppe Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl., Hannover

Casagrande (1932): Research on the Atterberg limits of soil. Publ. Roads 13, S. 121

DIN 18 196 (1988): Erd und Grundbau, Bodenklassifikation für bautechnische Zwecke, Berlin (Beuth-Verl.)

Horizont	Korngröße in -in % Feinboden-			Fließ- grenze	Bodenphysik				
	T	U	S		L _d g/cm	L _k	nFk Vol. %	GPV	k _z cm/T
Ranker-Podsol aus Tonmergelstein (Gispkeuper) mit Fließerdeschleier (Profil Nr. 19)									
Ap 0-25cm	31,2	55,7	12,1	54,9	1,62	5,4	16,1	50	28
CvP 25-45cm	49,0	43,2	7,8	57,8	2,11	5,3	5,6	40	27
Cv - 45cm	43,9	46,3	9,3	43,8	-	-	-	-	-
Pelosol-Pseudogley aus Tonstein (Lias) mit Lössschleier (Profil Nr. 24)									
Ap 0-25cm	31,1	58,9	10,0	54,0	1,74	1,4	18,6	46	9
PSd 25-55cm	66,5	33,2	0,3	59,0	1,98	0,1	18,3	50	7
PCv 55-80cm	58,0	42,2	-	47,8	2,06	3,1	10,1	43	24
Braunerde-Pelosol aus Ton- und Schluffstein (Röt) mit Lössschleier (Profil Nr. 29)									
Ap 0-22cm	22,8	71,2	6,0	45,2	1,59	5,2	19,7	48	58
P 22-45cm	30,3	60,1	9,6	52,2	1,54	4,4	26,0	54	9
CvP 45-60cm	32,0	64,4	3,6	50,0	1,70	4,0	13,9	49	6
Cv 60-90cm	29,9	55,9	14,2	45,0	-	-	-	-	-
Horizont	Bodenchemie						Fe _d g/kg Boden	Fe _o g/kg Boden	
	org. Sub. %	pH KCl	CaCO ₃ Gew. %	T mmol 100 g Boden	S				
Ranker-Podsol aus Tonmergelstein (Gispkeuper) mit Fließerdeschleier (Profil Nr. 19)									
Ap 0-25cm	2,18	6,4	-	24,7	22,1	-	-	-	
CvP 25-45cm	0,47	6,2	-	23,7	22,1	8,20	1,10	-	
Cv - 45cm	0,07	7,0	25,3	16,0	15,8	5,10	0,52	-	
Pelosol-Pseudogley aus Tonstein (Lias) mit Lössschleier (Profil Nr. 24)									
Ap 0-25cm	1,60	7,7	3,4	20,3	20,2	-	-	-	
PSd 25-55cm	1,30	5,6	-	24,8	16,8	25,9	0,17	-	
PCv 55-80cm	1,20	3,1	-	22,9	5,5	27,0	0,24	-	
Braunerde-Pelosol aus Ton- und Schluffstein (Röt) mit Lössschleier (Profil Nr. 29)									
Ap 0-22cm	2,11	7,0	<0,5	20,6	19,6	-	-	-	
P 22-45cm	0,46	6,2	<0,5	27,5	21,4	10,6	0,65	-	
CvP 45-60cm	0,33	6,0	-	28,3	26,9	16,3	1,05	-	
Cv 60-90cm	0,26	6,0	-	23,5	23,0	16,9	0,80	-	
Horizont	Tonminerale (Näherungsw. Feinboden %)								
	Quar- zit	Feld- spat	Dolo- mit	Häma- tit	Kao- linit	Il- lit	Montm. XX	Chlo- rit	
Ranker-Podsol aus Tonmergelstein (Gispkeuper) mit Fließerdeschleier (Profil Nr. 19)									
Ap 0-25cm	27	5	-	3	-	20	40	5	
CvP 25-45cm	10	5	-	3	-	15	65	5	
Cv - 45cm	10	-	20	3	-	20	50	-	
Pelosol-Pseudogley aus Tonstein (Lias) mit Lössschleier (Profil Nr. 24)									
Ap 0-25cm	30	-	-	-	10	10	30	15	
PSd 25-55cm	20	3	-	-	15	10	50	-	
PCv 55-80cm	25	3	-	-	15	10	45	-	
Braunerde-Pelosol aus Ton- und Schluffstein (Röt) mit Lössschleier (Profil Nr. 29)									
Ap 0-22cm	35	5	-	3	-	15	37	7	
P 22-45cm	10	5	-	3	-	10	65	-	
CvP 45-60cm	10	5	-	3	-	10	65	-	
Cv 60-90cm	15	5	-	3	-	15	55	7	

Tab. 3: Bodenchemische und -physikalische Daten sowie Tonmineral-Bestand ausgewählter Profile

Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS
für Auswertungsfragen zum Bodenschutz. I. Das Pinzip.

von

ECKELMANN, W. und U. MÜLLER *)

1. Einleitung

Das beim Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung, Hannover im Aufbau befindliche Bodeninformationssystem "NIBIS" ist nunmehr so weit entwickelt, daß seine Hauptelemente zur Beschreibung der Datenbasis (Flächen- und Labordatenbank) weitgehend strukturiert sind und für erste Auswertungsversuche zur Verfügung stehen.

Damit bei der Benutzung des digitalen Informationssystems die dort eingebrachten Informationen möglichst effektiv und zugleich fehlerfrei genutzt werden können, sind für alle Auswertungsthemen systematische Vorgehensweisen anzuwenden. Nur so ist sichergestellt, daß vergleichbare Situationen durch Auswertung regelmäßig gleich bewertet werden. Es wird deshalb für erforderlich gehalten, neben einer Datenbasis Auswertungsmethoden systematisch zu beschreiben, zu dokumentieren und für die Anwendung in einer Methodenbank bereitzuhalten.

2.1 Beschreibung einer Auswertungsmethode

Erstes Prinzip einer systematischen Vorgehensweise ist die gleichartige und für alle Anwender nachvollziehbare Beschreibung der Methoden. Nachfolgend sind am Beispiel der Auswertungsmethode "Schwermetallgefährdungspotential" als erstes Element die Inhalte einer solchen Methodenbeschreibung dargestellt. Sie orientiert sich an einem veröffentlichten Merkblatt (DVWK, 1988); es ist aber davon auszugehen, daß für eine große Zahl zu beschreibender Methoden vergleichbare Schriften fehlen.

AUSWERTUNGSMETHODE : Schwermetallgefährdungspotential

QUELLE : DVWK-Merkblatt 212/1988 : Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen, Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren.

BASISDATEN : Bodenart,
Humusgehalt,
pH-Wert (Ziel-pH),
Nutzung,
Klimadaten,
Grundwasserstand (GW-Stand),
Lagerungsdichte (LD),
Angaben zum Relief,
Wasserdurchlässigkeit (Kf)

Basisdaten werden gemessen oder aufgrund von empirischen oder

*) Beide: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB)
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

statistischen Zusammenhängen geschätzt. Unzureichende Verfügbarkeit von Basisdaten kann Parametrisierung von Kennwerten oder Basisdaten oder eine Modifikation der Auswertungsmethode erforderlich machen.

VERKNÜPFUNGSREGELN : 1 - 7

Verknüpfungsregeln werden in einer durchnummerierten Sammlung bereitgehalten.

ABGELEITETE KENNWERTE : - Einschätzung der relativen Bindungsstärke im Oberboden (FSMO)
 - Einschätzung der Gefährdung des Grundwassers (FSMw)

Das Ergebnis einer Auswertungsmethode sind abgeleitete Kennwerte, die tabellarisch oder in der Form von Diagrammen und Karten dargestellt werden können.

ANMERKUNGEN : Ermittlung der Basisdaten gemäß den im Bodeninformationssystem NIBIS - Labordatenbank festgehaltenen Methoden

STATUS : Februar 1989
 Angaben zum Status vermeiden eine Verwendung veralteter Methoden.

2.2 Formulierung von Verknüpfungsregeln

Als zweites wesentliches Element innerhalb der Methodenbeschreibung sind Regeln zu formulieren, mit denen die Basisdaten und Kennwerte zueinander in Beziehung gesetzt und zu Aussagen gemäß den Anforderungen der Auswertungsmethode verknüpft werden. Diese

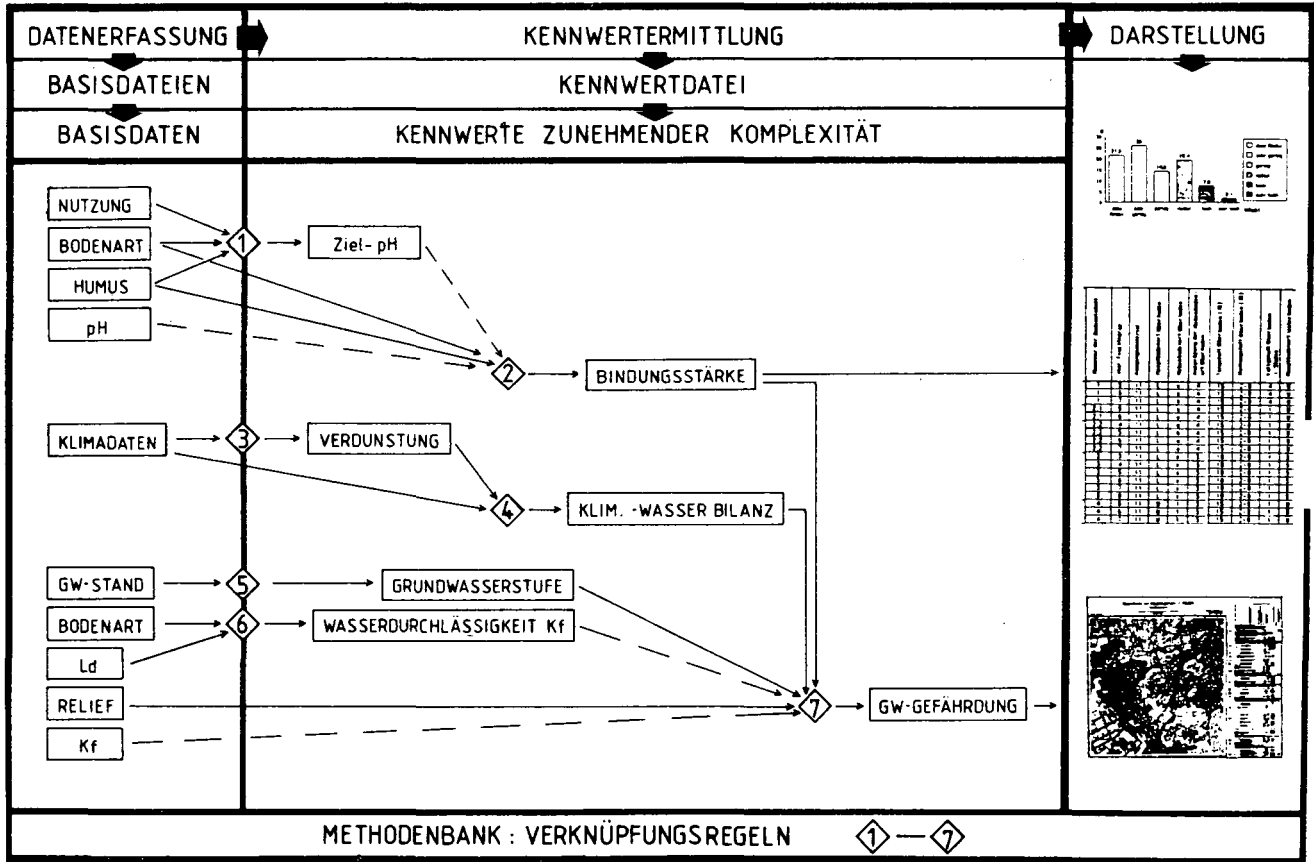
pH - Ziel

.....

BODENART	ACKER					GRÜNLAND			
	h1-3	h4	h5	h6	H	h1-4	h5	h6	H
S, Su2	5.5	5.5	5.0	4.5	4.3	5.0	5.0	4.5	4.6
S12, S13, S14 St2, Su3, Su4 Us, U Slu	6.0	6.0	5.5	5.0	-	5.5	5.0	4.5	-
St3 Ls3, Ls4	6.5	6.0	6.0	5.5	-	5.5	5.5	5.0	-
Lsu Ut2, Ut3, Ut4 Ul2, Ul3, Ul4	7.0	6.5	6.0	5.5	-	6.0	5.5	5.0	-
Lt2, Lt3, Lts Tu2, Tu3, Tu4 Ts4, Ts3, Ts2 TL, T	7.0	7.0	6.0	5.5	-	6.0	5.5	5.0	-

Abb. 1 Verknüpfungsregel 1 "Ermittlung des Ziel-pH-Wertes" (Landwirtschaftskammer Hannover, 1984)

Abb. 2 Auswertungsmethode "Schwermetallgefährdungspotential"
 (nach: DVWK Merkblätter, 212 (1988))



Verknüpfungsregeln können in der Form von Tabellen oder Regressionsgleichungen dargestellt sein. Sie sind die Richtlinie für die Verrechnung der eingebrachten Daten und können bei verbessertem Wissensstand modifiziert werden. Als Beispiel ist in Abb. 1 die vom NLFb modifizierte Verknüpfungsregel 1 "Ermittlung des Ziel-pH-Wertes" (Landwirtschaftskammer Hannover, 1984) dargestellt.

2.3 Darstellung der Auswertungsmethode in einem Flußplan

Die Darstellung der Verknüpfung von Eingangs-(Basis-)daten entsprechend den in den Regeln festgeschriebenen Zusammenhängen erfolgt in einem Flußplan (Abb.2) als drittem, integrierendem Element. Er hat die Aufgabe, neben der vollständigen Aufzählung aller an der Auswertungsmethode beteiligten Basisdaten die erforderlichen Auswertungsschritte übersichtlich darzustellen und so zur sachgerechten Benutzung von Basisdaten und Verknüpfungsregeln beizutragen. Bei methodischen Fortschritten ist auch dieser Flußplan z. B. durch Aufnahme weiterer Basisdaten und Verknüpfungsregeln zu modifizieren.

3. Regeln für die Anwendung von Auswertungsmethoden

Die oben beschriebenen Grundelemente Methodenbeschreibung, Verknüpfungsregel und Flußplan werden nach ihrer Entwicklung für einfache Auswertungen in einer Methodensammlung dokumentiert. Für die Verarbeitung größerer Datenmengen werden die Verknüpfungsregeln in einer digitalen Methodenbank gespeichert, in einem dem Flußplan entsprechenden Auswertungsprogramm eingearbeitet und für digitale Auswertung bereitgehalten.

Auswertungsmethoden sind vor einer allgemeinen Benutzung ausführlichen Tests zu unterziehen, um Grenzen ihrer Gültigkeit (z. B. Maßstabsabhängigkeit, Aussagegenauigkeit) zu formulieren. Derartige Hinweise sind in der Methodenbeschreibung als Anmerkungen festzuhalten. Die in der Auswertungsmethode enthaltenen Möglichkeiten der Modifikation sind durch regelmäßige Prüfung des neuesten Wissensstandes zu nutzen. Sie führen zur Entwicklung neuer Versionen des gleichen Auswertungsthemas.

Für die Vereinheitlichung der Vorgehensweisen bei Auswertung ist Normierung der Methoden unerlässlich. Es wird deshalb als erforderlich angesehen, fertig entwickelte und getestete Methoden der allgemeinen Benutzung durch Veröffentlichung in einem Regelwerk zugänglich zu machen.

4. Literatur

BOESS, J. und U. MÜLLER (1989): Erläuterungsheft zur digitalen Bodenkundlichen Standortkarte von Niedersachsen und Bremen 1:200.000 (BSK200) und zu ihren Auswertungsmöglichkeiten.- Hannover (NLFb).

DEUTSCHER VERBAND für WASSERWIRTSCHAFT und KULTURBAU (1988): Filtereigenschaften des Bodens gegenüber Schadstoffen. Teil I: Beurteilung der Fähigkeit von Böden, zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren.- DVWK-Merkblätter, 212; Hamburg (Parey).

LANDWIRTSCHAFTLICHE UNTERSUCHUNGS und FORSCHUNGSANSTALT (LUF), Hameln (1984): Düngungsempfehlungen aufgrund von Bodenuntersuchungsergebnissen.- Hannover (Landwirtschaftskammer).

Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS
für Auswertungsfragen zum Bodenschutz

IV. Auswertungsmethode: Ackerbauliches Ertragspotential

von

ECKELMANN, W. und U. RICHTER *)

1. Einleitung

Das ackerbauliche Ertragspotential bestimmt neben anderen Faktoren die landwirtschaftliche Nutzungseignung eines Standorts. Mit der Auswertungsmethode "Ackerbauliches Ertragspotential" wurde ein Baustein für ein System entwickelt, mit dessen Hilfe landwirtschaftlich hochwertige Flächen bei raumrelevanten Entscheidungen (z.B. innerhalb des Landesraumordnungsprogramms oder der Bauleitplanung) vor Zerstörung bewahrt werden können.

2. Datenbasis

Die Auswertungsmethode wurde auf Grundlage der im NIBIS in digitaler Form vorgehaltenen "Bodenkundlichen Standortkarte im Maßstab 1:200.000" (BSK200) erarbeitet. Aus der Generallegende zu dieser Karte konnten Informationen zu

- Klima,
- Boden,
- Relief und
- Flächenvariabilität

der ausgewiesenen Standorteinheiten verwertet werden.

Als Datenbasis für den ackerbaulichen Wert der Flächen diente eine Befragung, die Ende der 70er Jahre bei den Kreis- und Außenstellen der Landwirtschaftskammern Hannover und Weser-Ems durchgeführt wurde. Grundlage für diese Befragung waren die Standorteinheiten der BSK200, die im Dienstbezirk der jeweiligen Kreis- oder Außenstelle vorkommen. Für diese Standorteinheiten wurden die bei durchschnittlicher Bewirtschaftung ohne Beregnung erzielbaren Durchschnittserträge für Wintergerste erfragt (RICHTER, 1988).

3. Methodenbeschreibung

Durch die Art der Datenerhebung war eine Verknüpfung der Ertragsdaten mit den Standorteinheiten möglich. Mit Hilfe statistischer Berechnungen wurde eine Regressionsgleichung gefunden, aus der die Ermittlung des Ertrages mit einem Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,72$ möglich ist. Folgende Faktoren gehen in diese Gleichung ein:

*) Beide: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFB)
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

- Bodenkundliche Feuchtestufe (aus Klimatischer Wasserbilanz des Sommerhalbjahres, nFKWe, Grundwasserständen und Frühjahrsvernässung, BENZLER et al., 1987),
- Tiefe des effektiven Wurzelraums und
- tiefengewichteter Tongehalt im effektiven Wurzelraum.

Für Böden mit Frühjahrsvernässung oder Tongehalten > 40 % sowie für Höhenlagen > 300 m ü.N.N. ist eine Korrektur des errechneten Ertrages notwendig.

Ziel weiterer Arbeiten ist die Erstellung eines allgemeinen Bewertungsschemas für die relative Abstufung des Ertragspotentials und die Überprüfung der Gleichung für größere Maßstäbe.

4. Darstellung

Die in Abb. 1 beispielhaft vorgestellte Karte berücksichtigt in der Darstellung die Variabilität der Standorteinheiten. Die Höhe des Ertrages wird durch die Flächenfarbe in 7 Klassen (extrem hoch - extrem gering) als flächengewichteter Mittelwert aus Leit- und Begleitbodentypen der Standorteinheiten durch die Flächenfarbe angegeben. Inhomogene Standorteinheiten erhalten bei Vorkommen von Böden mit mehr als 1/2 Stufe höherem ("+") bzw. niedrigerem ("-") ackerbaulichen Ertragspotential zusätzliche Zeichen.

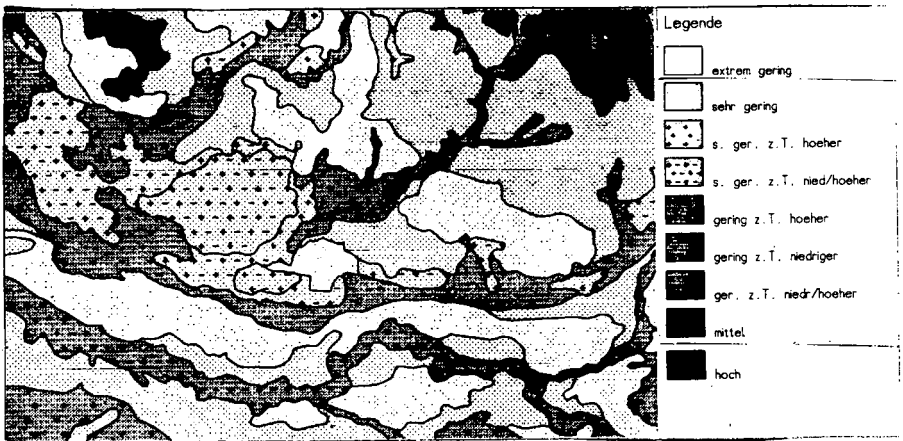


Abb. 1: Ackerbauliches Ertragspotential, Ausschnitt aus dem Blatt CC3918 HANNOVER

5. Literatur

BENZLER, J.-H., W. ECKELMANN und K.-H. OELKERS. (1987): Ein Rahmenschema zur Kennzeichnung der bodenkundlichen Feuchte-situation.- Mitteilgn. Deutsch. Bodenkdl. Gesellsch., Band 53: 95-101; Göttingen.

RICHTER, U. (1988): Ermittlung des Ertragspotentials ackerbaulich genutzter Standorte aus Parametern der Bodenkundlichen Standortkarte von Niedersachsen.- Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen (Betreuer: Prof. Dr. T. HARRACH).

**Die Bodenkarte Münster i.M. 1 : 50 000 als Beispiel
für die landesweite Übersicht über
die Nitrataustragsgefahr aus Böden in Nordrhein-Westfalen**

von

Elhaus, D., T. Rosenbaum, H.P. Schrey und M. Warstat *

Die nach wie vor hohe, örtlich sogar noch steigende Grundwasserbelastung durch Nitrat und andere wasserlösliche Schadstoffe erfordert dringenden Handlungsbedarf zur Verminderung der Gefährdung der Böden und des Grundwassers.

Um Maßnahmen zur Reduzierung des Nitrataustrages planen zu können, wurde das Geologische Landesamt NW auf Veranlassung des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft NW beauftragt, ein Kartenwerk mit Aussagen zum potentiellen Nitrataustrag aus den Böden für die gesamte Landesfläche Nordrhein-Westfalens als Planungsgrundlage zu erarbeiten. Als Auswertungsunterlage dient die Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50 000, die derzeit für etwa dreiviertel der Landesfläche vorliegt. Im Rahmen dieser Aufgabenstellung werden für die Prognostizierung eines potentiellen Nitrataustrages bodenkundliche, morphologische und klimatologische Parameter zugrundegelegt. Die Auswertungen werden aufgrund des umfangreichen Datenmaterials ADV-gestützt vorgenommen.

Zunächst werden die Bodenkarten digital erfaßt, die Legenden codiert und die Aussagen der Bodenartenschichtung zur Ableitung bodenphysikalischer Parameter wie nFK, LK, PV und k_f -Wert quantifiziert. Wichtigstes bodeneigenes Kriterium für die Einschätzung der Nitrataustragsgefahr ist die nutzbare Feldkapazität des effektiv durchwurzelten Bodenraumes (nFK_{We}). Die Informationen über klimatologische Einflüsse werden den Stationsdateien des Deutschen Wetterdienstes und des Landesamtes für Wasser und Abfall NW entnommen. Dazu wird seitens eines Ingenieurbüros ein Programm-System zur Generierung von auf die Fläche der Bodeneinheiten bezogenen Klimazeitreihen nach einem Rasterpunktverfahren erstellt.

* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greif-Strasse 195, 4150 Krefeld

Mit Hilfe eines Sickerwassermodells wird unter Berücksichtigung der Witterungseinflüsse (Niederschlag, Verdunstung) auf Tagesbasis der letzten 30 Jahre, der nFK_{We} , der Wasserleitfähigkeit und des kapillaren Grundwasseraufstieges die Sickerwasserbildung für jede Fläche der Bodenkarte berechnet. In morphologisch stärker gegliederten Gebieten (Mittelgebirge) wird der Direktabfluß (als Summe von Oberflächen- und Zwischenabfluß) als negative Bilanzgröße berücksichtigt. Der Direktabfluß steht in enger Beziehung zur Hangneigung und Niederschlagsverteilung. Die Hangneigung wird aus dem Digitalen Höhenmodell, das dem Geologischen Landesamt NW zur Verfügung steht, abgeleitet.

Die entscheidende Größe für die Beurteilung des potentiellen Nitrataustrags aus den Böden ist der Quotient zwischen der den Wurzelraum verlassenden Sickerwassermenge und der nFK_{We} , der im folgenden als Austauschhäufigkeit bezeichnet wird. Je höher die Austauschhäufigkeit ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, daß ein im Boden befindlicher wasserlöslicher und nicht wechselwirkender Stoff das Grundwasser gefährdet. Durch die Betrachtung der Austauschhäufigkeiten in verschiedenen Zeiträumen (z.B. hydrologisches Winterhalbjahr) entsteht eine nitratspezifische Größe zur Abschätzung einer Grundwassergefährdung durch Nitrat aufgrund bodenphysikalischer Kenngrößen. Bei geringerer Austauschhäufigkeit erhöht sich die Verweildauer von Nitrat in Boden, so daß Pflanzen einen längeren Zeitraum zur Verfügung haben, dem Boden Nitrat zu entziehen. Die Austauschhäufigkeiten werden geometrisch gestaffelt, um den Verdünnungseffekt kurzfristig aufeinander folgender nFK_{We} -Umsätze Rechnung zu tragen. Sie erlaubt jedoch keine quantitative Aussage zum tatsächlichen Nitrataustrag. Angaben zur N-Befruchtung des Sickerwassers können im Rahmen der landesweiten Auswertungen wegen fehlender flächenspezifischer Daten zur Bodennutzung, Kulturartenverteilung, N-Düngeraufwand, N-Entzug sowie zur N-Mineralisation bzw. -Immobilisation, Denitrifikation usw. nicht gemacht werden.

In der Posterpräsentation wurde als Auswertungsbeispiel die Bodenkarte 1 : 50 000, Blatt L 4110 Münster vorgestellt. Wegen der kleinflächigen Differenzierung muß hier aufgrund der drucktechnisch geforderten starken Verkleinerung der Karte auf eine Darstellung verzichtet werden. Abb. 1 gibt einen generellen Überblick zum Arbeitsablauf der Erstellung der Auswertungskarte. Nach Erarbeitung letzter methodisch-konzeptioneller Ansätze des Auswertungsprogramms kann mit der landesweiten Erstellung der Karten zum potentiellen Nitrataustrag auf der Grundlage der Bodenkarte von NRW 1 : 50 000 begonnen werden.

Um Mißverständnissen über die Aussage oder bezüglich der Interpretation dieser Auswertungskarten vorzubeugen, muß deutlich darauf hingewiesen werden, daß sie keine direkten Angaben zum quantitativen Nitrataustrag zulassen. Sie geben ausschließlich einen Hinweis zur Wahrscheinlichkeit des Austrages von Nitrat aus den Böden in Abhängigkeit unterschiedlicher Austauschhäufigkeit.

Programmablaufplan

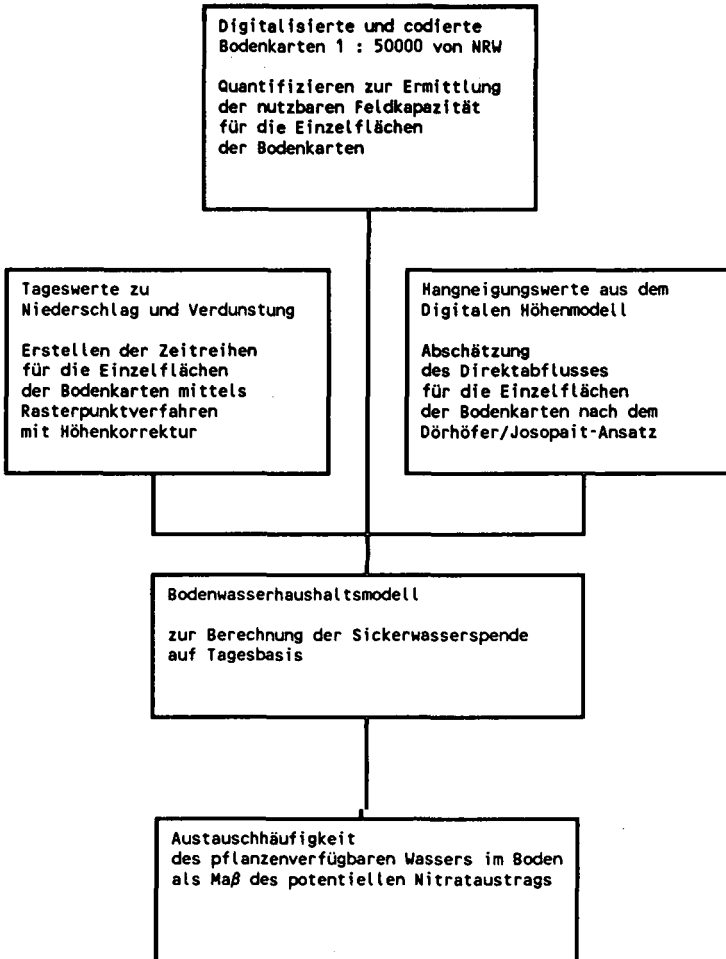


Abbildung 1



Der Einsatz der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein beim Aufbau des landesweiten Fachinformationssystems "Bodenkunde"

von

Filipinski, M. und Finnern, H*

1. Einleitung

Zum Schutz und für die Erhaltung von Funktionen des Bodens sind Erfassung der vorhandenen Belastung und die Beobachtung möglicher Veränderungen erforderlich. Die Nutzung der dafür benötigten Informationsgrundlagen soll über interdisziplinäre Zusammenarbeit verbessert werden. Aus dieser Forderung heraus wurde ein Vorschlag für die Einrichtung eines länderübergreifenden Bodeninformationssystems konzipiert (SAG, 1987 und AG BODENINFORMATIONSSYSTEM, 1989).

Das Bodeninformationssystem, in dem der Begriff "Boden" über die bodenkundliche Definition hinausgeht, ist ein EDV-gestütztes "Werkzeug", welches aus einem Kernsystem und Fachinformationssystemen besteht. Diese Fachinformationssysteme gliedern sich in Bereiche der anthropogenen Einwirkungen, des Natur- und Umweltschutzes und der geowissenschaftlichen Grundlagen wie z.B. Bodenkunde, Geologie, Rohstoffe usw.

Wichtige Bestandteile der Datenbestände im Fachinformationssystem "Bodenkunde" sind Bodenprobenbanken (OELKERS u. VINKEN, 1988).

Ziele und Aufgaben dieser sind wie folgt definiert:

- Dokumentation des Ist-Zustandes repräsentativer Bodenproben
- Archivierung "unbekannter" Veränderungen und Inhaltsstoffe in Böden
- Beweissicherung und Möglichkeit ergänzender Nachuntersuchungen
- Bereitstellung repräsentativen Bodenprobenmaterials an unterschiedliche Bedarfsträger

2. Aufbau der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein

In Absprache mit der Sonderarbeitsgruppe "Informationsgrundlagen Bodenschutz" und den Geologischen Landesämtern wurde im Februar 1987 mit dem Aufbau einer Bodenprobenbank im Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein begonnen.

Es werden gestörte, luftgetrocknete Bodenproben in der Regel in 500 ml großen Plastikbehältern in kühlen Räumen gelagert (BADURA u. FINNERN, 1987). Die Bodenproben, die bereits seit 1963 aufbewahrt werden, stammen aus der bodenkundlichen Landesaufnahme, aus

* Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7,
2300 Kiel

Gutachten und aus Sonderprogrammen.

Im Gegensatz zur Bodenprobenbank im Bayerischen Geologischen Landesamt wird der Skelettanteil nicht gesondert aufbewahrt (MERKBLATT, 1985).

Die Bodenprobenbank Schleswig-Holstein umfaßt momentan ca. 13000 Bodenproben. Davon sind 4284 bereits vollständig katalogisiert, d.h. mit laufender Inventarnummer, mit bodenkundlicher Profilbeschreibung und mit Analysenwerten erfaßt und in die Bodenprobenbank eingelagert.

Beim archivierten Bodenprobenmaterial handelt es sich um Ober- und Unterbodenproben, die aus 995 Bodenprofilen vorwiegend in 4 bis 6 Tiefen (Schwankungsbreite von 1 bis 16 Tiefen pro Profilgrube) entnommen wurden. Die maximale Entnahmetiefe lag in der Regel bei 1 m unter Geländeoberfläche.

Die Bodentypenverteilung der archivierten Proben, die aus Gründen der Übersichtlichkeit zusammengefaßt wurden, hebt das Übergewicht der Marschen hervor (s. Abb. 1).

Bodentypenverteilung in der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein

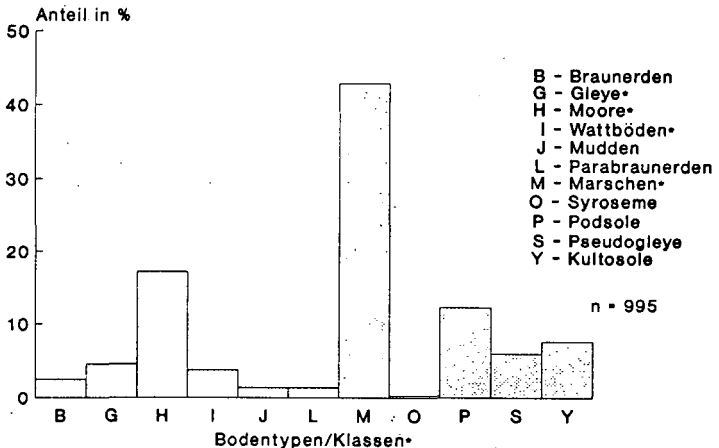


Abb. 2: Prozentuelle Bodentypenverteilung in der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein

Die Ergebnisse der digitalisierten Bodenübersichtskarte von Schleswig-Holstein (1:500000) zeigen dagegen, daß Parabraunerden ca. 28,7 %, Braunerden ca. 23,6 %, Podsole ca. 15 %, Gleye und Pseudogleye ca. 4,2 %, Moore ca. 11,3 %, Marschen ca. 15,5 % und Syroseme ca. 0,7 % der Landesfläche bedecken. Der Rest entfällt auf die übrigen Bodentypen.

Mit dem Probenmaterial werden zunächst Standarduntersuchungen nach DIN-Vorschriften des landwirtschaftlichen Wasserbaus durchgeführt. Hierbei werden an gestörten Bodenproben Korngrößenverteilung, organische Substanz bzw. Glühverlust, pH-Wert, Carbonat-

gehalt, Kationenaustauschkapazität, Al und Fe im Oxalatauszug, Kalium sowie Phosphat und an ungestörten Bodenproben Lagerungsdichte, Gesamtporenvolumen, Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität und Kf-Wert bestimmt. Je nach Fragestellung finden weitere Untersuchungen auf Salzgehalt, Schwermetalle, Leitelemente, Nitrat und Sulfat statt.

3. Aufbau der Bodendatenbank

Die inventarisierten 4284 Bodenproben sind chronologisch vom 31.5.1963 bis zum 26.4.1978 mit Inventarnummer, Profilnummer, TK25, Rechtswert, Hochwert, Entnahmedatum, Bodentyp, Horizont und Tiefe, sowie mit Verweisen auf Standard- und Spezialuntersuchungen auf Formblättern registriert und in einem Basiskatalog abgelegt. Jeder Profilübersicht sind Profilbeschreibung, Analysenwerte und Lageplan auf dem Meßtischblatt (TK25) beigelegt (BADURA u. FINNERN, 1987).

Die vorliegende Datenbank kann die zentralen Forderungen des Fachinformationssystems "Bodenkunde" nur bedingt und mit einem erheblichen Zeitaufwand erfüllen, da die Profilschreibungen und Analysenwerte nicht auf elektronischen Datenträgern vorliegen. Seit März 1989 werden diese Informationen auf EDV-Anlagen im Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein abgespeichert. Die Struktur der Datenbank setzt sich aus Titeldaten (z.B. Inventarnummer, Profilnummer, Rechtswert, Hochwert, TK25, Sachgebiet, Datum), aus Profilaten (z.B. Relief, Melioration, Bodentyp, Nutzung), aus Schichtdaten (z.B. Horizont, Tiefe, Bodenart, Humus,) und aus Labordaten (Standard- und Spezialuntersuchungen) zusammen.

Die Kennzeichnung der Felderüberschriften und -inhalte erfolgt in Anlehnung an den "Datenschlüssel Bodenkunde" von 1984 und der bodenkundlichen Kartieranleitung (3. Auflage).

Diese Datenbankstruktur muß als eine Vorläufige angesehen werden. Die Unterarbeitsgruppe "Fachinformationssystem Bodenkunde" der ad-hoc-AG "Bodenkaster" konzipiert momentan die Normierung des Gesamtdaten- und Felderkataloges für die Datenbestände im Fachinformationssystem "Bodenkunde".

4. Schlußbetrachtung und Ausblick

Die eingangs genannten Einsatzbereiche der Bodenprobenbank Schleswig-Holstein beim Aufbau des landesweiten Fachinformationssystems "Bodenkunde" können wie folgt charakterisiert werden:

In Schleswig-Holstein liegen von 187 Meßtischblättern (TK 25) 50 veröffentlichte Bodenkarten im Maßstab 1:25000 vor. 13 Bodenkarten befinden sich in Vorbereitung. Pro Meßtischblatt (TK25) wurden an ca. 30 repräsentativen Standorten Bodenproben entnommen.

Mit dem digital vorliegenden Datenmaterial können bereits bedarfsbezogene Auswertungen über Marschen, Wattböden und größtenteils Moore vorgenommen werden.

Eine Auswertung von Punktdaten aus Gutachten und Sonderprogrammen von den Landesteilen, die noch nicht bodenkundlich kartiert sind, erlaubt eine gelenkte Beprobung zwecks landesweiter Repräsentanz des Bodenmaterials. Diese kann im Rahmen der Bodenübersichtskarte 1:200000 (BÜK 200) erfolgen (FINNERN, 1987).

Die Bodenprobenbank Schleswig-Holstein wird in langfristige Beobachtungsprogramme (Boden-Dauerbeobachtungsflächen) und in Bodenmeßnetze zur flächenintensiven Zustandserfassung (z.B. Schadstoffkataster) in Schleswig-Holstein integriert. In diesem Zusammenhang ist eine verlustfreie Lagerung von organischen Inhaltsstoffen in Böden erforderlich. Möglichkeiten einer Zwischenlagerung der Bodenproben bei - 20 °C sind im Geologischen Landesamt gegeben.

Die momentane EDV-Ausstattung im Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein gestattet nur eine Auswertung von Punktdaten. Die Verknüpfung des vorliegenden Datenmaterials aus der Bodenprobenbank mit Flächendaten im Fachinformationssystem "Bodenkunde" kann erst mit einer entsprechenden EDV-Anlage durchgeführt werden, die schrittweise im Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein aufgebaut wird.

5. Literatur

- AG Bodeninformationssystem (1989): Vorschlag für die Einrichtung eines länderübergreifenden Bodeninformationssystems. -Arbeitsgruppe "Bodeninformationssystem" der Sonderarbeitsgruppe "Informationsgrundlagen Bodenschutz" der Umweltministerkonferenz. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Abteilung Bodenkunde, Hannover (unveröffentlicht).
- Badura, F. und Finnern, H. (1987): Bodenprobenbank Schleswig-Holstein, Einrichtung und Aufgabe für den Bodenschutz. -Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 55(2), 687 - 692.
- Datenschlüssel Bodenkunde (1984): Symbole für die Datenverarbeitung bodenkundlicher Geländedaten. -Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- Finnern, H. (1987): Bodenkundliche Kartierung in der Bundesrepublik als Grundlage für ein Bodeninformationssystem. -Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 53, 151 - 160.
- Merkblatt (1985): Merkblatt für die Entnahme und Aufbereitung von Bodenproben zur Untersuchung von Schwermetallen in Böden und für die Einrichtung einer Bodenprobenbank. -Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstr. 128, München.
- Oelkers, K.-H. und Vinken, R. (1988): Neue Wege bei der Bereitstellung von Entscheidungsgrundlagen für den Bodenschutz im Rahmen eines bodenkundlichen Dienstes. -Bodenschutz: Ergänzbare Handbuch für Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Hrsg. Rosenkranz, D., Einsele, G. und Harreß, H.-M., Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- SAG (1987): Konzept zur Erstellung eines Bodeninformationssystems. -Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz. Materialien 47, Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen, München.

Verbreitung und Stratigraphie der äolischen Sedimente
im Bereich der Lößgrenze westlich Braunschweigs

von

Gehrt, E.*)

I. Einleitung

Im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme von Niedersachsen wurde 1986 das Blatt 3728 Braunschweig-West kartiert (GEHRT 1988). Eine wesentliche Grundlage zur Gliederung der Bodenformen dieses Blattes ist in dem Wandel der äolischen Deckschichten im Bereich der Lößgrenze zu sehen. Aus diesem Grund war die systematische Klassifikation der Lößfazies und derivate, der Sedimentprofiltypen und deren Kartierung erforderlich.

Nach der bisherigen Vorstellung zeigt die Lößgrenze einen Ausschnitt des kontinuierlichen Übergangs vom Flugsand über den Sandlöß zum Löß (z.B. HAASE, LIEBEROTH & RUSKE 1970). Nach den Erläuterungen zu den geologischen Karten zwischen Braunschweig und Stadthagen finden sich im Bereich der Lößgrenze sandstreifige Löss (vgl. z.B. WOLDSTEDT 1932). Die älteren Arbeiten zur Frage der Lößgrenzengese (POSER 1951, BÜDEL 1944) bauen im wesentlichen auf diesen Darstellungen auf. Auch die Beobachtung, daß die Böden südlich der Lößgrenze geringere Tongehalte und höhere Sandgehalte aufweisen (z.B. BAILLY 1973) paßt theoretisch hierhinein. WOLDSTEDT (1958) vertritt die These, daß die Lößgrenze nach der Ablagerung der Löss äolisch überformt wurde und somit in ihrer Gese mehrphasig ist. Durch Untersuchungen der Folgezeit (vgl. HAASE, LIEBEROTH & RUSKE 1970, NEUMEISTER 1965 & 1971, SCHMIDT 1971) wird diese These aber nicht bestätigt. SIEBERTZ (1988) kommt unter Berücksichtigung der Definitionen (Löß kleiner 20 %, Sandlöß größer 20 % Sand) zu der Auffassung, daß die bisherige Vorstellung zum Verlauf der Lößgrenze nicht aufrechterhalten werden kann, da auch in nördlicher gelegenen "Sandlößgebieten" Löss vorkommen (vgl. z.B. ALTERMANN & FIEDLER 1978).

II. Methoden

Die im folgenden vorgestellten Ergebnisse beruhen auf ca. 120 Korngrößenverteilungen aus 30 Profilen (Analyse nach KÖHN), detaillierten Aufschlußbeschreibungen, ca. 500 Bohrungen von 1 bis 3 m Tiefe, sowie der Auswertung von ca. 4000 Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung und der dazugehörigen Flächen. Die Gliederung der Löss wurde anhand einer Clusteranalyse der tonfreigerechneten Bodenarten im Schluff und Sand durchgeführt und manuell überprüft. Der Tongehalt blieb bei der Klassifikation unberücksichtigt, da er einerseits durch pedogene Tonverlagerung und andererseits durch unterschiedlich hohe Sandbeimengungen beeinflusst wird. Es zeigte sich, daß die ausgewiesenen Gruppen am besten durch den Sandgehalt und den Quotient aus Grobschluff durch Fein- und Mittelschluff (Schluffquotient) charakterisiert werden. Der Schluffquotient erweist

*) NLfB, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

sich darüberhinaus als ein geeignetes Parameter um die Genese (primäre Einflüsse und Verwitterung) des Lösses einzuschätzen.

III. Ergebnisse

Im Liegenden der äolischen Ablagerungen finden sich im Untersuchungsgebiet vorwiegend drenthezeitliche, glazifluviale Ablagerungen und Geschiebelehne. Das ebene, nur durch einige Rinnen gegliederte Relief des warthe- und weichselzeitlich periglazial überprägten Altmöränengebietes ist durch die äolischen Decken kaum beeinflusst. Lediglich im Lößgebiet zeigt sich eine geringe Nivellierung durch holozäne Umlagerungen.

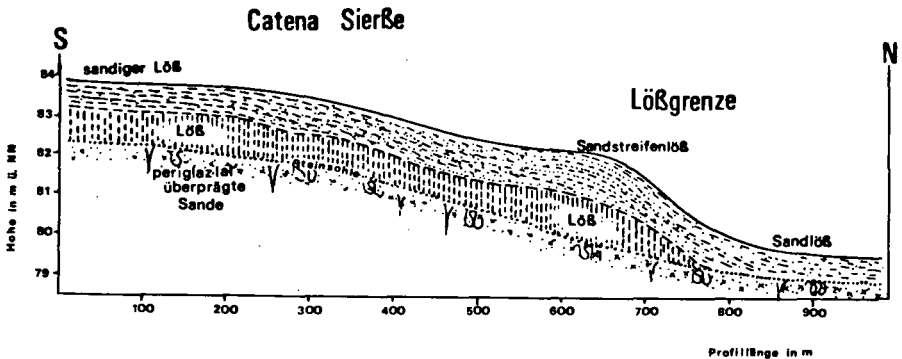


Abb.1: Oberflächenform und Sedimentabfolgen im Bereich der Lößgrenze
Höhe:Länge = 1:50

Bördenlößgebiet: Der sandarme bis sandfreie Löß (0 bis 3 % Sand) im südlichen Untersuchungsgebiet zeichnet sich durch eine geringe horizontale und vertikale Variabilität aus, wie sie für die Lössе der Börden typisch ist. Der Schluffquotient liegt etwa bei 1,8. Die Lößmächtigkeit beträgt hier zwischen 80 und 130 cm. Im Norden setzt dieser Löß, der im folgenden als Bördenlöß bezeichnet werden soll, im Bereich der Bundesstraße 1 und 65 abrupt aus. Die Lößgrenze wäre in diesem Sinne die Nordgrenze des Bördenlösses.

Sandlößgebiet: Nördlich der Lößgrenze finden sich Sandlössе in verschiedenen Ausprägungen, die sowohl vertikal als auch horizontal eine hohe Variabilität zeigen. Größere Araealenteile haben eine schluffbetonte (60 % Schluff, 30 % Sand) und eine sandige (30 % Schluff, 60 % Sand) Fazies. Der schluffquotient liegt hier ähnlich wie im Löß um 2. Die Mächtigkeit der sandigen Ausbildung beträgt 50 bis 60 cm, die der schluffigen Fazies ca. 100 cm.

Bereich der Lößgrenze: Südlich der Lößgrenze wird der Bördenlöß von etwa 100 bis 160 cm mächtigen äolischen Sanden, sandstreifigen Lössеn und Sandlöß überlagert. Sowohl die oberen Bereich des Bördenlösses als auch die Sandstreifenlössе weisen Schluffquotienten über 3 bis 10 auf. Aufgrund der Überlagerung findet sich bis etwa 100 m südlich eine Gesamtmächtigkeit des äolischen Materials bis zu 350 cm. Die Lößgrenze ist aufgrund der großen Mächtigkeit der äolischen Sedimente in diesem Bereich durch einen nach Norden gerichteten Hang und in westöstlicher Richtung verlaufenden flachen Rücken gut zu erkennen. Nach Süden nähert sich die jüngere Deckschicht in ihrer Ausprägung dem sandarmen Löß. Bis

etwa 1000 m südlich der Lößgrenze ist der erhöhte Sandgehalt nachweisbar. Etwa 5 bis max 10 km südlich der Lößgrenze ist in den oberen Bereichen analytisch ein erhöhter Schluffquotient, sprich höherer Grobschluffgehalt, nachzuweisen.

IV. Stratigraphie und Bodenentwicklung

Die zeitliche Stellung der verschiedenen äolischen Ablagerungen kann an dieser Stelle zunächst nur aufgrund einiger Analogieschlüsse eingegrenzt werden. Die Ablagerung der Bördenlösses ist daher wohl ins Jungweichsel zu datieren, da Bodenbildungen des Mittelweichsel, wie sie aus südlicheren und östlicheren Gebieten bekannt sind (BROSCHÉ & WALTER 1978, RODENBURG & MEYER 1979) im Untersuchungsgebiet nicht vorkommen. Aufgrund der ausgeprägten petrographischen Wechsel vom Bördenlöß zum Flugsand, Sandstreifenlöß oder Sandlöß in den Lößgrenzprofilen ist wohl von einem Wechsel der Determinanten von Deflation, Umlagerung oder Akkumulation begleitet, wie sie während der Klimaschwankungen der Dryas gegeben waren.

Sowohl nördlich als auch südlich der Lößgrenze ist die Bodenentwicklung auf den äolischen Sedimenten durch Lessivierung geprägt. Auf den geringmächtigen Sandlössen nördlich der Lößgrenze entwickelten sich im wesentlichen Bänderparabraunerden (Bänder-Bt-Horizont im Sand). Die Bänder-Bt-Horizonte im Bereich der Lößgrenze sind im äolischen Sediment entstanden. Südlich der Lößgrenze finden sich Parabraunerden mit kompaktem Bt-Horizont im Löß. Die letzte Deckschicht ist ab ca. 100 bis 150 m südlich der Lößgrenze etwa 50 bis 60 cm mächtig und entspricht damit etwa dem Al-Horizont. Der Bt-Horizont entstand in dem älteren, sandarmen Bördenlöß. Die Tongehalte liegen hier um 10 bis 12 %. Die Parabraunerden zeigen nur sehr geringe Tongehaltsdifferenzen. Die hohen Schluffquotienten und geringen Tongehalte der jungen Deckschicht südlich der Lößgrenze deuten auf eine relativ geringe Verwitterung. Intensität der Tonverlagerung und die Ausprägung der Parabraunerden sind somit wohl insbesondere von dieser Deckschicht geprägt. Ab etwa 5 bis 10 km südlich der Lößgrenze liegen die Tongehalte insgesamt höher (15 bis 18 % im Al-Horizont, 17 bis 26 % im Bt-Horizont). Die Tongehaltsdifferenzen liegen in der Regel über 5 %. Hier ist die Bodenentwicklung nicht mehr von der jüngeren Deckschicht beeinflusst.

V. Schlußfolgerungen und Ausblick

Die beschriebenen Verhältnisse lassen sich zwischen Sierße und Braunschweig (ca. 14 km) durchgehend antreffen und sind durch mehrere Catenen belegt. Ähnliche Verhältnisse lassen sich aufgrund einiger Geländebeobachtungen auch westlich von Hannover antreffen (vgl. auch ANTONY 1988). Östlich von Braunschweig und Hannover, bzw. östlich von Oker und Leine sind dagegen nach den heute vorliegenden Kartierungen keine jungen Decken über dem Löß anzutreffen. Die Lößgrenze ist also in westöstlicher Richtung gegliedert, wobei die beschriebene Abfolge die Situation westlich der größeren Flüsse beschreibt.

Am Beispiel des Untersuchungsgebietes ist festzustellen, daß die Definitionen von Löß und Sandlöß (s.o.) zur regionalen Gliederung nur bedingt geeignet sind. Zur besseren Charakterisierung wäre die Einführung weiterer Parameter (z.B. der Schluffquotient oder vertikale und horizontale Variabilität) wünschenswert. Darauf aufbauend ist die Ausweisung petrographisch und genetisch begründeter Lößtypen und -aerale denkbar. Diese Differenzierung erscheint sinnvoll, da damit das Ausmaß bodenbildender Prozesse und die geologische und periglaziale Varia-

bilität abgeschätzt werden kann und somit auch nutzungsrelevante Parameter gegeben werden.

VI. Literaturauswahl

- ALTERMANN, M. & H.-J. Fiedler (1978): Die Kennzeichnung von Böden in Sandlößgebieten außerhalb des Lößgürtels der DDR unter besonderer Berücksichtigung des Substrataufbaues.- in: Beiträge zur Geographie -Arbeiten zur Bodengeographie-, 29/1: 157-200, Berlin
- ANTONY, F. (1988): Kartierung und Analyse der Böden in der Landschaft mit Plaggensch-Wölbacker-Vorgeschichte im Bereich der nördlichen Lößgrenze westlich von Hannover.- Diplomarbeit Univ. Göttingen, Fachbereich Agrarwissenschaften, Inst. f. Bodenkunde (unveröff.)
- BAILLY, F. (1973): Zur Vergesellschaftung der Böden aus Löß in der nördlichen Calenberger Börde.- Geol. Jb., F1, Hannover
- BROSCHKE, K.U. & WALTER (1978): Die jungpleistozänen Löß-Deckschichten der Braunkohletagebaue der Braunschweigischen Kohlebergwerke BKB zwischen Helmstedt und Schöningen.- Eiszeitalter und Gegenwart, 28: 51-67, Ohringen
- BÖDEL, J. (1944): Die morphologische Wirkung des Eiszeitklimas im gletscherfreien Gebiet.- Geol. Rundschau, 34: 482-519, Stuttgart
- GEHRT, E. (1988): Bodenkarte von Niedersachsen 1:25000 (Bk25), Blatt 3728 Braunschweig-West
- GEHRT, E. (1989): Klassifikation der Böden und Möglichkeiten ihrer Regionalisierung unter Berücksichtigung der Ausgangsgesteine und des Reliefs am Beispiel der Landschaft südlich und nördlich der Lößgrenze bei Braunschweig.-Diplomarbeit Univ. Göttingen, Fachbereich Geowissenschaften, Inst. f. Geographie (unveröff.)
- HAASE, G., I. LIEBEROTH & R. RUSKE (1970): Sedimente und Paläoböden im Lößgebiet.- in: Periglazial-Löß-Paläolithikum im Jungpleistozän der DDR: 99-202, Gotha/Leipzig
- NEUMEISTER, H. (1965): Probleme der nördlichen Lößgrenze.- Leipziger Geogr. Beiträge, Festschrift für Prof. Lehmeier, Leipzig
- NEUMEISTER, H. (1971): Jungpleistozäne Decksedimente und Bodenentwicklung in der Umgebung von Leipzig.- Zpravy Geografickeho ustava CSAV VIII: 23-72, Brno
- POSER, H. (1951): Die nördliche Lößgrenze in Mitteleuropa und das spätglaziale Klima.- Eiszeitalter und Gegenwart, 1: 27-55, Ohringen
- ROHDENBURG, H. & B. MEYER (1979): Zur Feinstratigraphie und Paläopedologie des Jungpleistozäns nach Untersuchungen an südniedersächsischen und nordhessischen Lößprofilen.- Landschaftsgenese und Landschaftsökologie, 3: 1-89, Braunschweig (Nachdruck aus: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. 5: 1966)
- SCHMIDT, R. (1971a): Ergebnisse und Fortschritte in der Erforschung der Struktur der Bodendecke für die Charakterisierung heterogener Standorteinheiten.- Albrecht-Thaer-Archiv, 15: 5-24
- SIEBERTZ, H. (1988): Die Beziehung der äolischen Decksedimente in Nordwestdeutschland zur nördlichen Lößgrenze.- Eiszeitalter u. Gegenwart, 38: Ohringen
- WOLDSTEDT, P. (1932): Geologische Karte von Preussen. Erläuterungen zu Blatt Vechelde, Nr. 2025 (Neu: 3728).- Berlin
- WOLDSTEDT, P. (1958): Das Eiszeitalter.- II, Stuttgart

Bodenentwicklung im Bereich des Sehestedter Außendeichmoores

von
Luise Giani*

Das Sehestedter Außendeichsmeer ist ein Hochmoor außerhalb des Seedeiches, befindet sich also im direkten Einflußbereich des Meeres. Dieser Moor-Meer-Kontakt ist heute einzigartig auf der Welt (Erdmann, 1982), während er in früherer Zeit an der südlichen Nordseeküste weit verbreitet war (Müller et al., 1977). Während hochlaufender Fluten schwimmt das Moor auf ("Schwimmendes Moor") und Teile des Moores werden erodiert, so daß seit dem Deichbau (1725) bis heute mehr als 90 % des Moores verloren gegangen sind (Erdmann, 1982). Nach Abklingen der Flut werden Torffasern und marine Sedimente seewärts des Moores abgelagert, was zu besonderen geogenen Ausgangsverhältnissen der Marschbodenentwicklung geführt hat.

Die Körnung setzt sich aus 0,5 % Sand, 3,7 % Grobschluff, 28,0 % Mittelschluff, 28,0 % Feinschluff und 39,8 % Ton zusammen. Entsprechend wurden ein geringes Substanzgewicht von $0,46 \text{ g cm}^{-3}$ und ein großes Porenvolumen von 79,6 Vol.% festgestellt.

Der Salzgehalt der Bodenlösung variierte zwischen 1,9 und 2,9 %. Die austauschbaren und gelösten Kationen zeigten in der Abfolge $\text{Na} > \text{Mg} > \text{Ca} > \text{K}$ abnehmende Werte (Tab. 1a). Das Ca/Mg-Verhältnis war kleiner, das Na/K-Verhältnis größer als 1. Diese Daten zeigen, daß dieser Boden durch marine Verhältnisse geprägt ist und mit anderen jungen Marschböden des Deichvorlandes vergleichbare Eigenschaften aufweist (Brümmer, 1968; Müller et al., 1977; Bundesanstalt für Geowissenschaften u. Rohstoffe u. d.

* Abt. Bodenkunde der Universität Oldenburg, Postfach 2503, D-2900 Oldenburg

Geol. Landesämter der BRD, 1982; Brümmer & Finnern, 1986; Blume et al., 1986).

Das Redoxpotential sinkt mit zunehmender Bodentiefe von +30 auf - 130 mV (Tab. 1b). Der Sulfid-Gehalt war in den oberen Bereichen mit 0,78 und 0,5 ‰ höher als in den unteren Bereichen, in denen sogar sehr geringe Gehalte von 0,02 ‰ auftraten. Umgekehrt nahm der Elementarschwefel-Gehalt von 0,9 auf 1,4 ‰ im vertikalen Verlauf kontinuierlich zu. Der Gesamtschwefel-Gehalt war mit Werten bis zu 15,5 ‰ im Vergleich zu anderen Böden des Deichvorlandes (Brümmer, 1968) ungewöhnlich hoch.

Obwohl das Ausmaß der Sulfatreduktion von der Menge der organischen Substanz bestimmt wird (Brümmer, 1968), wurde keine Korrelation zwischen dem Kohlenstoffgehalt und dem Schwefelgehalt festgestellt.

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff ist im Vergleich zu anderen Böden des Deichvorlandes (Brümmer & Finnern, 1986; Blume et al., 1986) ungewöhnlich hoch. Dies ist auf den Mooreinfluß zurückzuführen, der bereits visuell an Torffasern erkennbar ist. Der Mooreinfluß wirkt sich auch auf die C/N-Verhältnisse aus, die höher sind als in anderen Marschböden des Deichvorlandes (Brümmer & Finnern, 1986; Blume et al., 1986).

Der Säureeinfluß des Hochmoores zeigt sich im Bereich 30 - 60 cm, in dem verringerte pH-Werte und kein Carbonat festgestellt wurde, während in den anderen Bodenabschnitten hohe Carbonatgehalte gemessen wurden.

Obwohl angenommen werden kann, daß die mikrobielle Aktivität zum Zeitpunkt der Probennahme bei 5 °C Bodentemperatur gering war, wurden Gasbläschen mit mehr als 80 % Methan in den Wasserflächen in der Nähe der Probennahmestelle gefunden. Auch im untersuchten Boden selbst wurden hohe Methankonzentrationen gemessen. Der Boden war mit durchschnittlich 0,9 mM fast mit Methan gesättigt, während in anderen Böden des Deichvorlandes wesentlich geringere Methankonzentrationen von 0,02-0,05 mM typisch sind (Giani & Giani, 1985).

Die Sulfatkonzentration des Porenwassers war geringer als 5 mM, im humusreichen Bereich von 30 - 60 cm sogar < 1 mM, obwohl sie im Meerwasser ca. 30 mM beträgt. Im Gegensatz zu sonst typischen marinen Verhältnissen (Brümmer, 1968), wird die Sulfatreduktion durch das Sulfat und nicht durch den Kohlenstoff limitiert. Die Sulfataufzehrung erlaubt den Methanproduzenten Acetat und H_2/CO_2 als Substrate zu benutzen (Mountford et al., 1980; Winfrey et al., 1981), die sonst von den Sulfatreduzierern aufgebraucht werden (Kristjannsson et al., 1982; Schönheit et al.,

Tab. 1a Eigenschaften des untersuchten Bodens⁺

Tiefe (cm)	lösliche und austauschbare Kationen					Kationen insgesamt			
	Ca ²⁺ (meq/kg)	Mg ²⁺ (meq/kg)	K ⁺ (meq/kg)	Na ⁺ (meq/kg)	Ca ²⁺ /Mg ²⁺ **	Ca ²⁺ (mg/g)	Mg ²⁺ (mg/g)	K ⁺ (mg/g)	Na ⁺ (mg/g)
1-10	95	132	24	563	0.7	34.5	3.3	10.5	12.4
10-20	93	120	24	511	0.8	39.4	5.0	10.9	12.2
20-30	90	124	22	511	0.7	36.0	4.6	10.7	11.7
30-40	125	198	23	739	0.6	16.0	2.4	9.1	16.6
40-50	140	240	24	804	0.6	14.5	2.5	8.4	18.1
50-60	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	13.5	1.8	8.9	19.5
60-70	90	132	22	522	0.7	37.5	5.0	10.8	12.5
70-80	95	144	22	543	0.7	34.5	4.6	10.9	12.5
80-90	98	123	22	478	0.8	38.0	4.5	10.6	11.5
90-100	98	144	22	533	0.7	39.0	5.2	10.1	12.1

+: Methoden u. Daten entsprechend Giani & Giani, Geoderma, im Druck

*: Äquivalentgewichte

n.b.: nicht bestimmt

Tab. 1b Eigenschaften des untersuchten Bodens⁺

Tiefe (cm)	Salinität (%)	E _h (mV)	S _t (mg/g)	S ⁰ (mg/g)	S ²⁻ (mg/g)	pH	Carbonat (%)	C _{org} (%)	N _t (mg/g)	C/N*
1-10**	2.9	30	11.7	0.9	0.78	7.6	9.0	5.9	4.2	13.8
10-20	2.4	10	14.7	0.9	0.46	7.7	8.7	5.7	4.5	12.7
20-30	2.0	-10	15.3	0.7	0.20	7.6	6.8	5.4	4.0	13.6
30-40	2.0	-60	13.2	0.9	0.03	7.3	-	10.3	4.2	24.4
40-50	2.1	-90	13.8	1.1	0.32	7.2	-	12.7	4.4	28.7
50-60	2.0	-110	11.1	1.1	0.02	7.2	-	12.7	4.8	26.8
60-70	1.9	-120	10.8	1.3	0.32	7.6	7.2	5.8	4.1	14.3
70-80	2.0	-120	n.b.	1.2	0.03	7.5	6.3	7.0	4.2	16.4
80-90	2.1	-120	8.1	1.3	0.03	7.7	9.2	5.8	4.3	13.1
90-100	2.2	-130	10.6	1.4	0.07	7.6	7.8	6.3	4.2	15.0

+: Methoden u. Daten entsprechend Giani & Giani, Geoderma, im Druck

*: Gewichtsprozent

**: G_{Or} Horizont; alle anderen Tiefen G_I

1982). Das führt zu einer weiteren Verengung des C/N-Verhältnisses.

Aufgrund dieser Ergebnisse ist anzunehmen, daß die Methanproduktion zu den charakteristischen Prozessen der Marschenentwicklung zu zählen ist, die gegenwärtig zwar nur noch im Bereich des Sehestedter Außendeichmoores vorkommt, früher jedoch von

großer Bedeutung war, da der Moor-Meer-Kontakt weit verbreitet war.

Aufgrund des hohen Humusgehaltes ist der untersuchte Boden als Organomarsch zu bezeichnen (Bundesanst. f. Geowiss. u. Rohst. u. Geol. Landesämter der BRD, 1982). Diese Organomarsch entwickelte sich unter marinen Bedingungen und ist gekennzeichnet (i), durch Sulfataufzehrung, die zur intensiven Methanogenese führt, (ii), durch kalkfreie Bereiche mit gleichzeitig erniedrigten pH-Werten, (iii), durch hohe Schwefelgehalte im gesamten Solum. Oxidationsprozesse führen im Verlauf der Bodenentwicklung zur extremen Versauerung, wenn ein Boden mehr als 7,5 ‰ Schwefel und weniger als die dreifache Menge Carbonat enthält (Dent, 1980). Eine schnelle Versauerung kann auch für diesen untersuchten Boden erwartet werden, verbunden mit einer schnellen Verengung des Ca/Mg-Verhältnisses und der Bildung von Jarosit. Diese zu erwartenden Eigenschaften sind typisch für alte Organomarschen Niedersachsens, die gegenwärtig nicht marin beeinflusst sind, und die sich unter fluviatilen und/oder brackischen Sedimentationsverhältnissen gebildet haben sollen (Müller et al. 1977, Müller, 1985). Umgekehrt ist anzunehmen, daß die alten Organomarschen in ihrer Initialphase der Entwicklung der des untersuchten Bodens ähnlich waren. Dies ist umso wahrscheinlicher, als der Moor-Meer-Kontakt, heute einzigartig, in früherer Zeit weit verbreitet war.

Literatur

- Blume, H.P., Brümmer, G., Finnern, H., Lamp, J. and Schnug, E., 1986. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 46:249-261.
- Brümmer, G., 1968. Dissertation, Universität Kiel, F.R.G..
- Brümmer, G.W. and Finnern, H., 1986. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 51: 43-62.
- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und der Geologischen Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland (Ed.), 1982. Bodenkundliche Kartieranleitung. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, F.R.G..
- Dent, D., 1980. J. Soil Sci., 31: 87-99.
- Erdmann, E., 1982. Rund um das Schwimmende Moor. Holzberg, Oldenburg, F.R.G.
- Giani, L. and Giani, D., 1985. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 43: 733-738.
- Kristjansson, J.K., Schönheit, P. and Thauer, R.K., 1982. Arch. Microbiol., 131: 278-282.
- Mountfort, D.O., Asher, R.A., Mays, E.L. and Tiedje, J.M., 1980. Appl. Environm. Microbiol., 39: 686-694.
- Müller, W., 1985. Geol. Jb., F 19: 3-73.
- Müller, W., Benzler, J.-H., Voigt, H. and Tüxen, J., 1977. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 24:15-100.
- Schönheit, P., Kristjansson, J.K. and Thauer, R.K., 1982. Arch. Microbiol., 132: 285-288.
- Winfrey, M.R., Marty, D.G., Bianchi, A.J.M. and Ward, D.M., 1981. Geomicrobiol. J., 2:341-362.

Schwermetallgehalte in Böden in Abhängigkeit vom Ausgangssubstrat
von
M. Grupe*

1. EINLEITUNG

Die Schwermetallgehalte in Böden werden primär durch das Ausgangsmaterial bestimmt. Es ist daher von Interesse ob sich durch Kenntnis der unterschiedlichen Ausgangssubstrate geogene Schwermetallgehalte in Böden aufzeigen lassen.

Geogene Ni-Gehalte sollen am Beispiel eines Standortes in Baden-Württemberg (Rottenburg/Neckar) die Grenzen unterschiedlicher Ausgangssubstrate nachzeichnen. Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des UBA-Forschungsprojektes "Bodenuntersuchungen im Bereich des UBA-Meßnetzes".

2. GEOLOGIE

Der Blattausschnitt (aus der Geologischen Karte 1:25 Rottenburg) umfaßt die Schichtenfolge des Unteren und Mittleren Keupers (Lettenkohle (ku), Gipskeuper (km1), Bunte Mergel (km3), Stubensandstein (ku4)).

Die in der geologischen Karte angegebene Lettenkohle (ku) konnte bei der bodenkundlichen Kartierung nur in einem kleinen Areal festgestellt werden. Im übrigen Bereich (ku) wurde der Gipskeuper (km1) als Ausgangssubstrat für die Böden nachgewiesen.

Stellenweise ist der Mittlere Keuper von Löß überdeckt.

Deckschutt, Basisfließerden und "Abschlammassen aus dem Holozän" bilden in weiten Bereichen das Ausgangssubstrat für die Böden.

* Bodentechnologisches Institut des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 28 Bremen 1

3. SCHWERMETALLVERTEILUNG IN DEN BÖDEN IN ABHÄNGIGKEIT VOM AUSGANGSSUBSTRAT

Von den Ah- und Ap-Horizonten wurden 100 Proben genommen und auf ihren Schwermetallgehalt untersucht. Die horizontale Verteilung der Schwermetallgehalte auf der Fläche verläuft entsprechend dem geologischen Ausgangsmaterial und den sich darauf entwickelnden Böden. Dies soll am Beispiel des Nickel aufgezeigt werden.

Die Ni-Gehalte sind in den Horizonten des Stubensandsteins (km4) am geringsten (bis 15 ppm). Sie steigen über Böden aus Löß bzw. einem Bereich in dem die Materialien durch Fließerden vermischt sind (bis 35 ppm) zu den Böden aus Gipskeuper (km1) hin stark an (bis 65 ppm).

Um die vertikale Verteilung der Schwermetalle zu kennzeichnen wurden 5 Profile aufgenommen und horizontbezogen auf ihre Schwermetallgehalte analysiert. Die Schwermetallgehalte in den Profilen bleiben zur Tiefe hin annähernd gleich.

Die Profile aus Stubensandstein (km4) (Braunerde-Podsol, podsolige Braunerde) zeigen wieder die niedrigsten Ni-Gehalte mit 10 - 20 ppm. Die Pseudogley-Parabraunerde aus Löß zeigt etwas höhere Ni-Werte von 25 - 35 ppm. Die Profile aus Bunten Mergeln (km3) (Pelosol-Pararendzina) und Gipskeuper (km1) (Pelosol) weisen dann die höchsten Gehalte mit bis zu 65 ppm Ni auf. Es kommt zu Elementsprüngen, wenn sich das geologische Ausgangssubstrat in den Profilen ändert (Fließerden).

4. ZUSAMMENFASSUNG

- 1) Die horizontale Schwermetall-Verteilung (Beispiel Ni) ist abhängig vom Ausgangssubstrat.
- 2) Die vertikale Ni-Verteilung in den 5 Profilen aus unterschiedlichem Ausgangsgestein bleibt annähernd gleich, dies zeigt deutlich, daß die Schwermetallgehalte geogener Herkunft sind.

Stand und Entwicklung der bodenkundlichen Landesaufnahme in Nordrhein-Westfalen

von Heide, G.*

Die Mitarbeiter der Abteilung Bodenkunde des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen (GLA) sind an der Ausrichtung der diesjährigen Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft in Münster in erheblichem Ausmaß beteiligt. In mehreren Exkursionen, Vorträgen und Posterdarstellungen wird über **einzelne** Arbeitsergebnisse aus verschiedenen Landesteilen berichtet. In diesem Vortrag sollen der gegenwärtige Stand der bodenkundlichen Landesaufnahme in Nordrhein-Westfalen und die Konzeption für die weitere Erforschung der Böden des **gesamten** Landes dargestellt werden.

Gesetzlicher Auftrag

Nach der Verordnung über die Errichtung eines Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen vom 12. März 1957 gehört zu den Aufgaben dieses Amtes - neben zahlreichen anderen Arbeiten -

- die bodenkundliche Erforschung des Landes Nordrhein-Westfalen,
- die Herstellung von Bodenkarten,
- die fachliche Beratung und Erstattung von Gutachten,
- die Ausarbeitung von Veröffentlichungen,
- die Anlage einer Bodenprobenbank,
- der Aufbau eines umfassenden Bodeninformationssystems.

Diese Aufgaben werden in verschiedenen, sorgfältig aufeinander abgestimmten Kartierungen und langfristigen Untersuchungsprogrammen ausgeführt.

* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greiff-Straße 195, 4150 Krefeld

Bodenkundliche Landesaufnahme 1 : 50 000

Seit etwa 20 Jahren werden die Arbeiten für die Bodenkarte 1 : 50 000, flächendeckend für Nordrhein-Westfalen und übergreifend auf die benachbarten Länder, zügig durchgeführt. Bei diesem wichtigsten Kartenwerk unseres Landes handelt es sich um eine **systematische** Landesaufnahme, so daß die Unterscheidung in Boden-Grundinventur und Boden-Flächeninventur entbehrlich ist.

Die Bodenkarten 1 : 50 000 geben einen guten Überblick über die bodenkundliche Situation eines größeren Gebietes, sie sind deshalb für die Regionalplanung und als erste Orientierung bei Bodenschutzmaßnahmen besonders geeignet. Die fast unübersehbare Formenfülle der verschiedenen Böden des Landes wird in diesen Karten nach Bodentyp, Ausgangsgestein, Bodenart, Bodenartenschichtung und Wasserverhältnissen gegliedert und zu Bodeneinheiten zusammengefaßt.

In einer ausführlichen **Legende** werden die Eigenschaften und Merkmale der Böden wertneutral beschrieben, so daß Auswertungsmöglichkeiten für die verschiedensten Planungszwecke gegeben sind. Die für den Kartenbenutzer wichtigsten Daten, wie Wertzahlen der Bodenschätzung, allgemeine Kennzeichnung nach Bodenart, Verbreitung, Geländetyp, Nutzung, Ertragsfähigkeit, Bearbeitbarkeit, Sorptionsfähigkeit und Wasserverhältnisse sind allgemein verständlich dargestellt und können unmittelbar abgelesen werden.

Von den insgesamt 72 Blättern, die auf das Land Nordrhein-Westfalen entfallen, sind bis heute 55 Bodenkarten ausgedruckt. Mit weiteren 3 Blättern, die z.Zt. für den Druck vorbereitet werden, sind 58 Karten fertiggestellt; das sind 80 % des gesamten Landesgebietes. Weitere 7 Blätter werden bis zum Frühjahr nächsten Jahres als Feldreinkarten vorgelegt. Mit der Fertigstellung des gesamten Kartenwerks ist Anfang des nächsten Jahrzehnts zu rechnen, nach der heutigen Planung voraussichtlich im Jahr 1992.

Nordrhein-Westfalen wird damit das erste Bundesland sein, das flächendeckend über ein bodenkundliches Kartenwerk im Maßstab 1 : 50 000 verfügt.

In den **Erläuterungen**, die für unser Kartenwerk vorgesehen sind, werden die Bodenverhältnisse der einzelnen **Bodenprovinzen** des Landes (also nicht in der Abgrenzung der Kartenblätter) ausführlich beschrieben. Dabei werden die während der Kartierung gesammelten Daten verknüpft mit den bodenchemischen und -physikalischen Untersuchungsergebnissen zahlreicher repräsentativer Bodenprofile. Im Rahmen der Erläuterungen zu den etwa 12 Bodenprovinzen des Landes sollen nach meiner Konzeption auch Bodenübersichtskarten im Maßstab 1 : 200 000 erarbeitet werden.

Für detaillierte Planungen, insbesondere zum Bodenschutz, reicht die Genauigkeit einer bodenkundlichen Landesaufnahme jedoch nicht aus, unabhängig davon, ob sie nun im Maßstab 1 : 50 000 oder 1 : 25 000 vorgenommen wird. Deshalb werden von der Abt. Bodenkunde des GLA seit Jahrzehnten **großmaßstäbige bodenkundliche Spezialkartierungen** ausgeführt, die eine parzellenscharfe Abgrenzung und Darstellung der Bodenverhältnisse ermöglichen und direkt auf die jeweilige Fragestellung ausgerichtet sind.

Bodenkarten zur landwirtschaftlichen Standorterkundung

Die landwirtschaftlichen Nutzflächen in Nordrhein-Westfalen werden im Rahmen der bodenkundlichen Kartierung zur landwirtschaftlichen Standorterkundung im Maßstab 1 : 5 000 aufgenommen. Diese Kartierungen werden in Abstimmung mit dem Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen in solchen Gebieten ausgeführt, in denen spezielle Planungen der Flurbereinigung, der Wasserwirtschaft oder des Natur- und Landschaftsschutzes vorgesehen sind.

Von der landwirtschaftlichen Nutzfläche des Landes mit rund 1,6 Millionen ha ist inzwischen 1 Million ha großmaßstäbig kartiert. Die hierfür erarbeiteten Bodenkarten und Erläuterungen werden in einigen Exemplaren hergestellt und den jeweils zuständigen Landesbehörden ausgehändigt.

Bodenkundlich-hydrologische Gutachten für Naturschutzgebiete und Feuchtbiootope

Ein besonders hoher Stellenwert wird in den letzten Jahren dem Schutz von Feuchtbiotopen und der Ausweisung weiterer Naturschutzgebiete beigemessen. Z.Zt. stehen in Nordrhein-Westfalen etwa 48 000 ha unter Naturschutz, das entspricht etwa 1,4 % der Landesfläche.

In vielen Landesteilen werden fortlaufend Flächen ausgewiesen, die aufgrund ihrer natürlichen Verhältnisse Feuchtbiootope darstellen, infolge kulturtechnischer Maßnahmen jedoch z.T. trockengelegt sind. Die vom GLA erstellten bodenkundlichen Gutachten berücksichtigen sowohl die Belange des Naturschutzes als auch die Interessen der Landwirtschaft, indem Kern- und Pufferzonen vorgeschlagen und mit den Zielen des Naturschutzes abgestimmt werden. In der Kernzone liegen die biologisch wertvollsten Bereiche mit Arten der Roten Liste, die als Naturschutzgebiet ausgewiesen werden. Für die in der Rand- oder Pufferzone gelegenen Flächen wird die Umwandlung in Grünland bei gleichzeitiger Wiedervernässung angestrebt, so daß hier nur noch eine extensive Nutzung möglich ist. In der umgebenden Kulturlandschaft soll jedoch nach wie vor eine intensive Bodennutzung gewährleistet sein.

Im Rahmen der Schutzgebietsplanung hat das GLA bisher etwa 145 bodenkundlich-hydrologische Gutachten erstellt. Ein erheblicher Teil davon liegt im Münsterland mit seinen weit verbreiteten mineralischen Grundwasserböden und den wenigen erhalten gebliebenen Hoch- und Niedermooren.

Bodenkarten zur forstlichen Standorterkundung

Die forstlich genutzten Flächen unseres Landes werden im Rahmen der bodenkundlichen Kartierung zur forstlichen Standorterkundung im Maßstab 1 : 5 000 aufgenommen. Damit ist Nordrhein-Westfalen das einzige Bundesland, in dem eine spezielle bodenkundliche Kartierung aller Waldflächen - unabhängig von der Besitzart - durch das zuständige GLA vorgenommen wird. Die hergestellten Bodenkarten mit ausführlichen Erläuterungen, Boden- und Wasseranalysen sowie Vegetationsbeschreibungen bilden die Grundlage für die nachfolgende forstliche Standortkartierung durch die Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung (LÖLF). Außerdem können diese Unterlagen unmittelbar für die Waldbauplanung, für den Natur- und Biotopschutz sowie für die Landschaftsplanung herangezogen werden. Von der 880 000 ha großen Waldbodenfläche in Nordrhein-Westfalen sind bisher etwa 260 000 ha kartiert.

Bei der systematischen Erforschung der Waldböden ist bereits 1980 erkannt worden, daß die pH-Werte im oberen Bereich der forstlich genutzten Standorte mehr oder weniger stark zurückgegangen sind und gleichzeitig eine deutliche Entbasung eingetreten ist. Diese Feststellung beruht auf dem Vergleich der bodenchemischen Analysenergebnisse von Proben, die bereits vor Jahrzehnten erstmalig und in jüngerer Zeit erneut entnommen wurden.

In einem z.Zt. laufenden Forschungsvorhaben werden die Bodenanalysen zahlreicher Profile im Münsterland aus den Jahren 1960, 1981 und 1988 miteinander verglichen. Dabei zeigt sich eine Zunahme der C-, N-, P- und Schwermetall-Gehalte in den Humusauflagen, während die Ca-Gehalte stark abgenommen haben. Im Mineralboden läßt sich ein Rückgang der pH-Werte bis auf nunmehr 35 cm Tiefe, ein Rückgang der effektiven Austauschkapazität und der Kationenbasen-Sättigung sowie ein deutlicher Anstieg des austauschbaren Al belegen.

In den meisten Waldböden des Landes hat der **Versauerungsgrad** einen Zustand erreicht, der zumindest als besorgniserregend bezeichnet werden muß. Die von uns in den oberen Mineralbodenhorizonten festgestellten pH-Werte liegen überwiegend niedriger als die von der Forstverwaltung festgelegten Grenzwerte, bei deren Unterschreitung eine Kompensationsdüngung erforderlich ist. Der große aktuelle Vorteil unserer Untersuchungsergebnisse

liegt auch darin, daß die wichtigsten Kriterien für die Notwendigkeit einer Kompensationsdüngung und deren flächenhafter Abgrenzung direkt aus den großmaßstäbigen Bodenkarten abgeleitet werden können.

Ein weiterer Schwerpunkt unserer forstbodenkundlichen Aufgaben ist die **Bodenzustandserhebung im Wald (BZE)**, die für die nächsten Jahre im 4 x 4 km-Raster an 500 Waldstandorten in Nordrhein-Westfalen vorgesehen ist, und zwar auf den gleichen Flächen, die auch bei der jährlichen Waldschadenserhebung erfaßt werden. Die nach bundeseinheitlichen Richtlinien auszuführenden Gelände- und Laborarbeiten erfolgen durch Mitarbeiter des Geologischen Landesamtes. Die Ergebnisse werden der LÖLF in digitaler Form zur Verfügung gestellt. Mit diesem umfangreichen Untersuchungsprogramm soll festgestellt werden, wie eng die Beziehungen sind zwischen der fortschreitenden Bodenversauerung und der damit verbundenen massiven Störung der Nährstoffversorgung im Boden einerseits und den großflächig auftretenden Waldschäden andererseits.

Schließlich sollen noch die **Naturwaldzellen** erwähnt werden, die von der Forstverwaltung in verschiedenen Bodenprovinzen bzw. forstlichen Wuchsgebieten ausgewiesen worden sind. Inzwischen sind über 60 Naturwaldzellen mit einer Fläche von mehr als 1 000 ha in Nordrhein-Westfalen eingerichtet worden. Die Bodenkundler des GLA werden schon bei der Auswahl dieser naturnahen Waldbestände beteiligt und haben alle Flächen bodenkundlich untersucht. Wir betrachten die Naturwaldzellen als geeignete Dauerbeobachtungsflächen und werden künftig hier verstärkt bodenkundliche Grundlagenerhebungen und langfristige Begleituntersuchungen vornehmen.

Die Bodenkarte 1 : 5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung

ist ein weiteres bodenkundliches Kartenwerk, in dem die Ergebnisse der Bodenschätzung für jede landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte Fläche - kombiniert mit neueren bodenkundlichen Daten - dargestellt werden. Diese Karten haben ihre besondere Bedeutung bei allen direkt auf den Pflanzenstandort bezogenen Maßnahmen, bei der Feststellung des Verkehrswertes und beim Flächentausch in der Flurbereinigung.

Die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche des Landes ist verteilt auf 8 440 Grundkarten. Davon sind bis heute 6 872 Bodenkarten 1 : 5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung veröffentlicht worden; das entspricht etwa 81 % aller auf das Land entfallenden Blätter.

Bodenprobenbank

Mit der Einrichtung einer Bodenprobenbank ist im GLA schon vor vielen Jahren begonnen worden. Bisher liegen etwa 8 000 Bodenproben vor, die langfristig aufbewahrt werden. Der verstärkte Ausbau unserer Bodenprobenbank wird dazu beitragen, Fragen nach Ort, Zeitpunkt, Ausmaß und Verursacher von anthropogen bedingten Veränderungen der Böden noch besser beantworten zu können.

Bodeninformationssystem

Aus den vorhergehenden Ausführungen folgt, daß die Erfassung bodenkundlicher Daten in Nordrhein-Westfalen bereits weit fortgeschritten ist und bei den verschiedenen Kartenwerken einen hohen Bearbeitungsstand erreicht hat. Nachdem große Teile des Landes bodenkundlich sehr intensiv untersucht worden sind, ist vor einigen Jahren mit dem Aufbau eines DV-gestützten Bodeninformationssystems begonnen worden.

Die bisher veröffentlichten Bodenkarten im Maßstab 1 : 50 000 sind digital erfaßt. Die Digitalisierung bezieht sich auf die Abgrenzung der Bodeneinheiten und auf den pedologischen Flächeninhalt. Die Daten der vorhandenen etwa 4 500 Profilbeschreibungen und Analyseergebnisse werden z.Zt. für eine digitale Erfassung aufbereitet.

Für den Zeitraum nach Abschluß der bodenkundlichen Landesaufnahme i.M. 1 : 50 000, also ab Anfang der 90er Jahre, ist vorgesehen, die gesamte Landesfläche verstärkt im Maßstab 1 : 5 000 bodenkundlich aufzunehmen und diese großmaßstäblichen Bodenkarten dann ebenfalls zu digitalisieren. Dafür wird es notwendig sein, die bisher getrennt aufgenommenen Bodenkarten zur landwirtschaftlichen bzw. zur forstlichen Standorterkundung zu einer Bodenkarte 1 : 5 000 zusammenzufassen.

Eine Veröffentlichung dieser Bodenkarte im herkömmlichen Sinn, also der Druck von mehr als 8 600 Kartenblätter, dürfte allein aus finanziellen Gründen nicht möglich sein. Nach meiner Konzeption ist es sinnvoller, die digital erfaßten Kartiererergebnisse bei Bedarf durch den Drucker ausplotten zu lassen, mit den ebenfalls DV-gestützten Labordaten zu verknüpfen und diese jeweils auf den neuesten Stand gebrachten Computer-Ausdrucke herauszugeben.

Zur Genese rezenter und fossiler Böden Zentralchinas - pedologische Untersuchungen der Löß-Paläoboden-Abfolge von Luochuan, Shaanxi

von

Heinkele, Th.¹; Bronger, A.¹ und E. Kalk²

Das 135 m mächtige Lößprofil von Luochuan, Prov. Shaanxi, Zentralchina umfaßt das gesamte Pleistozän bis zum obersten Pliozän (HELLER and LIU 1984; LIU et al. 1985) in einer wesentlich detaillierteren Löß-Paläoboden-Abfolge (s. Abb. 1) als von europäischen oder nordamerikanischen Lößprofilen bekannt. Um die pleistozäne Klimageschichte dieses Raumes ableiten zu können, ist die Kenntnis der Genese der Paläoböden und ihr Vergleich mit dem klimaphytomorphen Boden des Holozäns entscheidend. Dazu wurden die fossilen und rezenten Böden mikromorphologisch sowie bodenphysikalisch und -chemisch untersucht. Zusätzlich wurde an ausgewählten rezenten und fossilen Böden der Mineralbestand der Fraktionen 63-20 μm , 20-6,3 μm und 6,3-2 μm phasenkontrastmikroskopisch sowie der Fraktionen 2-0,2 μm und <0,2 μm röntgenographisch bestimmt.

Die holozänen Böden auf dem Lößplateau, unter einer potentiellen Langgrassteppe bei ca. 630 mm Jahresniederschlag und ca. 9°C gebildet, werden als *degradierte Tschernoseme (Udic Haplustolls)* angesprochen. Sie sind durch einen primär carbonatfreien, dunkelgraubraunen (10 YR 5/3-4, trocken), ca. 50-70 cm mächtigen Ah-Horizont gekennzeichnet, der allmählich über einen ca. 15 cm mächtigen AhCc-Übergangshorizont in den letztglazialen Löß übergeht. Dieser Boden wird von einem ca. 35-70 cm mächtigen, hellgraubraunen (10 YR 6/3-4) anthropogenen Auftragshorizont überdeckt, der das Produkt einer seit vielen Jahrhunderten durchgeführten Düngung der landwirtschaftlichen Flächen mit einer Mischung aus kalkhaltigem Löß, Ernterückständen und Kompost darstellt. Tonmineralogisch sind die holozänen Böden durch eine starke Illit-Dominanz gekennzeichnet, Smekтите (vererbte wie auch pedochemisch gebildete) hingegen spielen auch in der Feintonfraktion <0,2 μm nur eine sehr untergeordnete Rolle. Der pedochemischen Illit-Bildung steht ein Abbau der primären Phyllosilikate, die zu ca. 80% aus eisenarmen Glimmern gebildet werden, gegenüber.

Die zahlreichen interglazialen Böden der Löß-Paläobodenabfolge weisen eine genetische Spannbreite von Tschernosemen (z.B. S1, S2, S3, S6, S11, S13) über Braunerden (S7, S8, S9, S10, S12 und S14) und Braunerde-Lessivés (S4, S5) bis hin zu einem ältestpleistozänen (ca. 2,4 Mill. Jahre alten, im Grenzbereich der Matuyama/Gauß-Grenze liegenden) rubefizierten erdigen Braunlehm (Red Clay) auf (s. Abb. 1). Während die fossilen Tschernoseme unter einem dem Holozän ähnlichen Klima entstanden sind, weisen die Braunerden und Braunerde-Lessivés und besonders der rubefizierte erdige Braunlehm auf feuchteres und wärmeres Klima während der entsprechenden Interglaziale hin (BRONGER and HEINKELE 1989 a,b). Der qualitative Tonmineralbestand ist in den genetisch recht verschiedenen Paläoböden überraschend ähnlich: so sind nicht nur in dem fossilen Tschernosem S1, sondern auch in den

¹ Geographisches Institut der Universität, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

² Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität, Olshausenstr. 40, 2300 Kiel

Braunerde-Lessivés S4 und S5 stets Illite dominierend. Die Smektit-Gehalte sind, im Gegensatz zu genetisch vergleichbaren europäischen und nordamerikanischen Lößböden (BRONGER 1966, 1976, 1989) in den Fraktionen 2-0,2 μm und $<0,2 \mu\text{m}$ sehr gering. Lediglich in dem obersten Boden des basalen Red Clay-Bodenkomplexes werden höhere Smektit-Gehalte angetroffen (BRONGER and HEINKELE 1989a). Die Lössе als Ausgangsmaterial der untersuchten fossilen Böden (S1, S4, S5, Red Clay) weisen eine mehr oder weniger starke vertikale sedimentäre Inhomogenität auf, kenntlich an inkonstanten Quarz-Gewichtsprozent-Summen. Daher ist bei diesen Böden eine Bilanzierung und damit Aussagen über Art und Ausmaß der Mineralverwitterung und Tonmineralbildung nicht möglich. Dennoch läßt sich feststellen, daß selbst in dem basalen Red Clay-Komplex (s. Abb. 1) an der Plio/Peistozän-Grenze (fast) keine Kaolinite pedogen gebildet worden sind (BRONGER and HEINKELE 1989a).

Danksagung

Die Untersuchungen wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG Br 303/20-1-2) gefördert, wofür wir unseren Dank sagen.

Literatur

- BRONGER, A. 1966. Lössе, ihre Verbraunungszonen und fossilen Böden - ein Beitrag zur Gliederung des oberen Pleistozäns von Südbaden. Schriften d. Geograph. Instituts der Universität Kiel, 25/2,1-113.
- BRONGER, A. 1976. Zur quartären Klima- und Landschaftsgeschichte des Karpatenbeckens auf paläopedologischer und bodengeographischer Grundlage. (13 Abb., 24 Farbbilder). Kieler Geographische Schriften, 45,1-268.
- BRONGER, A. 1989. Argillic horizons in modern loess soils in an ustic soil moisture regime? Comparative studies in forest steppe and steppe areas from Eastern Europe and the USA. *Advances in Soil Science*. (in press)
- BRONGER, A. & HEINKELE, T. 1989 (a). Micromorphology and genesis of paleosols in the Luochuan loess section, China: Pedostratigraphical and environmental implications. *Geoderma*. 45. (in press)
- BRONGER, A. & HEINKELE, T. 1989 (b). Paleosol Sequences as Witnesses of Pleistocene Climatic History. *Catena Suppl.* 16, 163-186.
- HELLER, F. & LIU, T. S. 1984. Magnetism of Chinese loess deposits. *Geophys. Journal Royal astr. Soc.* 77,125-141.
- IMBRIE, J., HAYS, J. D., MARTINSON, D. G., MCINTYRE, A., MIX, A. C., MORLEY, J. J., PISIAS, N. G., PRELL, W. L. & SHACKLETON, N. J. 1984. The Orbital Theory of Pleistocene Climate: Support from a Revised Chronologie of the Marine $\delta^{18}\text{O}$ Record. In: BERGER, A., IMBRIE, J., HAYS, J., KUKLA, G. & SALTZMAN, B. (Eds.): *Milankovitch and Climate*, 269-305.
- LIU, T. S. (Ed) 1985. *Loess and the environment*. Beijing:China Ocean Press.

Abb. 1: Löß-Paläoboden-Abfolge von Luochuan, Shaanxi

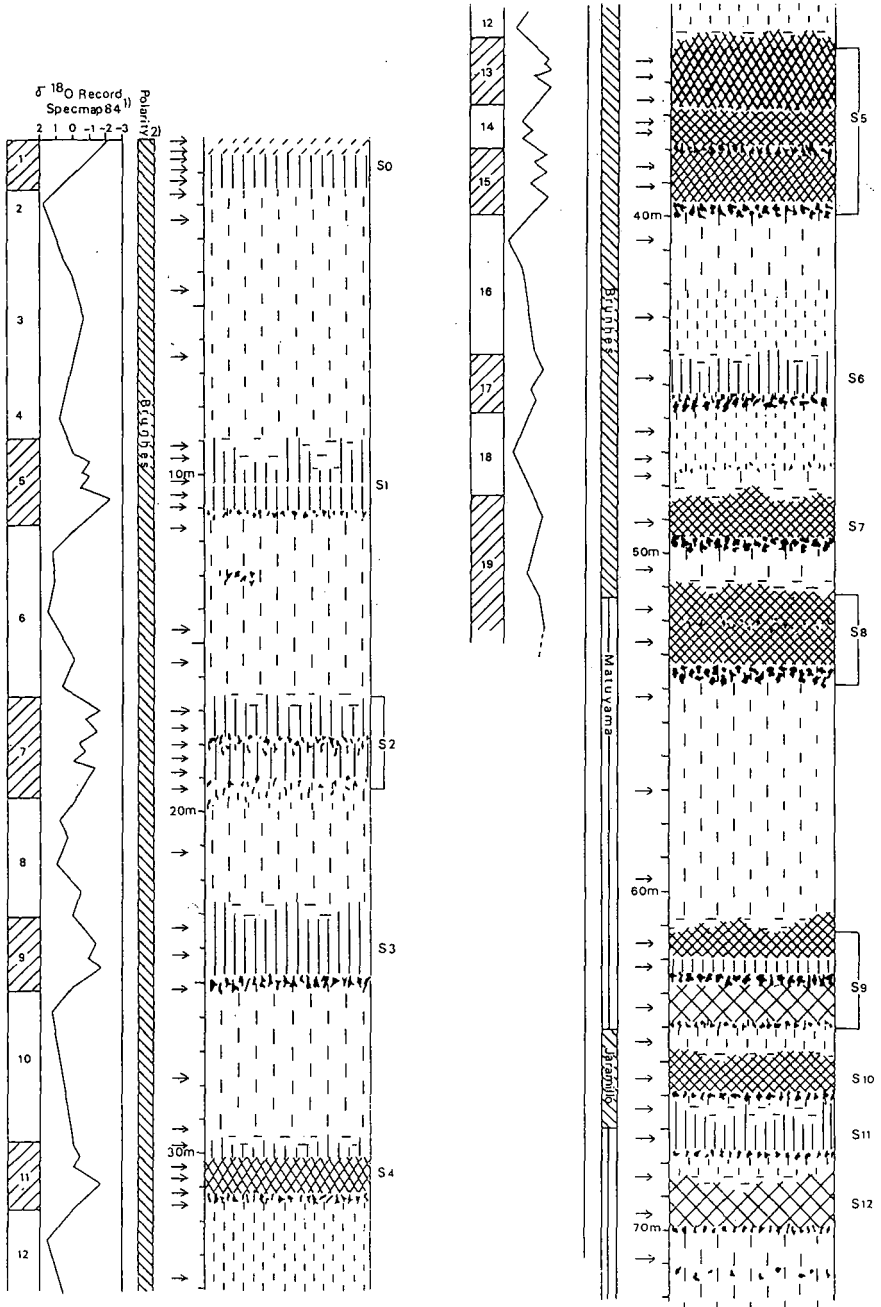
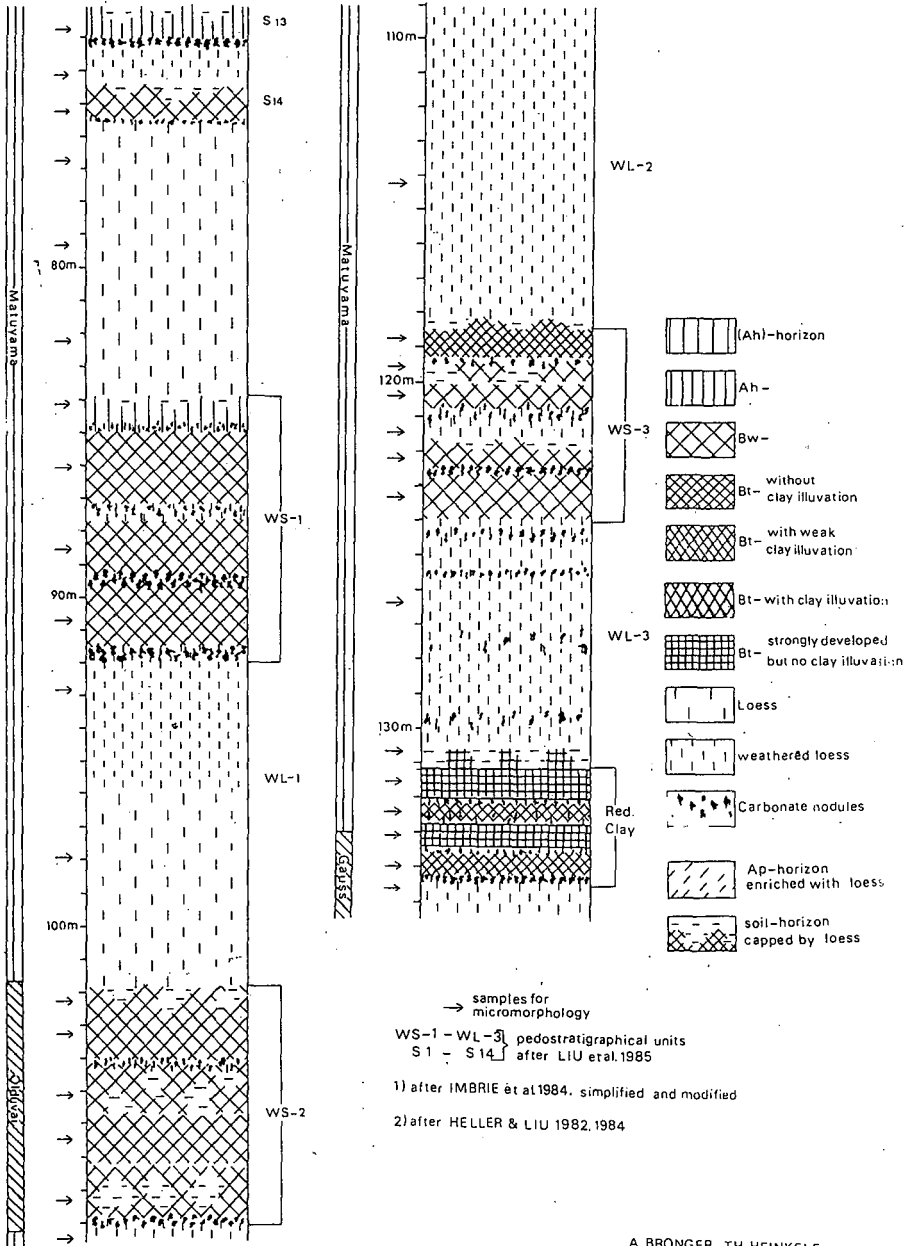


Abb. 1 Forts.



Untersuchungen zur Flächenvariabilität bodenkundlicher Basisdaten
in einem Beispielsgebiet im nördlichen Harzvorland

von

+)

Hennings, V.

1. Zielsetzung

Untersuchungen im Rahmen eines zum Sonderforschungsbereich 179 gehörenden Teilprojekts hatten zum Ziel, die Flächenvariabilität bodenkundlicher Basisdaten in ihrer Bedeutung für die Abgrenzung und Inhaltsbeschreibung bodenkundlicher Kartiereinheiten zu erfassen. Da das SFB-Untersuchungsgebiet, ein ca. 15 km² großes, zwischen Salzgitter und Goslar im nördlichen Harzvorland gelegenes Einzugsgebiet, bereits vor Beginn der SFB-Arbeiten im Rahmen der routinemäßigen bodenkundlichen Landesaufnahme bearbeitet worden war, bot sich die Möglichkeit, an einem durch LÖR-, Ton- und Festgesteinsböden geprägten Beispielsgebiet die Frage zu beantworten, mit welcher taxonomischen Variabilität bzw. welcher Merkmalsvariabilität die nach traditioneller Kartiertechnik abgegrenzten Raumeinheiten verbunden sind. Folgende zwei Ziele standen im Mittelpunkt:

- (a) Beurteilung der arealstrukturellen Variabilität der Kartiereinheiten der bestehenden Bodenkarte 1 : 25.000 (BK 25),
- (b) Bewertung des bodenkundlichen Interpretationspotentials verschiedener Informationsebenen (Bodenschätzung, Einheiten der Geologischen Karte 1 : 25.000, morphographische Einheiten aus digitalen Reliefmodellen, Nutzungszustand aus historischen Karten) als Eingangsdaten räumlicher Vorhersagemodelle.

Beide Fragestellungen zielen darauf ab, die im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme aktuell praktizierte und für die Zukunft geplante Kartiertechnik zu bewerten. Kriterium ist die richtige Ansprache des Haupttyps in den Kartiereinheiten routinemäßig produzierter Bodenkarten.

2. Material und Methoden

Konzept der Datenerhebung

Der bisher angewandte Verfahrensgang berücksichtigt für die Teilkonzeptkarte, die bei der Geländearbeit zur Erstellung der BK 25 verwandt wird, als einzige automatisch verarbeitete Eingangsdaten die Profilbeschreibungen der Bodenschätzung (BENNE et al., 1983, BENNE & HEINEKE, 1987). Die zukünftig geplante Arbeitsweise verwertet zusätzliche Informationen zu Geologie, Relief, Klima und historischer Nutzung im Rahmen eines räumlichen Vorhersagemodells (HEINEKE, KLEEFISCH & OELKERS, 1987). Um diese Vorgehensweise bewerten zu können, wurden vor Beginn der Datenerhebung die unter 1.b) genannten Informationsebenen überlagert. Gemäß Abb. 1 wurde in jedem Flächensegment gleicher Eingangsdatenkombination mindestens eine Bohrung durchgeführt, was einer Erhebungsdichte von ca. 3-5 Bohrungen / ha entspricht. Die als Ergebnis dieser Detailkartierung gewonnenen Bohrbefunde dienen als Grundlage der unter 3. folgenden Auswertungen.

Maßzahlen zur Charakterisierung der arealstrukturellen Variabilität

Zur Charakterisierung der arealstrukturellen Variabilität wurden mehrere Maßzahlen unterschiedlichen Aussagegewerts herangezogen (Tab. 1). Der räumliche Heterogenitätsindex, zitiert nach ALTMANN & HAASE (1984), errechnet sich aus der Zahl der Leit- und Begleittope und ist somit ein Maß ohne Bezug zur Flä-

+) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 3 Hannover 51

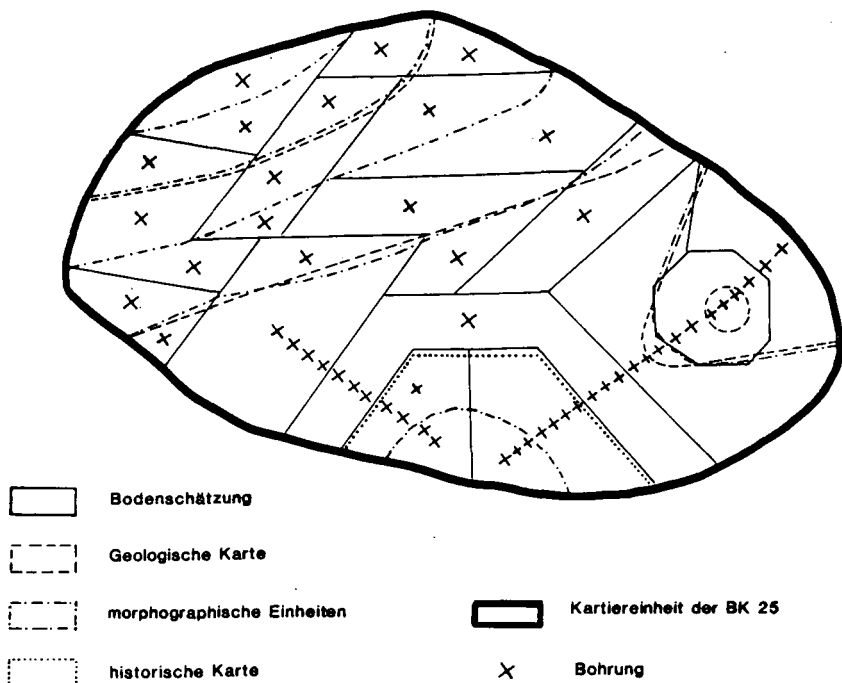


Abb. 1: Darstellung des Kartierkonzepts

chengröße. Der gewichtete Kontrast-Index, ermittelt in Anlehnung an einen Vorschlag von AMOS & WHITESIDE (1975), quantifiziert die Abweichung der in einer Kartiereinheit auftretenden Bodentypen vom in der Kartenlegende ausgewiesenen Leittyp und stellt damit eine Maßzahl für die Kartengüte dar. Die Heterogenitätsstufe entstammt einem Entwurf zum Datenschlüssel Bodenkunde, Teil II: Flächeninhaltsbeschreibung (Nlfb, 1986). Ein Maß mit direktem Flächenbezug ist die Zahl der (Pedo)Tope pro km².

3. Ergebnisse

zu a)

Für Tab. 1 wurden die Befunde aus 12 Kartiereinheiten ausgewertet, die für das pedologische Inventar des Untersuchungsgebietes repräsentativ sind. Auffällig ist die weite Spanne, die die Flächenanteile der Leittypen umfassen. Als Ergebnis einer Grobgliederung lassen sich 3 Gruppen unterscheiden: vergleichsweise homogene Kartiereinheiten mit richtiger Kennzeichnung des Leittyps in der BK 25 (z.B. ST3-, S3-Einheit etc.), vergleichsweise heterogene Kartiereinheiten, deren dominanter Leittyp in der BK 25 ebenfalls korrekt ausgewiesen wird (D4-Einheit) und drittens Einheiten, die trotz geringer Arealheterogenität in der BK 25 falsch charakterisiert werden (SB3- und R4-Einheit). Letzgenannte Gruppe ist an niedrigen Heterogenitätsindizes bei gleichzeitig hohen Kontrast-Indizes erkennbar. Diese "Fehler" in der bestehenden Bodenkarte sind mit kleinräumig wechselndem Ausgangsmaterial der Bodenbildung sowie der aktuell praktizierten Kartiertechnik zu erklären, nach der die Übersetzung der Bodenschätzungsdaten nur mit ca. 15-30 Bohrungen pro Kartenblatt des Maßstabs 1 : 5000 überprüft werden.

Tab. 1: Maßzahlen der arealstrukturellen Variabilität in 12 untersuchten Kartiereinheiten der BK 25

Leittyp der Kartiereinheit	Flächen- größe	Flächenanteil des Leittyps	Heterogenitäts- stufe (1 - 5)	räumlicher Heterogenitäts- index (0 bis ∞)	Zahl der Tope	Zahl der Tope je km²	gewichteter Kontrast-Index (0 bis 300)
ST3	70,4 ha	62,6 %	3	3	5	7,1	111
TL3	85 ha	90,7 %	1	11	19	22,4	51
TL3	33,5 ha	75,3 %	2	6	10	29,9	81
L2	24,4 ha	56,7 %	3	8	14	57,4	118
SL3	36,4 ha	63,3 %	3	9,5	16	44	110
S3	12,1 ha	66,6 %	3	9	12	99,4	116
S3	12,3 ha	91,7 %	1	6,5	8	64,9	47
S3	30,7 ha	96 %	1	10,5	13	42,3	52
D4	86,7 ha	36,2 %	4	57	85	98	207
SB3	15,5 ha	9,4 %	5	7	11	70,8	272
BR3	25,8 ha	62,8 %	3	5,5	10	38,8	96
R4	20,4 ha	15,2 %	5	9	14	68,6	254

Legende der verwendeten Bodentypabkürzungen in Tab. 1 und Abb. 2 und 3

T = Schwarzerde,	ST3 = mittlere Pseudogley-Schwarzerde
L = Parabraunerde,	TL3 = mittlere Schwarzerde-Parabraunerde
	SL3 = mittlere Pseudogley-Parabraunerde
	L2 = flache Parabraunerde
B = Braunerde,	SB3 = mittlere Pseudogley-Braunerde,
K = Kolluvium	
Z = Pararendzina	
R = Rendzina,	R4 = tiefe Rendzina,
	BR3 = mittlere Braunerde-Rendzina
D = Pelosol,	D4 = tiefer Pelosol,
	RD = Rendzina-Pelosol
S = Pseudogley,	S3 = mittlerer Pseudogley

Fazit: Nach gleichem systematischem Niveau abgegrenzte Kartiereinheiten der BK 25 können sich im Ausmaß ihrer arealstrukturellen Variabilität trotz vergleichbarer Flächengröße völlig voneinander unterscheiden. Bodenkundliche Grundlagenkarten sollten daher in ihrer Legende eine Variabilitätsangabe beinhalten.

zu b)

In Abb. 2 und 3 wird additiv zu den Daten der Bodenschätzung das bodenkundliche Interpretationspotential weiterer Informationsebenen exemplarisch in 2 der untersuchten BK 25-Kartiereinheiten bewertet. Im Haupttyp korrektes Vorhersageergebnis wird durch dunkle Schraffur symbolisiert. Von seiten der Profilbeschreibungen der Bodenschätzung werden die Ergebnisse der NLFB-internen "Übersetzungsschlüssel" in den Versionen von 1984 und 87 sowie das Resultat einer allein um formale Fehler korrigierten Übersetzung einander gegenübergestellt. Die "digitale bodenkundliche Basisdatei" stellt das Endergebnis der routinemäßigen bodenkundlichen Landesaufnahme dar, nach der systematische Fehldeutungen in den Übersetzungen der Profilbeschreibungen der Bodenschätzung auf der Basis punkthafter Kontrollbohrungen im Gelände zu eliminieren versucht wurden.

Die D4-Einheit in Abb. 2 mag als Beispiel dafür dienen, daß sich die Einbeziehung geologischer Informationen positiv auf die Güte des Vorhersageergebnisses auswirken kann. Die zusätzliche Berücksichtigung des Inhaltes historischer Karten erhöht die Trefferquote bei den Pseudogleyen, jedoch wird dieser Effekt durch fehlerhafte Umdeutungen bei Pelosolen und Rendzina-Pelosolen insgesamt überkompensiert.

Die SL3-Einheit in Abb. 3 verdeutlicht, daß in Einzelfällen die Daten der Bodenschätzung fast das gesamte bodenkundliche Interpretationspotential beinhalten. Weder stark erodierte Lössböden in Form von Braunerden und Pararendzinen in Oberhanglagen noch Kolluvien als ihr Umlagerungspendant in Unterhanglagen sind mit Hilfe zusätzlicher Informationsebenen identifizierbar. Der Restfehler in Höhe von ca. 40 % der Gesamtfläche ist als ein den Bodenschätzungsdaten inhärenter Fehler anzusehen.

Faßt man die Ergebnisse aus allen Kartiereinheiten zu einem Diagramm wie in Abb. 4 zusammen, so ergibt sich folgendes Fazit:

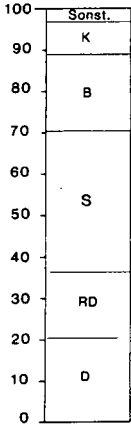
- den weitaus größten Teil der auf interpretativem Wege erzielbaren bodenkundlichen Interpretation enthalten die Daten der Bodenschätzung.
 - Die additive Einbeziehung geologischer Informationen bietet selektive Verbesserungsmöglichkeiten, im Beispielsgebiet vor allem bei der richtigen Ansprache von Pelosolen.
 - Die additive Einbeziehung von Reliefinformationen kann vor allem die Identifikation von Kolluvien verbessern.
 - Die additive Einbeziehung der in historischen Karten enthaltenen Informationen bietet selektive Verbesserungsmöglichkeiten in Bodengesellschaften mit hydromorphem Haupttyp.
 - Nach Ausnutzung aller verfügbaren bodenkundlich interpretationsfähigen Informationsebenen verbleibt ein Restfehler von ca. 36 %.
- Alle Befunde können nur für ein durch LÖB-, Ton- und Festgesteinsböden geprägtes Beispielsgebiet im submontanen Bergland Gültigkeit beanspruchen; in Landschaftsausschnitten der Hohen und Niederen Geest sind möglicherweise völlig andere Ergebnisse zu erwarten.

Abb. 2 und 3: Bewertung des bodenkundlichen Interpretationspotentials von 4 Informationsebenen für die Funktionsweise eines räumlichen Vorhersagemodells, dargestellt an 2 ausgewählten Kartiereinheiten der BK 25

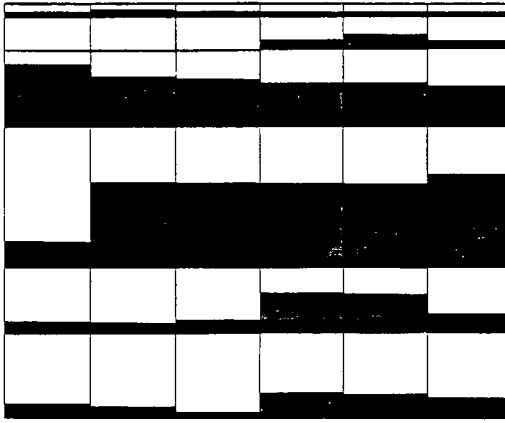


Abb. 2
Flächen-
anteil
in %

Kartierbefund



D4-Einheit



Inhalt der
"Digitalen
Bodenkundlichen
Basisdatei"



alle Übersetzung (1984) neue Übersetzung (1987) korrigierte Übersetzung + Geologie + Morphographie + historische Nutzung

der Bodenschätzung

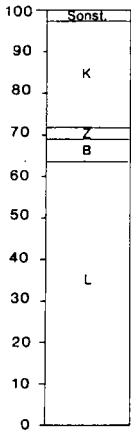


korrekt beurteilter Flächenanteil

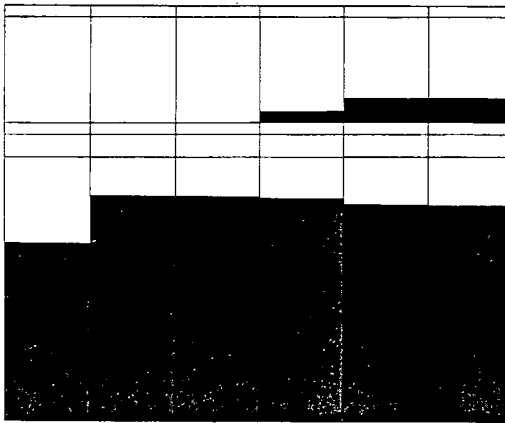
Abb. 3

Flächen-
anteil
in %

Kartierbefund



SL3-Einheit



Inhalt der
"Digitalen
Bodenkundlichen
Basisdatei"



alle Übersetzung (1984) neue Übersetzung (1987) korrigierte Übersetzung + Geologie + Morphographie + historische Nutzung

der Bodenschätzung

Flächenanteil
korrekter Vorhersage
des Bodentyps
in %

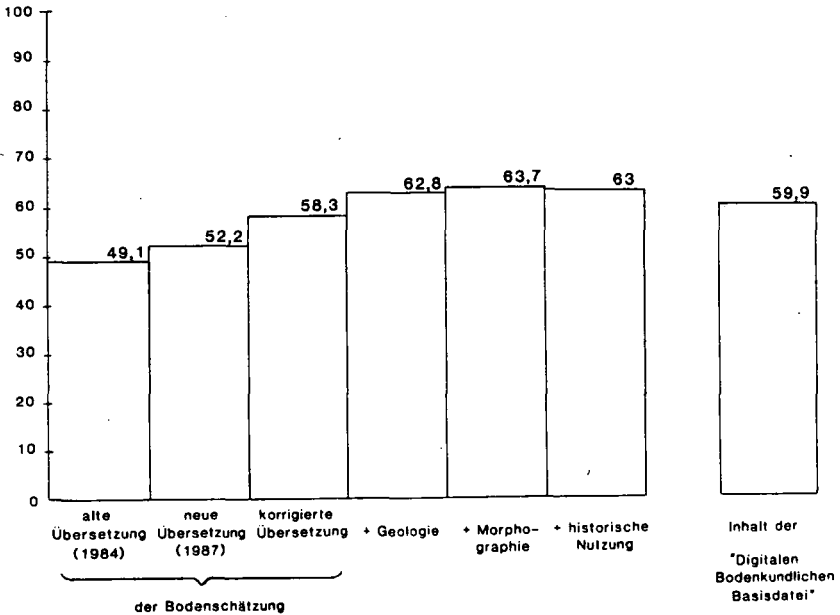


Abb. 4: Bewertung des bodenkundlichen Interpretationspotentials von 4 Informationsebenen für die Funktionsweise eines räumlichen Vorhersagemodells, dargestellt an der Gesamtfläche aller untersuchten Kartiereinheiten der BK 25

Literatur

ALTMANN, R. & HAASE, G. (1984): Merkmalsvariabilität, Kontrast und Arealheterogenität als Eigenschaften der Landschaftsstruktur. - Wiss. Mitt. Inst. f. Geogr. u. Geoökol. AdW d. DDR, 11, 121-136, Leipzig.

AMOS, D.F. & WHITESIDE, E.P. (1975): Mapping accuracy of a contemporary soil survey in an urbanizing area. - Soil Sci. Soc. Am. Proc., 39, 937-942.

BENNE, I. & HEINEKE, H.-J. (1987): Die Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 89-94.

----, LAUKART, W., OELKERS, K.-H. & SCHIMPF, U. (1983): Realisierung der DV-gestützten Herstellung bodenkundlicher Karten unter besonderer Berücksichtigung der Bodenschätzung. - Geol. Jb., A 70, 103-118.

HEINEKE, H.-J., KLEEFISCH, B. & OELKERS, K.-H. (1987): Entwicklungstendenzen bei der rechnergestützten Konstruktion großmaßstäbiger Bodenkarten am Beispiel Niedersachsens. - Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 35-38.

NLfB (1986): Datenschlüssel Bodenkunde, Teil II: Flächeninhaltsbeschreibung. - Unveröffentl. Manuskript, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover.

Tonfreisetzung und äolische Depositionen in Kalksteinverwitterungsböden der Algarve (Südportugal)

von

Jahn, R., M. Zarei, I. Schiller und K. Stahr ¹⁾

1. Problemstellung

Die Entstehung der im Mediterranraum auf Kalkstein vorkommenden Böden wird im wesentlichen auf die Lösung der Kalksteine, der Akkumulation des Lösungsrestes (BARSHAD et al., 1956; RAVIKOVITCH, 1967; VERHEYE, 1973) und Rubefizierung durch die sog. Entkalkungsrötung (KRUSE & MEYER, 1970) zurückgeführt, wobei pedogenetische Prozesse den in den Kalksteinen vorkommenden Mineralbestand noch verändern können. Für mächtige rote Böden müßten hierfür teilweise die Lösungsreste von mehr als 100 m mächtigem Kalkstein während einer erheblichen Zeitspanne (mehrere 100 000 bis Millionen Jahre) residual angereichert werden, so daß auch eine klastische Zufuhr allochthonen Materiales wahrscheinlich wird. Die in Oberböden häufig anzutreffende größere Schluff/Ton Quotienten gegenüber den Unterböden legen dagegen eine Zufuhr äolischer Komponenten (YAALON & GANOR, 1973) nahe.

Im Folgenden wird versucht für einige Böden Südportugals (Calcic und Gleyic Cambisols, Chromic Luvisols, Eutric Nitosol) die Genese aus dem Lösungsrest der unterliegenden Kalksteine zu verifizieren sowie auf ausgewählten Standorten den möglichen äolischen Eintrag zu quantifizieren.

2. Untersuchungsgebiet und Böden

Die Gesteine des Untersuchungsgebietes zwischen Sta. Barbara und Estói in Südportugal (≈ 10 km nördlich Faro) in der Höhenlage von 70 bis 300 m NN sind Mergel, Kalksteine und Dolomite des mittleren und oberen Jura (Bathon bis Kimmeridge) die teilweise tektonisch stark verstellt sind (SERVIÇOS GEOLÓGICOS DE PORTUGAL, 1985). Der mittlere Jahresniederschlag beträgt ca. 600mm, die mittlere Jahrestemperatur ca. 17°C (FARIA et al., 1981). Die Hügelregion wird vor allem im Trockenfeldbau (Oliven, Feigen, Wein, Johannisbrot) bewirtschaftet, steilere Hänge sind mit unterschiedlichen Sukzessionsstufen der Garigue bedeckt.

Auf massiven (teilweise verkarsteten) Kalksteinen und Dolomiten wird das Bodenmuster vor allem von Felsaufragungen, Eutric Regosols, Rendzinas (Oberhänge), Chromic Luvisols (Mittel- und Unterhänge), vereinzelt auch Eutric Nitosols (Übergang zur Küstenebene) gebildet. Auf Mergeln wurde dagegen eine Abfolge von Calcic Regosols, Rendzinas (Oberhänge) Calcic/ Gleyic Cambisole (Mittelhänge) und Eutric Cambisole (Unterhänge) gefunden (JAHN et al., 1988; und 1989).

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

3. Methoden

- Bestimmung der Korngrößenverteilung nach HCl H₂O₂ und Ultraschallbehandlung nach SCHLICHTING & BLUME, 1966.
- Röntgenfluoreszenzanalytische Bestimmung der Gesamtgehalte an Schmelztabletten.
- Bestimmung der Karbonate durch HCl lösliches Fe, Mg, Ca, Kontrolle durch Bestimmung des Carbonat-C mit der Wösthoff Apparatur (SCHLICHTING & BLUME, 1966).
- Differentialthermoanalytische Bestimmung von Quarz durch Flächenauswertung des endothermen Peaks bei 573°C.
- Röntgenbeugungsanalytische Bestimmung der Tonminerale an Texturpräparaten (<2µm) durch Flächenauswertung der Diagramme.

4. Verwandtschaft der Böden mit dem unterliegenden Gestein

Um einen Überblick zu bekommen inwieweit die Böden des Untersuchungsgebietes sich dem Kalklösungsrest ihrer unterliegenden Gesteine zuordnen lassen, wurden mehrere Unterböden mit dem anstehenden Gestein beprobt. Alle beprobten Profilsegmente wiesen morphologisch keine Anzeichen fluvialer oder fluidaler Schichtung auf.

Um die Verwandtschaft eines Bodens mit dem vermuteten Ausgangsgestein nachzuweisen muß zunächst das Ausgangsgestein des Bodens rekonstruiert, bzw. ein Vergleich zwischen Boden und Gestein anhand von sog. Indexmineralen bzw. Indexelementen wie Quarz, Zirkon, Turmalin bzw. Ti und Zr durchgeführt werden (MARSHALL & HASEMAN, 1942; SCHLICHTING & BLUME, 1961, ALAILY 1972 und 1984). Für diese Untersuchung wurden Textur, Tonmineralbestand und die Si/Al und Al/Ti Quotienten (wegen der teilweise hohen Karbonatgehalte sind Elementquotienten besser geeignet als -gehalte) verwendet (Tab.1).

Betrachtet man zunächst die mineralogischen Daten (Tab.1), so weisen nur die Böden I_A, II₁ und II₂ einen ähnlichen Tonmineralbestand auf wie die anstehenden Gesteine. In II₂ ist allerdings zu beachten, daß im Gestein Quarz vorkommt, im Boden jedoch nicht. Beispiel III ist nur noch ähnlich. In IV_A und V_A dagegen sprechen sowohl die Quarzgehalte wie auch der Tonmineralbestand gegen eine überwiegende Bildung aus dem anstehenden Gestein. Unter ähnlich wird hier verstanden, daß die selbe Tonmineralgarnitur vorhanden ist und die Quantitäten nicht sehr stark voneinander abweichen. Diese Forderung muß erhoben werden, da aus dem Kalksteinlösungsrest keine intensive Tonmineralneubildung erwartet wird, also im wesentlichen nur Umbildungen während der Bodenbildung erfolgen kann. Da die Böden keine Merkmale sehr intensiver Verwitterung (Entbasung wesentlich über Dekarbonatisierung hinausgehend, relative Anreicherung von Fe und Al) anzeigen, kann z.B. keine starke Kaolinitisierung angenommen werden.

Betrachtet man die Boden/Gesteins Quotienten der Tongehalte (jeweils karbonatfrei bestimmt) sind sich Boden und Gestein von I bis III, sowie V_B und VI sehr ähnlich. Es zeigt sich jedoch, daß der Tongehalt ein nur wenig die Ähnlichkeit bestimmendes Merkmal ist, sofern Gesteine mit sehr hohem Tongehalt im Lösungsrest anstehen. So könnte nahezu jeder Boden von einem beliebigen Kalkstein mit >70% Ton im Lösungsrest stammen.

Tabelle 1: Kennzeichnende Merkmale von Unterböden und anstehendem Gestein

Nr.	Bodentyp/Gestein	Proben- tiefe cm	Farbe (Munsell)	MeCO ₃ %	Q	K	I	I/S	S	Ton B/G %	Si _t /Al _t B/G	Al _t /Ti _t B/G
IA B	Calcic Cambisol	67-79	10 YR 7/6	38.3	+	7	14	15	63	82	2.5	187.0
IA G	weicher Mergel (J 2c)	130-136	2,5 Y 6/6	57.5	+	15	22	13	49	80 1.0	2.6 1.0	69.2 2.7
IB B	Calcic Cambisol	143-153	2,5 Y 6/4	46.0						77	2.9	16.0
IB G	weicher Mergel (J 3-4)	185-195	2,5 Y 5/2	52.1						72 1.1	3.3 0.9	16.7 1.0
II ₁ B	Chromic Luvisol	32-38	5 YR 5/6	35.2	+	2	38	15	44	71	2.6	20.8
II ₁ G	mergeliger Kalk (J 3-4)	30-40	5 Y 5/1	81.7	+	1	26	13	60	70 1.0	3.3 0.8	19.2 1.1
II ₂ B	wie oben	43-47	7,5 YR 5/6	16.6	-	1	35	14	50	82	2.2	35.2
II ₂ G	wie oben	40-50	10 YR 6/6	70.0	+	1	26	13	60	72 1.1	2.7 0.8	23.4 1.5
III B	Chromic Luvisol	108-113	2,5 YR 4/6	0.0	-	43	45	12	0	83	1.5	20.2
III G	Dolomit (J 2b)	125	10 R 4/4	96.6	-	66	34	0	0	73 1.1	1.1 1.4	30.1 0.7
IV _A B	Chromic Luvisol	34-40	5YR 5/6	2.2	+	25	36	23	16	61	2.6	21.4
IV _A G	sand. merg. Kalk (J 2b)	50	10 YR 7/8	79.7	+++	84	16	0	0	28 2.2	8.9 0.3	35.0 0.6
IV _B B	Chromic Luvisol	24-33	7,5 YR 3/4	3.1						25	1.9	17.8
IV _B G	Sand-/Kalkstein (J 3-4)	40	10 YR 6/8	63.3						2 12.0	13.9 0.1	13.0 1.4
VA B	Chromic Luvisol	88-95	5 YR 5/6	0.0	-	43	28	19	10	76	1.6	19.4
VA G	Kalkstein (J 3-4)	105	10 YR 6/8	95.7	+	0	31	10	59	38 2.0	2.6 0.6	57.3 0.3
VB B	Chromic Luvisol	83-90	5 YR 3/4	0.0						72	5.8	17.0
VB G	Kalkstein (J 3-4)	100	2,5 Y 7/6	95.1						75 1.0	2.1 2.8	54.7 0.3
VI B	Chromic Luvisol	35-43	2,5 YR 4/6	0.0						83	1.2	20.8
VI G	Kalkstein (J 2?)	51	2,5 YR 5/4	96.4						75 1.1	4.1 0.3	19.5 1.1
VII B	Chromic Luvisol	63-69	2,5 Y 5/4	0.0						48	2.6	13.0
VII G	Kalkmergel (J 2b)	75	10 YR 5/8	65.9						65 0.7	3.8 0.7	93.2 0.1

MeCO₃ = FeCO₃+MgCO₃+CaCO₃, Q = Quarz, K = Kaolinit, I = Illit, I/S = Illit/Smectit Wechsellagerung, S = Smectit, B/G = Boden/Gesteins Quotient

Mit dem Boden/Gesteinsquotienten von Si_t/Al_t stellen sich wiederum die Beispiele I und II als ähnlich heraus. Zieht man noch den Boden/Gesteinsquotienten von Al_t/Ti_t hinzu, können nur noch die Beispiele I_B und II_1 , eventuell noch II_2 und III als ähnlich bezeichnet werden. VI hat ebenfalls einen Quotienten von 1,1, es weichen jedoch die Si_t/Al_t Quotienten von Boden und Gestein sehr stark voneinander ab.

Als generelle Tendenz zeichnet sich hierbei ab, daß mit sehr hohem Karbonatgehalt der Gesteine (>90%) nur selten eine Ähnlichkeit zwischen Boden und anstehendem Gestein besteht. Bei geringeren Karbonatgehalten dagegen ist die Wahrscheinlichkeit größer. Erklärbar ist dies mit der notwendigen höheren Gesteinsmächtigkeit zur Bodenbildung und den damit verbundenen Bildungszeiträumen. Zum einen ist nicht zu erwarten daß Gesteine mit großer Mächtigkeit und sehr homogenem Stoffbestand vorhanden sind, zum anderen muß mit zunehmender Bodenbildungsdauer auch mit einer größeren Wahrscheinlichkeit von Boden-Umlagerungen gerechnet werden. Von den 11 untersuchten Beispielen weisen nur zwei (I_B und II_1) ein hohes und 3 weitere (I_A , II_2 und III) ein mittleres Ähnlichkeitsmaß auf. In allen anderen Fällen sind mehr oder weniger große Beimengungen allochthonen (sehr wahrscheinlich aber auch aus Kalksteinen entstanden) Materiales enthalten, die sich nur bei Kenntnis des Stoffbestandes aller im Untersuchungsgebiet vorkommender Gesteine quantifizieren ließen.

5. Äolische Beimengungen

Auch während der gegenwärtigen klimatischen Bedingungen treten Stäube in erheblichen Konzentrationen in der Atmosphäre auf. Nach CHESTER (1989) können weltweit über den Meeren Konzentrationen von 10^3 bis $10^{-3}\mu\text{g}/\text{m}^3$ festgestellt werden. Über dem Mittelmeer beträgt die durchschnittliche Konzentration 1 bis $10\mu\text{g}/\text{m}^3$, wobei häufig recht hohe Konzentrationen in von der Sahara ausgehenden Staubstürmen festzustellen sind. CHESTER unterscheidet für das Mittelmeer eine von Süden eingeblassene Saharische Quelle, die an Tonmineralen vor allem Illit (56%), Kaolinit (33%) und nur wenig Chlorit und Smectit enthält, sowie eine von Osten eingeblassene Europäische Quelle die vor allem Smectit enthält. Neben Ton enthalten die Stäube im Mittelmeerraum ebenfalls Quarz und Karbonate (YAALON & GANOR, 1973). Nach GERSON et al. (1984) weist der atmosphärische Staub in Israel 0-20% Sand, 40-90% Schluff und 10 bis 60% Ton auf. Von der Quelle-Senke Distanz können für Südportugal ähnliche Verhältnisse angenommen werden, wobei die gröbere Fraktion eher geringer sein dürfte, da im Süden keine nahegelegenen Quellen vorhanden sind.

Da nun äolische Depositionen in Portugal alle Tonminerale enthalten die auch in autochthonen Böden vorkommen, ist eine Quantifizierung der Einträge über den Tonmineralbestand wenig zweckmäßig. Eher kann eine Quantifizierung über Quarz erfolgen, da die Kalksteine keinen oder nur wenig Quarz enthalten. Allerdings ist auch der genaue Quarzanteil äolischer Depositionen in Südportugal unbekannt. Nach den oben genannten Daten könnte er bei etwa 50% liegen.

Der Quarzanteil der untersuchten Böden wurde hierbei getrennt in den Kornfraktionen $<30\mu\text{m}$, $30-200\mu\text{m}$ und $200-2000\mu\text{m}$ bestimmt (Tab.2). Dadurch ist es möglich lokale Quarzkomponenten die fluvial in die Böden gelangt sind zu erkennen, da sie überwiegend in der $>200\mu\text{m}$ Fraktion sein müßten.

Tabelle 2: Quarzgehalt in den karbonathaltigen Fraktionen <30µm, 30-200µm und 200-2000µm

	Tiefe cm	<30µm		30-200µm		200-2000µm		<2000µm Σ Quarz 1)
		andere Minerale	Quarz	andere Minerale	Quarz	andere Minerale	Quarz	
in % von karbonathaltiger Feinerde								
Eutric Nitosol (Rodriguez) auf Dolomit								
Ap	0-22	64	3	5	5	11	13	20
Bt1	-40	82	1	4	2	7	4	7
Bt2	-70	85	0	5	1	7	3	4
Bt3	-100	86	0	4	1	6	3	4
Bt4	-150	92	0	5	0	2	1	2
Rbt	-160	63	0	7	0	30	0	0
Chromic Luvisol (Guilhim) auf Dolomit								
Ah	0-20	76	2	5	2	13	2	6
Bt1	-50	90	0	4	2	2	1	3
Bt2	-100	80	1	6	1	11	1	3
Gleyic Cambisol (Rato) auf Mergel								
Ap	0-17	72	0	16	0	12	0	0
Bw	-38	77	0	15	0	8	0	0
Bc	-52	73	0	15	0	12	0	0
C _{ok}	-90	68	0	16	0	15	0	0

1) Durch Rundung 1% abweichender Σ-Wert möglich

Die angeführten Beispiele verkörpern dreierlei Typen. Der Gleyic Cambisol stellt den jüngsten Boden dar, der nur wenig dekarbonatisiert, verlehmt und verbraunt ist (weitere Bodendaten siehe JAHN et al., 1988). In ihm ist noch kein feststellbarer Quarz akkumuliert, was auf das geringe Alter dieses Bodens innerhalb einer stark erodierten Landschaft zurückzuführen ist.

Der Chromic Luvisol beinhaltet insgesamt ca. 47 kg Quarz, davon 33 kg in der Fraktion <200µm die sich auf äolische Einträge zurückführen lassen. Die größeren Komponenten können lokalen Stäuben wie auch fluvialen Einträgen entstammen. Bei einem angenommenen Ton/Quarzverhältnis von 1 dürften also ca. 70 kg, das sind etwas über 5 % der gesamten Bodenmasse, äolisch eingetragen sein.

Der Eutric Nitosol enthält insgesamt 115 kg Quarz, aber hiervon nur 35 kg in der Fraktion <200µm. Der größere Teil (80 kg) befindet sich in der Fraktion 200-2000 µm. Dieser kann auf fluvialen Eintrag zurückgeführt werden, da der Boden in einem Gebiet liegt das von einem quarzitischen Schleier überzogen ist, der während einer Meerestransgression aus dem paläozoischen Norden geschüttet wurde. Quarzitisches Steine fanden sich im Profil auch bis 70 cm Tiefe. Der Chromic Luvisol liegt dagegen deutlich überdem Schüttungskegel und wurde von diesem Ereignis nicht berührt. Die Einarbeitung sowohl der äolischen als auch fluvialen Komponenten in den Boden ist mit der hohen Gefügedynamik dieser Böden zu erklären.

6. Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, daß:

- nur wenige Böden (am ehesten die aus Mergeln) im Stoffbestand dem Bestand der anstehenden Gesteine entsprechen,
- die meisten Böden sind aus dem Kalklösungsrest verschiedener Kalksteine entstanden, die fluvial oder fluidal homogenisiert wurden,
- äolische Beimengungen sind außer in sehr jungen Böden deutlich enthalten und in den gesamten Boden eingemischt,
- lokal können zusätzlich noch fluviale quarzitisches Beimengungen auftreten.

Literatur

ALAILY, F. (1972): Entstehung von Decklehmen auf Lias α -Schichtflächen in Süddeutschland und deren Veränderung durch Bodenbildung. (Dissertation) 103 S., Stuttgart.

ALAILY, F. (1984): Heterogene Ausgangsgesteine von Böden: Die Rekonstruktion und Bilanzierung von Böden aus heterogenen Ausgangsgesteinen. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung, Schriftenr. d. FB Landschaftsentwicklung d. TU Berlin **25**, 236 S., Berlin.

BARSHAD, I., HALEVI, E., GOLD, H.A., & HAGIN, J. (1956): Clay minerals in some limestone soils from Israel. *Soil Sci.*, **81**, 423-447.

CHESTER, R. (1989): Aeolian contribution to recent and past clay sedimentation. Vortrag 9th International Clay Conference, Strasbourg.

FARIA, J.M.R., GODINHO, S., ALMEIDA, M.J.R., & MACHADO, M.S. (1981): O Clima de Portugal, Lisboa.

GERSON, R., AMIT, R. & GROSSMAN, S. (1984): Dust in soils, with special reference to desert terrains. Proceedings, Dust Environment Workshop, S. 117-134, I. U.S. Army Corps of Engineers, Yicksburg, MS. Zitiert in: Field Guidebook "Late cenozoic morphotectonics and effects of climatic changes in the Negev". Workshop on erosion, transport and deposition processes, Jerusalem 1987.

JAHN, R., STAHR, K. & LASSONCZYK, B. (Hrsg.) (1988): Verbreitung, Genese und Standorteigenschaften von Böden im Algarve. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung **55**, Berlin, 177 S.

JAHN, R., PFANNSCHMIDT, D. & STAHR, K. (1989): Soils from Limestone and Dolomite in the Central Algarve (Portugal), their Qualities in Respect to Groundwater Recharge, Runoff, Erodibility and present Erosion. *Catena Supplement* **14**, Cremlingen, S.25-42.

KRUSE, W. & MEYER, B. (1970): Untersuchungen zum Prozeß der Rubefizierung (Entkalkungsrötung) mediterraner Böden am Beispiel kalkhaltiger marokkanischer Küstendünen. Göttinger Bodenkundliche Berichte, **13**, 77-140.

MARSHALL, C. E. & HASEMANN, J. F. (1942): The quantitative evaluation of soil formation and development by heavy mineral studies: a grundy silt loam profile. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* **7**, S. 448-453, Madison, Wisconsin.

RAVIKOVITCH, S. (1967): Soils of the Mediterranean zone of Israel and their formation. *Proc. Conf. Medit. Soils, Madrid*, **1**, 163-171.

SERVIÇOS GEOLÓGICOS DE PORTUGAL (1985): Carta Geológica de Portugal, Folha 53-A Faro.

SCHLICHTING, E. & BLUME, H.-P. (1961): Art und Ausmaß der Veränderungen des Tonmineralbestandes typischer Böden aus jungpleistozänem Geschiebemergel und ihrer Horizonte. *Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenkd.* **95**, S. 227-239, Weinheim.

SCHLICHTING, E. & BLUME, H.-P. (1966): Bodenkundliches Praktikum. 209 S., Hamburg, Berlin.

VERHEYE, W. (1973): Formation, classification and land evaluation of soils in Mediterranean areas with special reference to Southern Lebanon. State University Ghent (Belgium).

YAALON, D. H. & GANOR, E. (1973): The influence of dust on soils during the quaternary. *Soils Sci.* **116**, S. 146-155, New Brunswick, New Jersey.

Bodenkundliche Grundlagen für Landschaftsplanung und Naturschutz an einem
Beispiel aus dem Kreis Herzogtum Lauenburg/SO-Holstein

von Peter Janetzko*

Im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme in Schleswig-Holstein und in Abstimmung mit den Planungs- und Entwicklungszielen der Landesregierung wurden im Kr. Hzgt. Lauenburg/SE-Holstein auf folgenden TK 25-Blättern zwischen Mölln und Schwarzenbek kartiert: 2430 Gudow, 2530 Gresse, 2529 Büchen und 2629 Lauenburg. In Bearbeitung ist z.Zt. Blatt 2429 Siebeneichen. Die bodenkundliche Landesaufnahme wird derzeit noch schwerpunktmäßig in den unterschiedlichen Landschaftsräumen Schleswig-Holsteins unter dem Aspekt der Landbewirtschaftung durchgeführt, berücksichtigt aber zunehmend Fragen des Landschafts-, Umwelt- und Naturschutzes. Sie sollte den Planungsbehörden eine Entscheidungshilfe bei Zielkonflikten geben und zu einem Interessenausgleich führen.

Das o.a. Gebiet umfaßt die Naturräume des östlichen Hügellandes mit den Randbereichen der Ratzeburger Seenplatte und des Stormarner Moränengebietes (Jungmoräne) sowie die Altmoränenlandschaft der Schwarzenbeker Geest mit dem weichselzeitlichen Büchener Sander. Es gehört sowohl in der Niederschlagshöhe, als auch in der jährlichen Klimawasserbilanz (KWBa) um bis zu 200 mm von den Werten an der maritimen geprägten Westküste des Landes unterscheidet.

Den vorgenannten Landschaftseinheiten lassen sich in der Hierarchie der Bodengesellschaften Bodenbezirke zuordnen. Eine weitere Untergliederung ist auf dem Niveau von Bodengefügen (Pedokomplexen) unter geomorphogenetischen Gesichtspunkten möglich. Folgende Teillandschaften u.a. Landschaftsräume mit entsprechenden Pedokomplexen wurden kartographisch im Maßstab 1 : 25 000 dargestellt: Kuppige und wellige Moränenlandschaft, Niedertaulandschaft und Endmoräne im Bereich des östlichen Hügellandes sowie Grund- und Stauchmoräne, Büchener Sander einschließlich der Sanderterrasse und Stecknitzniederung im Bereich der Geest. Auf der Karte wurden ferner glaziär vorgeprägte Strukturlinien (ehemalige Eisloben, subglaziäre Schmelzwasserabflüsse) sowie morphologisch bedeutsame Erosionskanten/-Gebiete und Rohstoffnutzungsflächen dargestellt. Neben der Rohstoffgewinnung wurde dem Natur- und Landschaftsschutz mit der Darstellung des Naturparks (NP) Lauenburgische Seen (Ratzeburger Seenplatte und Büchener Sandplatte) und des Landschaftsschutzgebietes (LSG) Schwarzenbeker Geest Rechnung getragen mit den darin befindlichen, besonders schutzwürdigen Flächen.

* Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstraße 7, 2300 Kiel

In Tab. 2 wurden beispielhaft 13 solcher Flächen mit ihrem Landschaftsbezug und Kriterien ihrer besonderen Schutzwürdigkeit herausgestellt. Teils stehen sie bereits unter Schutz, teils ist ihre Inschutzstellung geplant oder nur vorgeschlagen. Es handelt sich um Gebiete, die der Naturerhaltung dienen (z.B. Artenschutz durch den WWF) oder die als geologisch schutzwürdige Objekte (Geoschob-Kataster) bereits registriert sind oder dafür vorgeschlagen werden.

In Tab. 1 werden den geomorphogenetisch begründeten Teillandschaften, Reliefstufen, geogenetische und morphologische Sonderheiten sowie Bodengesellschaften auf dem Klassifikationsniveau von Pedokomplexen mit ihren Leit- und Begleitböden zugeordnet: In der Landschaft des östlichen Hügellandes enthalten die Teillandschaftsräume "kuppige Moränen" hauptsächlich Parabraunerden, die "wellige Moräne" Parabraunerde-Braunerden bzw. lessivierte Braunerden, die "ebene Niedertaulandschaft" pseudovergleyte bis lessivierte Braunerden und die "wellige Endmoräne" nährstoffarme Braunerden. In der Geest wird die "ebene bis wellige Grundmoräne" hauptsächlich durch Pseudogleye, die "wellige Stauchmoräne" mit ihren zahlreichen Sand-Kies-Abbauen durch mesotrophe bis lessivierte Braunerden, die Sanderebene durch oligotrophe Braunerden, die Sanderterrasse durch pseudovergleyte Braunerden und das Urstromtal der Stecknitz durch Niedermoore repräsentiert.

Das Vorkommen der Begleitböden wird durch o.a. geogenetischen und morphologischen Sonderheiten bestimmt wie z.B. Bänderparabraunerden bei mächtigerer Fließerdebedeckung in der kuppigen Moränenlandschaft, Gleye und Moore über Beckensedimenten in der Niedertaulandschaft, Braunerde-Kolluvien in den Senken vor ehemaligen Eisloben sowie Gleye und Moore in den Tunneltälern der Endmoränenlandschaft vergleyte Braunerden und Podsole in Senken der Sanderlandschaft, Pelosol-Pseudogley über Lauenburger Tonschollen saalezeitlicher Stauchmoräne und Gley-Podsole in Dünen der Stecknitzniederung.

Die auf der Karte der Bodengesellschaften ausgeschiedenen Teillandschaften mit ihren Pedo-Komplexen könnten Grundlage für eine Aggregierung von Bodeneinheiten für Bodenübersichtskarten (z.B. BÜK 200) in vergleichbaren Naturräumen sein.

Für die Landesplanung, den Natur-, Umwelt- und Landschaftsschutz sollten besondere Landschaftsformen und Aufschlüsse, welche die Landschaftsentwicklung dokumentieren, sowie das natürliche Potential der Böden in ihren Filter-, Puffer- und Speichereigenschaften, das den Bodeneinheiten in der Karte und ihrer physikalischen und chemischen Kennzeichnung zu entnehmen ist, in der Zukunft viel Beachtung finden.

Literatur

- Finnern, H.: Naturschutzgebiete, Landschaftsschutzgebiet und Naturparks in Schleswig-Holstein 1 : 25 000. Geol.Landesamt Schl.-Holst. Kiel 1985.
- Mutert, E. u. Schröder, D. (1984): Vergleichende Betrachtung von Vorschlägen zur Nomenklatur und Systematik von Bodengesellschaften: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 40, 199-204.
- Siem, K., Lamp, J. u. Mutert, E. (1984): Bodengesellschaften in Schleswig-Holstein - Auswertung von Kartierprojekten und Erdgas-Transekten: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 40, 217-222.
- Sonderdruckausgabe für das Funkkolleg 198/82 "Mensch und Umwelt" aus "Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland" 3 Naturschutz, Landschaftspflege und Landschaftsplanung/hrsg. von G. Olschowy. - Hamburg, Berlin: Parey, 1981.
- Stewig, R. (1978): Landeskunde Schleswig-Holstein. - Geocolleg. Verlag E. Hirt, Kiel.

Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Schleswig-Holstein

Auswahl und Einrichtung

von

Kuhnt, D.⁺

Zum Schutz der Bodenfunktionen wurden sowohl auf Bundes- wie auf Landesebene Konzepte entwickelt, die im Sinne des Vorsorgeprinzips zwei zentrale Handlungsfelder beinhalten:

1. Minimierung von qualitativ und quantitativ problematischen Stoffeinträgen aus Industrie, Gewerbe, Verkehr, Landwirtschaft und Haushalten,
2. eine Trendwende im Landverbrauch.

In der Bodenschutzkonzeption der Landesregierung Schleswig-Holstein von 1988 bildet die Einrichtung von **Boden-Dauerbeobachtungsflächen** (BDF) zur Umsetzung dieser Ziele einen Schwerpunkt. Mit Hilfe der Dauerbeobachtungsflächen sollen Veränderungen der Böden registriert und somit entsprechende Beweissicherungen erbracht werden. Denn erst durch langfristige Datenaufnahmen werden Risikobeurteilungen und -vorhersagen sowie fundierte Analysen der Ursache-Wirkungs-Beziehungen ermöglicht, welche die Grundlage einer gezielten Minimierung der Stoffeinträge bilden können.

Die Aussagekraft der auf den Dauerbeobachtungsflächen erhobenen Daten und damit die Effektivität entsprechender Maßnahmen hängt jedoch in entscheidendem Maße von der Auswahl der Flächen ab. Die Auswahlkriterien müssen so gewählt werden, daß einerseits eine Vergleichbarkeit mit anderen Bundesländern mög-

+) Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7
2300 Kiel

lich ist, andererseits aber auch die landesspezifische Situation widergespiegelt wird.

Folgende Parameter wurden zur Ausweisung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen herangezogen:

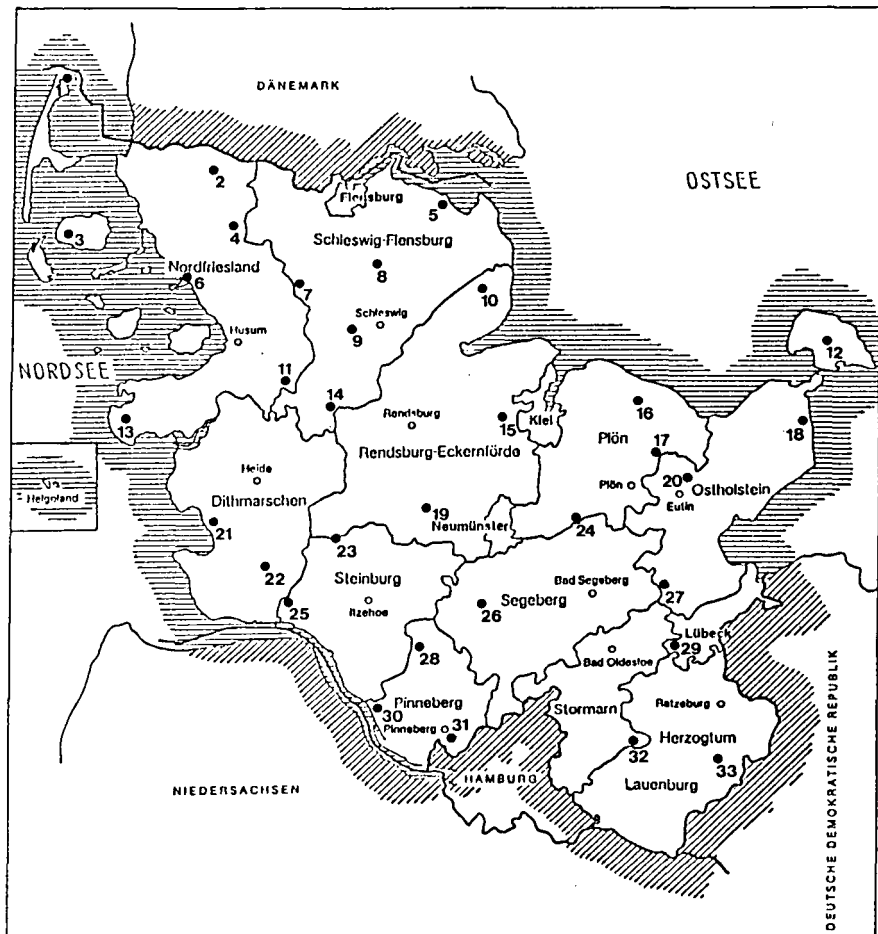
- **BODENFORMEN** (Bodentyp, Bodenart, Ausgangsgestein)
- **NUTZUNGSFORMEN**
 - Nutzung in Freiräumen
 - Ackernutzung
 - Grünlandnutzung
 - Wald / Forst
 - Sonderkulturen /-bewirtschaftung (Gärten, Baumschulen...)
 - Nutzung in Verdichtungsräumen
 - Gewerbe
 - Industrie
 - Stadt
- **BELASTUNGSGRAD**
 - intensive Bewirtschaftung (Düngung, Pflanzenschutz ...)
 - extensive Bewirtschaftung ("unbelastete" Standorte)
 - emittentenferne Standorte ("unbelastete" Standorte)
 - immissionsbelastete Standorte (Leelagen ...)

Darüber hinaus haben die klimatische Situation sowie die naturräumlichen Gegebenheiten angemessene Beachtung gefunden.

Aus insgesamt 194 Vorschlägen, die von verschiedenen Institutionen des Landes eingebracht worden sind, wurden entsprechend den oben aufgeführten Kriterien zunächst 46 Standorte in die engere Wahl gezogen. Für diese wurden die zur Verfügung stehenden Informationen zusammengetragen, intensiv ausgewertet und jeweils vor Ort überprüft. Aufgrund der Geländebefunde konnten 33 Boden-Dauerbeobachtungsflächen ausgewiesen werden, die in ihrer Gesamtheit die landesspezifische Situation adäquat abbilden, aber auch für den einzelnen Naturraum einen typischen Standort darstellen dürften. Weiterhin ist gewährleistet, daß die Boden-Dauerbeobachtungsflächen die Bodengesellschaften des Landes sowie die verschiedenen Nutzungstypen auch in bezug auf die relativen Flächenanteile angemessen widerspiegeln.

Abbildung 1:

Übersichtskarte der Boden-Dauerbeobachtungsflächen
in Schleswig-Holstein



Die Ausstattung der Boden-Dauerbeobachtungsflächen bezüglich des Leitbodentyps und der Hauptnutzung geht aus der folgenden Tabelle hervor.

Tabelle 1:

**Standortcharakteristika der Boden-Dauerbeobachtungsflächen
in Schleswig-Holstein**

Laufende Nr.	Standort	Leitbodentyp	Nutzung			
			A	G	W	sonstige
1	Westerland / List	Lockersyrosem				NSG
2	Süderlügum	Pseudogley-Podsol	(x)	(x)	x	
3	Pöhr	Braunerde		x		
4	Stadum	Podsol		x		
5	Gintoft	Parabraunerde	x			
6	Sönke-Nissen-Koog	Kalkmarsch	x			
7	Poböller Bauernholz	Pseudogley-Braunerde			x	NSG
8	Havetoflloit	Pseudogley-Braunerde	(x)	x		
9	Schuby	Gley-Podsol	x	(x)		
10	Klein Waabs	Parabraunerde	(x)	x		
11	Lehmsiek	Podsol-Pseudogley	x		(x)	
12	Pehmarn	Pseudogley	x			
13	Kleihsief	Knickmarsch		x		
14	Meggerdorf	Niedermoor		x		
15	Hohenschulen	Pseudogley-Parabraunerde	x			
16	Schönberg	Pseudogley-Parabraunerde	x			
17	Dannau	Pseudogley-Parabraunerde	x			
18	Siggen	Parabraunerde	x		(x)	
19	Mörel	Pseudogley	x		(x)	
20	Wästenfelde	Pseudogley-Parabraunerde			x	
21	Speicherkoog	Salzmarsch				NSG
22	Windorf	Podsol-Gley	x			
23	Bokhorst	Podsol-(Pseudogley-)Braunerde	x			
24	Bornhöved	Braunerde	x	(x)	(x)	
25	Kudensee	Niedermoor		x		
26	Karkendamm	Podsol-Gley		x		
27	Lebatz	Pseudogley	x			
28	Brande-Hörnerkirchen	Pseudogley		x		
29	Hamberge	Pseudogley/Gley	(x)	x		
30	Altendeich	Kleimarsch	x			
31	Pinneberg	Hortisol-Pseudogley				Baumschule
32	Hahnheide	Braunerde	(x)		x	NSG
33	Hellbachtal	Niedermoor		x		NSG

Zwölf der insgesamt 33 Boden-Dauerbeobachtungsflächen werden bereits im Jahr 1989 eingerichtet.

Auf den Flächen wird nach Abklärung der Besitzverhältnisse und Einholung des Betretungsrechtes eine bodenkundliche Detailkartierung durchgeführt, um die genaue Lage der 1000 qm großen BDF zu ermitteln; diese wird exakt eingemessen und markiert. Im Anschluß an die Einrichtung der BDF erfolgt eine Grundinventur, die sich zum einen auf das in der Fläche angelegte Leitprofil und zum anderen auf eine Flächenbeprobung, die Aufschluß über die kleinräumige Bodenvariabilität geben soll, stützt.

Fossile Bodenbildung in Nord-Somalia

von

B. Lassonczyk *)

1. Einleitung

Die Kennzeichnung der Landschaftsentwicklung in Nord-Somalia ist Teil des Sonderforschungsbereichs 69, "Geowissenschaftliche Probleme arider und semiarider Gebiete". Im Rahmen dieses Projektes werden fossile Böden untersucht mit dem Ziel, Bodenbildungsphasen zeitlich einzuordnen und über Art und Intensität bodenbildender Prozesse Aussagen über das Paläoklima abzuleiten.

Als Teil dieser Arbeit stellt das im folgenden vorgestellte Profil die älteste in dem Raum vorgefundene Verwitterungsbildung dar.

2. Methoden

Die pedogenen Fe-Oxide wurden durch Extraktion mit Na-Dithionit nach Mehra und Jackson und durch Extraktion mit NH_4 -Oxalat nach Tamm, modifiziert nach Schwertmann ermittelt. Die Bestimmung des laugelöslichen Al erfolgte durch Extraktion mit 0,5n NaOH bei 100°C nach Forster. Die Messung der Elemente wurde am AAS durchgeführt. Die Gesamtgehalte wurden an Schmelztabletten durch die Röntgenfluoreszenzanalyse ermittelt. Die Röntgendiffraktometrie wurde nach Dispergierung mit Na-pyrophosphat und Ultraschallbehandlung an der Tonfraktion durchgeführt. Die K- belegten Texturpräparate wurden nach Erhitzen auf 200, 400 und 550°C, die Mg-belegten Präparate zusätzlich nach Behandlung mit Ethylen-Glycol gemessen. Die Auswertung erfolgte nach Flächenanteilen.

3. Ergebnisse

3.1 Lage des Profils und Profilbeschreibung

Das Profil liegt im heute ariden bis semiariden Nord-Somalia etwa 20 km südwestlich von Bosaso am Fuße des Küstengebirges. Es ist aus metamorphen Tonschiefern (Phyllite) des Grundgebirges (Präkambrium - Kambrium) entstanden und von Sandsteinen der Adigrat-Formation (Jura) überlagert (Hendriks et al., 1989). Hervortretendes morphologisches Merkmal ist eine ausgeprägte Hydromorphie mit einer Differenzierung von Go- und Gr-Horizonten. Die Schieferung des Gesteins ist noch bis in den Go-Horizont erkennbar, dort jedoch bedeutend schwächer als in den unterlagernden Horizonten ausgeprägt. Demgegenüber zeigt der Gm eine massive Struktur ohne erkennbare Schieferung. Mit Ausnahme des Übergangsbereichs zum überlagernden Sandstein ist das Profil nicht geschichtet. Aus den mikromorphologischen Untersuchungen geht jedoch hervor, daß das Substrat in sich inhomogen ist und eine kontinuierliche Abnahme des Quarzanteils zur Tiefe aufweist.

*) Inst. f. Ökologie, Reg. Bodenkunde, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

Profilbeschreibung:

- dm
 0- 1 Übergangsbereich direkt unterhalb des Sandsteins
 1- 5 Gm massig, zementiert mit feinen Klüften, bricht in unregelmäßige Polyeder, hellgrau (7,5YR 7/0), Klüfte mit braunen Fe-Oxiden belegt
 5-18 Go Gesteinsstruktur noch erkennbar, z.T plattige z.T quaderförmige Absonderungen, rötli. braun grau gefleckt (7,5YR 7/4, 7,5YR 7/0), z.T ringförmige Bleich- und Oxidationszonen, auf den Klufflächen Fe und Mn Konkretionen
 18-27 Gr Gesteinsstruktur gut erkennbar, bricht plattig, grünli. grau (7,5YR 8/0)
 27-57 Cv stark klüftiger Phyllit, rötlich braungrau (5YR 5/3), an den Klufflächen Bleichzonen
 57- Cn Phyllit, rötli. grau (5YR 5/2)

3.2 Pedogene Oxide und Gesamtgehalte

Die Verteilung von Fe_o und Mn_o zeichnet die Vergleyung nach, wobei der Go-Horizont auch ein Maximum an Fe_o aufweist. Einen Verwitterungsgradienten zeigen hingegen die Fe_o/Fe_t- und Fe_o/Fe_d-Quotienten mit einem ausgeprägten Maximum im Gm, das mit einem Maximum an laugelöslichem Al zusammenfällt (Abb. 1).

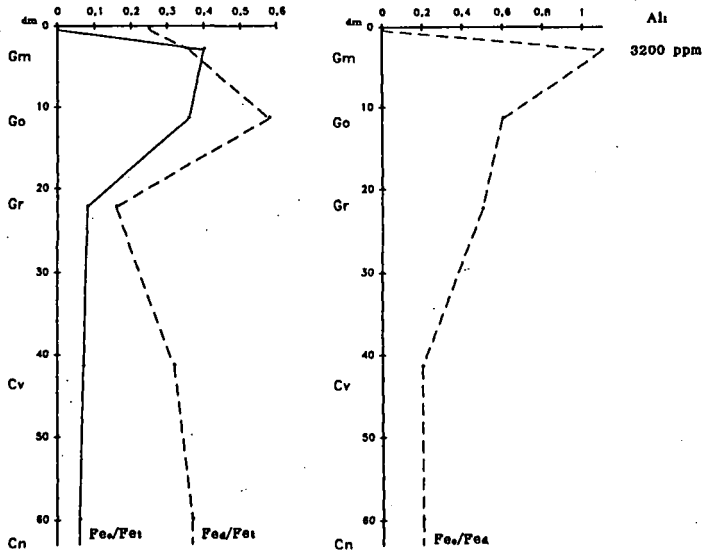


Abb. 5: Fe_o/Fe₁-, Fe_o/Fe₂- und Fe_o/Fe_d-Quotienten sowie Gehalt an laugelöslichem Al

Die Gesamtgehalte (Abb. 2) zeigen im oberen Profilbereich einen deutlichen Verlust an Mg und K. Demgegenüber verändern sich die Si- und Al- Gehalte wenig. Die Gewichtsprozentage an Si steigen sogar leicht nach oben hin an, was auf die Zunahme des Quarzanteils zurückzuführen ist. Deutlich ist eine Abnahme des Zr- Gehaltes zur Tiefe. Bleibt der Go-Horizont unberücksichtigt, zeigt Titan einen ähnlichen, jedoch schwächer ausgeprägten Trend.

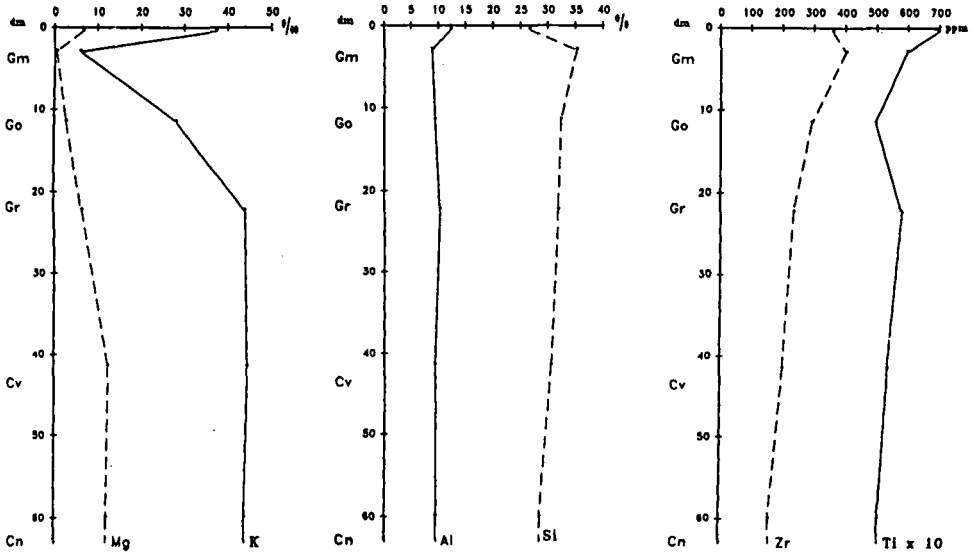


Abb. 2: Gesamtgehalte an K, Mg, Si, Al, Ti, Zr

3.3 Mikromorphologie und Tonminerale

Deutliche Hinweise auf eine intensive chemische Verwitterung sind aus der Mikromorphologie und der Tonmineralogie zu ziehen.

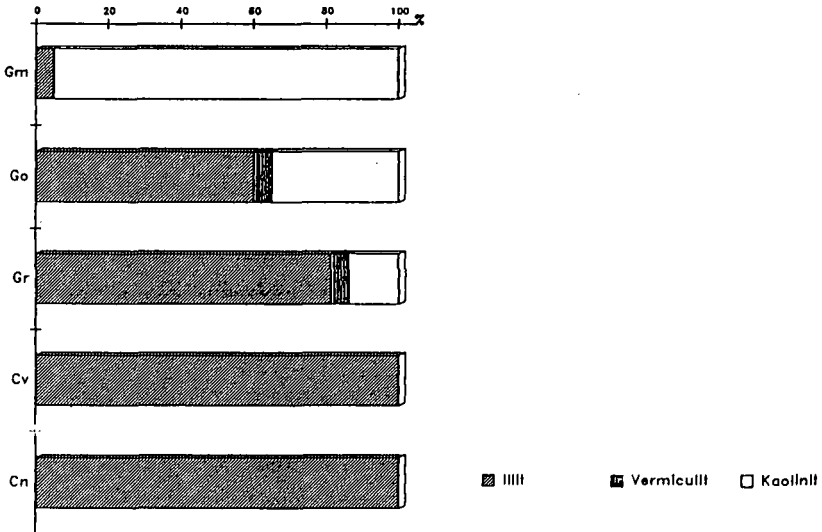


Abb. 3: Tonmineralspektrum

Die Phyllite enthalten im wesentlichen Glimmer (Biotit und Muskovit) daneben Quarz, Fe-Oxide und Ton. Im Cv liegen die Glimmer zum Teil noch unverändert vor, zum Teil sind sie bereits randlich aufgeweitet. Go und Gm zeigen bereits völlig aufgeweitete Glimmer und eine Tonbildung in situ. Anzeichen einer Tonverlagerung sind nicht feststellbar. Schwerminerale sind in Go und Gm sichtbar, nicht aber in Cv.

Aus dem Tonmineralspektrum (Abb. 3) wird deutlich, daß die Tonfraktion des unveränderten Phyllits ausschließlich aus Illiten besteht. Nach oben nimmt der Kaolinitanteil kontinuierlich zu und erreicht in Gm fast 100 %. Demnach geht die Tonneubildung über eine völlige Auflösung der Glimmer zum Kaolinit. Als instabiles Zwischenprodukt tritt im Go und Gm in geringen Mengen der Vermiculit auf.

4. Schlußfolgerung

Das Profil zeigt eine intensive Verwitterung mit einer völligen Auflösung der Glimmer und einer Neubildung von Kaolinit, pedogenen Oxiden und Schwermineralen. Mit der Aufweitung der Glimmer geht ein Verlust an K und Mg einher. Eine Desilifizierung wird in der Neubildung von Kaolinit deutlich, nicht aber in der Tiefenverteilung von Si und Al. Es wird angenommen, daß durch die Zunahme des Quarzanteils und die damit verbundenen höheren Si-Gehalte im oberen Profilbereich der Si-Verlust überdeckt wird. Mit der Desilifizierung ist eine Anreicherung von Zr im oberen Profilbereich verbunden. Es bleibt jedoch unklar, inwieweit die Zr-Gehalte durch Residualanreicherung oder durch die Inhomogenitäten im Substrat bedingt sind.

Die intensive chemische Verwitterung bei noch weitgehend erhalten gebliebender Gesteinsstruktur weist den Go als saprolitische Bildung aus. Mit einer Veränderung des ursprünglichen Gefüges setzt sich der Gm von den unterlagernden Horizonten ab und stellt vermutlich den Rest einer alten Bodendecke dar.

Nach der desilifizierenden Verwitterung wurde das Profil durch eine Erhöhung des Grundwasserspiegels, verbunden mit der Meeresstransgression zu Beginn des Jura, durch eine Vergleyung überprägt. Die Ablagerungen der terrestrischen Sedimente zu Beginn des unteren Jura (Adigrat-Formation) schließen die Bodenbildungsphase ab.

Danksagung

Mein Dank gilt Herrn Prof. Dr. Altemüller für seine Hilfe bei der Interpretation der Dünnschliffe und für die Anfertigung der Fotos.

Literatur

Hendriks, F. et al (1989): The early Jurassic of the Bosaso area (NE Somalia).
8th Conference of the Geological Society of Africa.

Vegetation und Klima während der Tschernosem-Bildung im
nördlichen Oberrheintal

von

LESSMANN-SCHOCH, U.*), SCHLESER, H.**), ZAKOSEK, H.*) &
TAOLIN ZHANG*)

Rheintal-Tschernoseme und Smonitzen sind auf Grund von makro- und mikromorphologischen Untersuchungen und Pollenanalysen u.a.m. als Entwicklungsformen von vergleichbaren bodenbildenden Prozessen auf unterschiedlichem Substrat entstanden (LESSMANN et al., 1987). Es wurde ein Vergleich des Pollengehaltes und der Delta-C-13-Werte an karbonathaltigen Tschernosemen durchgeführt. Verglichen wurden ein subreliktischer Brauner Tschernosem aus LÖB und eine subreliktische Smonitza aus tertiärem Tonmergel (beide aus Rheinhessen) mit einem Tschernosem aus LÖB aus Bulgarien. Durch den Vergleich sollen Hinweise auf die klimatischen Entstehungsbedingungen der Steppenböden im nördlichen Oberrheintal erhalten werden.

Den untersuchten Profilen gemeinsam ist:

- ein humoses Solum von 50-70 cm Mächtigkeit
- ein stark entwickeltes biogenes Gefüge
- Kalk im gesamten Profil
- Pseudomycelien vor allem in den LÖB-Profilen
- Krotowinen.

Die Pollengehalte des Rheintal-Tschernosems und der Smonitza unterscheiden sich nicht (LESSMANN-SCHOCH, 1986). Es herrschten zur Zeit der Bodenbildung ähnliche Vegetations- und Klimabedingungen, so daß die Bodengenese als ähnlich und zeitgleich angesehen wird. Zwischen dem bulgarischen und den deutschen Profilen besteht große Ähnlichkeit. Sie sind von Nicht-Baum-Pollen dominiert, wobei in Bulgarien das Klima während der Lösssedimentation überregional trockener war als in Rheinhessen. Es wurde weniger Kiefern-Pollen (Fernflug) gefunden, auch ist im bulgarischen Profil der Anteil der Steppenelemente an der Kräutersumme höher. Der Pollengehalt der A-Horizonte unterscheidet sich kaum von dem der Löss, so daß die Bodenbildung direkt nach der Lösssedimentation eingesetzt haben dürfte.

*) Institut für Bodenkunde der Rhein. Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn,
Nußallee 13, 5300 Bonn 1

**) Kernforschungsanlage Jülich, Postfach 1913, 5170 Jülich

Der Anteil des C-13-Isotops an der organischen Substanz variiert bekanntlich bei physiologisch unterschiedlichen Pflanzengruppen. Die C-13-Werte liegen im Rheintal-Tschernosem zwischen -25 und -26‰ und bei -23‰ im bulgarischen Tschernosem. Das spricht für eine starke Beteiligung von C-3-Pflanzen an der Vegetation. Ob die C-13-Anreicherung im bulgarischen Tschernosem durch starke biologische Zersetzung und chemische Umwandlung der organischen Substanz bewirkt worden ist, oder durch eine andere Vegetationszusammensetzung hervorgerufen wurde, ist noch unklar. Eine stärkere Zersetzung der organischen Substanz läßt sich allerdings aus dem Anteil an Cichoriaceen-Pollen im bulgarischen Tschernosem nachweisen.

Schriftenverzeichnis

- LESSMANN, U., SCHÖBEL, T. & S. STEPHAN (1988): Zur systematischen Stellung und Bodenentwicklung des Tschernosems des Oberrheintales und der Smonica in Rheinhessen.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 151.
- LESSMANN-SCHOCH, U. (1986): Pollenanalytische Ergebnisse zur Pedogenese von Rheintal-Tschernosemen und Smonicen in Rheinhessen.- Mainzer geowiss. Mitt., 15.

**Natürliche und anthropogene Versalzung im semiariden Bereich Nord-Xinjiang,
VR-China.**

von
A. Lichtenfeld, Y. Wang⁺⁾ und K. Stahr⁺⁺⁾

Zusammenfassung

Das Untersuchungsgebiet liegt am Rande eines abflußlosen Beckens in Zentralasien, mit extrem kontinentalem, aridem Klima. Aus der Arbeit über Bodenentwicklung und Standortnutzung im Manas Flußgebiet werden natürliche und anthropogene Versalzungsprozesse als existenzbedrohendes Problem der Bewässerungslandwirtschaft am Beispiel der physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften zweier Böden vom Manas Mittellauf dargestellt. Der Profilaufbau aus Sedimentschichten überwiegend feiner Textur bedingt in Verbindung mit stetiger Salzzufuhr durch Niederschläge (149.1 mm/a) und Stäube und einer potentiellen Evaporation von 2021 mm/a auch auf grundwasserfernen Standorten die Salzakkumulation. Bei mangelnder Entwässerung und Melioration der Böden führt ein durch Bewässerung angehobener Grundwasserspiegel zu einer Verstärkung dieses Prozesses.

Einleitung

Die Grundlagen für diese Arbeit entstanden im Rahmen eines Interdisziplinären Forschungsprojektes der TU-Berlin in Zusammenarbeit mit der Nationalen Umweltschutzbehörde und der Staatsfarm 147 im Manas Flußgebiet. Das Forschungsthema des Projektes war auf die Erhaltung der Existenzgrundlagen der Bevölkerung auf Grenzertragsflächen in den Trockengebieten Chinas ausgerichtet. Dominierende Landnutzungsprobleme im Untersuchungsgebiet sind: Versalzung, Verwüstung und Erosion.

+) Fachgebiet Regionale Bodenkunde, Institut für Ökologie, Technische Universität Berlin, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10.

++) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Straße 27, 7000 Stuttgart 70.

Das Untersuchungsgebiet

Durch seine Lage in Zentral-Asien, im Zentrum der kontinentalen Landmassen ist das Manas Flußgebiet eine der am weitesten vom Meer entfernten Regionen der Erde.

Das extrem kontinentale Klima ist durch heiße Sommer und sehr kalte Winter, starke Temperaturschwankungen im Tages- und Jahresverlauf und hohe Windgeschwindigkeiten (30 Tage/a mit Windstärke 8 = 17.2 m/s (n. XU und SHANG, 1980)), die vorwiegend in der Zeit von Mai bis Juli auftreten, gekennzeichnet. Die Evaporation ($E_{\text{pot}} = 2021 \text{ mm/a}$) übersteigt den Jahresniederschlag um das 13fache (n. PLANUNGSTEAM FÜR BODENERFASSUNG, 1983).

Der Manas wird hauptsächlich aus Gletscherschmelzwasser gespeist. Vor seiner Kanalisierung in den 50er Jahren hat er durch alljährliche Überflutungen im Frühjahr mit Erosion und Ablagerung seiner Sedimente den Charakter der Landschaft stark beeinflußt. Er endete ursprünglich in einen abflußlosen Endsee im Zentrum des Junggar Beckens, der durch die hohe Verdunstung stetig mit Salzen angereichert wurde. Heute existiert er nur noch als Saline (n. YUAN et al., 1988). Die Salzzufuhr in das Becken wird über die Anlösung salzhaltiger Lagen in den tertiären Schichtrippen des Vorgebirges durch Fluß- und Grundwasser erhöht (n. T. QICHENG, 1979).

Zielsetzung

- Erklärung der Bodenentwicklung und -vergesellschaftung unter diesen extrem kontinentalen und ariden Klimabedingungen.
- Erfassung der für das Nutzungspotential der Böden limitierenden Bodeneigenschaften.
- Interpretation der Bodeneigenschaften hinsichtlich einer den naturräumlichen Bedingungen angepaßten Standortnutzung.

Vorgehensweise

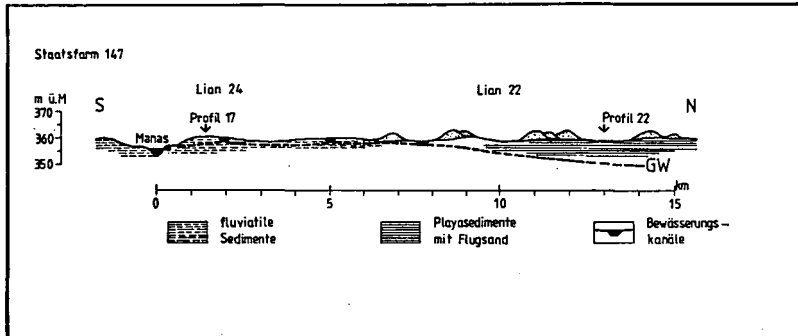
Zur Erklärung der Bodenentwicklung werden für die regionale Bodengesellschaft repräsentativen Profile auf ihre physikalischen, chemischen und mikromorphologischen Eigenschaften untersucht.

Um Aufklärung über die Veränderung der Böden durch den Bewässerungsfeldbau und die damit verbundene Versalzungsproblematik zu erhalten, werden nicht bewässerte mit intensiv bewässerten und aufgrund von sekundärer Versalzung aufgegebenen Flächen hinsichtlich ihrer Boden- und Standorteigenschaften verglichen.

Ergebnisse

Das schwerwiegendste Landnutzungsproblem am Manas Mittellauf ist die Versalzung. Aus den bisherigen Ergebnissen wurden deshalb die Salzgehalte der Bodenprofile 22 und 17 für die vergleichende Darstellung von natürlicher und anthropogener Versalzung ausgewählt.

Abb.1: Schematischer Schnitt durch die Schwemmebene des Manas und Lage der Profile 17 und 22 auf der Staatsfarm 147.



Am Manas Mittellauf findet sich eine ebene Flußlandschaft aus fein texturierten fluviatilen Sedimenten. Die ursprünglich vorhandenen Galeriewälder wurden im Laufe der Erschließung abgeholzt. Die Unterschiede im Oberflächenrelief sind auf den oft veränderten Flußlauf zurückzuführen. Am Rande der Nutzungsfläche wächst die Bedrohung der Felder durch Wanderdünen, die durch Zerstörung der Vegetation freigesetzt wurden (n. BETKE et al., 1987).

Profil 22 - Sodic Solonchak - Natürliche Versalzung

- Lage: ca. 3km nördlich der Bewässerungsflächen, auf einer von Sanddünen umgebenen Ebene
- Ausgangsgestein: Flugsand und Playasedimente
- Vegetation: Artemisia, Salsola, Reaumuria soongorica
- Nutzungsform: Extensive Schafweide und Brennholzgewinnung
- Grundwasserspiegel: 10 m unter Geländeoberfläche

Die Salzzufuhr erfolgt durch Niederschläge und Stäube. Das Salzmaximum im mittleren Teil des Profils entspricht der Umverteilung der Salze durch die perkolierende Wasserbewegung, die aufgrund der geringen Niederschlagsmengen hier zum Stillstand kommt (s. Abb.2 Tiefenfunktion von TSS und EC_w von Pr. 22). Die leichter löslichen Sulfate finden sich in der Tiefenverteilung im Profil mit ihrem Maximum unter dem der Karbonate. Der Anteil der Phosphate an den wasserlöslichen Salzen ist seiner Herkunft nach auf die ursprünglich vorhandene Vegetation zurückzuführen.

Profil 17 - Sodic Solonchak - Anthropogene Versalzung

Lage:	ca. 1.5 km vom Manas Flußlauf entfernt, auf einer Fläche von ca. 4 ha, umgeben von bewässerten Flächen
Ausgangsgestein:	fluviale, schluffreiche Sedimente des Manas
Vegetation:	Tamarix chinensis, Reaumuria soongorica, Karelinia caspica
Nutzungsform:	Extensive Schafweide
Grundwasserstand:	durch Bewässerung der umliegenden Flächen auf 2 m unter Geländeoberfläche angehoben

Die hohe Salzkonzentration im Profil ist hauptsächlich auf die Verdunstung des bei hohem Schluffgehalt und hohem Grundwasserspiegel kapillar aufsteigenden Wassers zurückzuführen. Entsprechend befindet sich das Salzmaximum im Oberboden und zeigt Werte der Elektrischen Leitfähigkeit im Sättigungsextrakt (EC_w) von 110 mS/cm und einen Gesamtsalzgehalt (TSS) von 4.5 %.

Es ist anzunehmen, daß Profil 17 durch den hohen Schluffgehalt und die damit verbundene hohe kapillare Aufstiegsrate schon vor der anthropogenen Veränderung des Wasserhaushaltes versalzt war. Dadurch, daß der Feinsandanteil im untersten Horizont zugunsten des Mittelschluff- und Tonanteils zurückgeht, bildet dieser Horizont einen Staukörper, der sich zusätzlich erschwerend auf die Mellorationsfähigkeit auswirkt.

In beiden Profilen haben Natriumsulfat und Natriumchlorid den größten Anteil an den wasserlöslichen Salzen.

Schlußfolgerung

Bei hohem Schluffgehalt und einen raschen Körnungswechsel mit Zunahme der feinen Korngrößenfraktionen zwischen den Bodenhorizonten wird die Salzauswaschung und damit eine Melloration der Böden behindert.

Eine Versalzung der Böden ist auch bei grundwasserfernen Standorten aufgrund der hohen Verdunstung und der vorwiegend feinen Textur der Böden, bei stetiger Salzzufuhr durch Stäube, Niederschläge und Bewässerung, gegeben.

Da bisher entsprechende Entwässerungsanlagen nur unzureichend oder garnicht vorhanden sind, ist die Versalzungsgefahr nur dort gering, wo eine ausreichende natürliche Vorflut wie im unmittelbaren Uferbereich vorhanden ist.

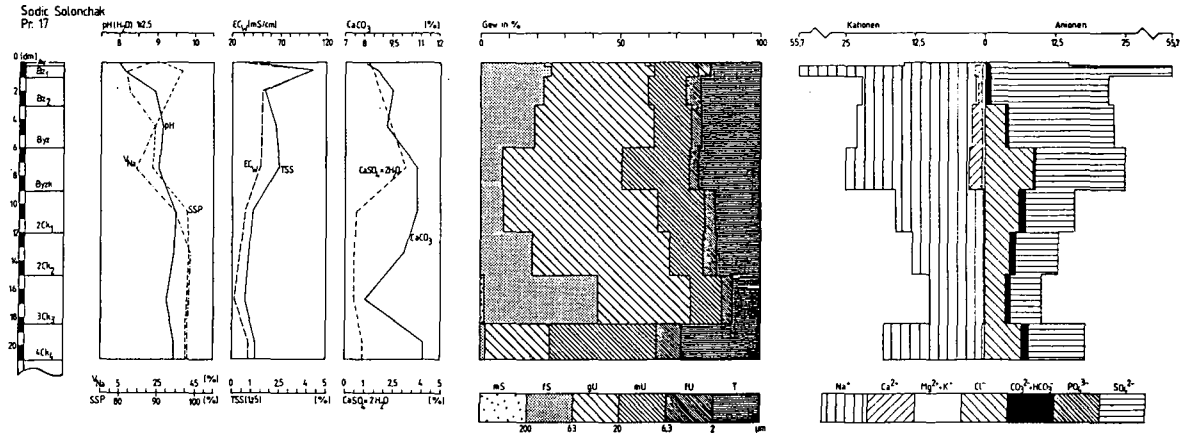
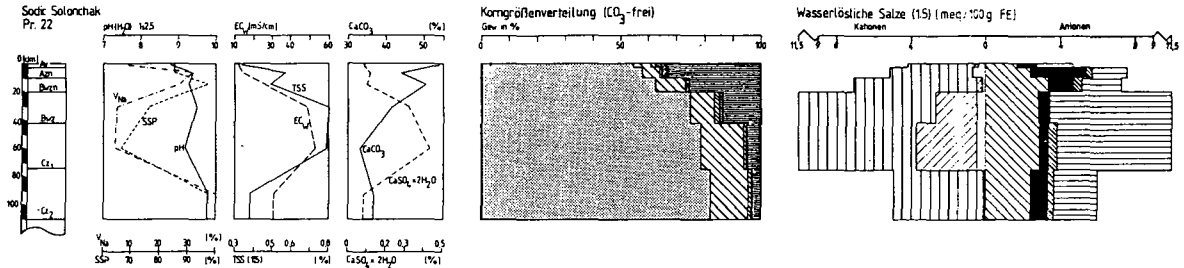


Abb.2: Physikalische und chemische Eigenschaften von Profil 22 und 17

Auf allen übrigen Flächen der Staatsfarm steigt die Salzkonzentration stetig an und bedingt in zunehmendem Maße Ertragseinbußen bis zur Aufgabe der Flächen.

Literatur

- BETKE, D., KÜCHLER, J. und K.P. OBENAU (Hrsg.)(1987): Wuding und Manas: Ökologische und sozio-ökonomische Aspekte von Boden- und Wasserschutz in den Trockengebieten der VR- China. In: *Urbs et Regio*, 43; Kassel.
- PLANUNGSTEAM FÜR BODENERFASSUNG DER STADT SHIHEZI (1983): Bericht über die Bodenerfassung auf der Staatsfarm 147. Unveröffentlicht; Shihezi (chin.).
- TANG Qicheng (1979): Analyse des Abflußganges im Tian Shan (Tian Shan jingliu tezheng fenxi). In: *Acta Geographica Sinica (dili xuebao)*, Vol. 34, Nr. 2, S. 118-128 (chin.).
- XU Deyuan und Xiucheng SHANG (1981): Das Agrarklima Xinjiangs (Xinjiang nongye qihou). Volksverlag Xinjiang; Ürümqi (chin.).
- YUAN Guoying, LICHTENFELD, A. und K. STAHR (1988): Soils of the Manas River Area in northern Xinjiang, Peoples Republic of China. In: *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 152, Weinheim.

Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS für
Auswertungsfragen zum Bodenschutz

III. Auswertungsmethode: Verdichtungsempfindlichkeit

von

Müller, U. u. P. Strobel *)

Zunehmende Mechanisierung in Land- und Forstwirtschaft hat die Gefahr von Bodenverdichtungen erhöht.

Durch nachhaltige Bodenverdichtungen können die Regelungs- und Lebensfunktionen des Bodens eingeschränkt werden.

Im Rahmen des Bodenschutzes werden Auswertungen gefordert, die auf der Basis des gegenwärtigen Wissenstandes und leicht verfügbarer Daten Aussagen über die potentielle Verdichtungsempfindlichkeit des Bodens liefern.

Hierzu wurde ein einfaches Auswertungsverfahren entwickelt, das auf der Grundlage der von HORN (1981) beschriebenen Regressionsgleichung zur Bestimmung der mechanischen Belastbarkeit des Bodens prognostische Aussagen zur Abschätzung der potentiellen Verdichtungsempfindlichkeit des Bodens ermöglicht.

Mit den im Bodeninformationssystem NIBIS vorliegenden Basisdaten, den entwickelten und in der Auswertungsmethode Verdichtungsempfindlichkeit (STROBEL 1989) dargelegten Verknüpfungsregeln des NLFB lassen sich Auswertungskarten in unterschiedlichen Maßstäben erstellen (Bsp. Bodenkundliche Standortkarte 1:200000).

Es besteht auch die Möglichkeit, Flächenstatistiken zu erstellen, die in Listen oder in graphischer Form ausgegeben werden. Nach Auswertung der Basisdaten stehen die Ergebnisse für verschiedene Fragestellungen aus dem Bereich Bodennutzung und Boden- und Landschaftsschutz zur Verfügung.

*) Nds. Landesamt f. Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51.

Literatur:

Horn R., 1981: Die Bedeutung der Aggregierung von Böden für die mechanische Belastbarkeit in dem für den Tritt relevanten Auflastbereich und deren Auswirkungen auf die physikalischen Kenngrößen. - Schriftenreihe Fachber. Landschaftsentwicklung der TU Berlin, 10.

Strobel, P., 1989: Untersuchungen zur Abschätzung der potentiellen Verdichtungsempfindlichkeit von Böden unter Berücksichtigung der Auswertung von Bodenkarten. - Diplomarbeit, Geogr.Inst.Hannover (unveröff.).

Nutzung des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS für
Auswertungsfragen zum Bodenschutz

II. Auswertungsmethode: Schwermetallgefährdungspotential

von

Müller, U. u. A. Talke *)

Die Akkumulation von Schwermetallen in Böden stellt ein zunehmendes Problem dar, da eine Anreicherung bestimmter Stoffe zu einer irreversiblen Schädigung des Bodens führen kann.

Im Rahmen des Bodenschutzes werden Auswertungen gefordert, die auf der Basis des bisherigen Wissenstandes und leicht verfügbarer Daten Angaben zur Bindungsfähigkeit der Böden gegenüber Schwermetallen zulassen.

Der Deutsche Verband f. Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK, 1988) entwickelte ein einfaches Verfahren, das mit Hilfe der Basisdaten pH-Wert, Bodenart und Humusgehalt prognostische Aussagen über die Bindung und Immobilisierung von Schwermetallen im Oberboden liefert. Mit den weiteren Basisdaten Klimatische Wasserbilanz, Grundwasserstufe und den Unterbodeneigenschaften ist die Abschätzung der potentiellen Grundwassergefährdung möglich.

Mit der darauf aufbauenden Auswertungsmethode "Schwermetallgefährdungspotential" des NLFB lassen sich Auswertungskarten in verschiedenen Maßstäben erstellen (z.B. Bodenkundliche Standortkarte 1:200000).

Die im Datenbanksystem zur Verfügung stehenden Basisdaten beinhalten in der Regel keine Angaben zum pH-Wert. Es besteht jedoch die Möglichkeit, pH-Werte vorzugeben, so z.B. den landwirtschaftlichen "Ziel-pH-Wert" (LUFA 1984, mod.NLFB 1988). Dies ist von besonderer Bedeutung, da der pH-Wert ein wichtiger Parameter hinsichtlich der Bindungsintensität der Schwermetallionen an den Sorbenten dar –

*) Nds. Landesamt f. Bodenforschung, Stilleweg 2, 3000 Hannover 51.

stellt. Eine Verringerung des optimalen pH-Wertes um eine Stufe führt zu einem starken Anstieg der Schwermetallgefährdung.

Beispiel: Die Anteile der einzelnen Bindungsstufen für das Schwermetall Cadmium an der Gesamtfläche in der BSK 200 Hannover ergaben bei Ziel-pH eine geringe Bindungsintensität auf 7,11% und eine hohe Bindungsintensität auf 92,99% der Flächen. Die Absenkung des Ziel-pH um eine Stufe führte zu einer geringen Bindungsintensität auf 15,87%, einer mittleren Bindungsintensität auf 24,33% und einer hohen Bindungsintensität von 59,8% der Flächen.

Nach Auswertung der Bodenkarten sind hieraus flächendeckende landschaftsökologische Aussagen abzuleiten ((DVWK 1988, TALKE,A.,1988), die die Themenkreise:

- geplante Entsorgung von Abfallstoffen auf landwirtschaftlichen genutzten Flächen
 - Ausweisung von Schutzgebieten
 - Selektion geeigneter Standorte für bestimmte Nutzungen
- etc. umfassen können.

Aus den Ergebnissen lassen sich eine Reihe von Vorsorgemaßnahmen ableiten, wie Kalkung, substratverbessernde Maßnahmen, Sortenwahl, Zugabe synthetischer Austauscher oder Rotschlamm etc.

Für die Landesplanung stehen Auswertungskarten als Hilfe für die Ausweisung von Wasserschutz- und Wasserschongebieten, sowie für die Ausgrenzung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten zur Verfügung.

Literatur:

DVWK-Regeln zur Wasserwirtschaft, 1988: Filtereigenschaften der Böden gegenüber Schadstoffen. I. Beurteilung der Fähigkeit von Böden zugeführte Schwermetalle zu immobilisieren - H.212, Hamburg, 8 S.

Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Hameln, 1984: Düngungsempfehlungen aufgrund von Bodenuntersuchungsergebnissen.

Talke A., 1989: Böden, Bodenfeuchteregime und Filtereigenschaften der Boden-decke im Gebiet Häfern, Schreener Moor, Brokeloh, Binnen, Öhmer Marsch.- Diplomarbeit, Geogr.Inst.Hannover (unveröff.).

Ein ökologisch-ökonomisches Informationssystem als
Entscheidungskriterium für die Bewirtschaftung von
landwirtschaftlichen Einzelbetrieben.

von

Murschel B.*, J. Jarosch ** und R.R. van der Ploeg*

Einführung

Von landwirtschaftlichen Einzelbetrieben wird zunehmend eine umweltgerechte Bewirtschaftungsweise der landwirtschaftlichen Nutzfläche erwartet. Die landwirtschaftliche Forschung steht damit hinsichtlich ökologischer und ökonomischer Ziele vor der Aufgabe, Entscheidungskriterien für die Bewirtschaftung von Einzelbetrieben zu erarbeiten. Dies kann durch ein anwendungsorientiertes Informationssystem erreicht werden. Im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 183 (Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften) wird zur Zeit in Hohenheim ein derartiges Informationssystem entwickelt und für Testflächen im landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebiet des Kraichgau verwendet.

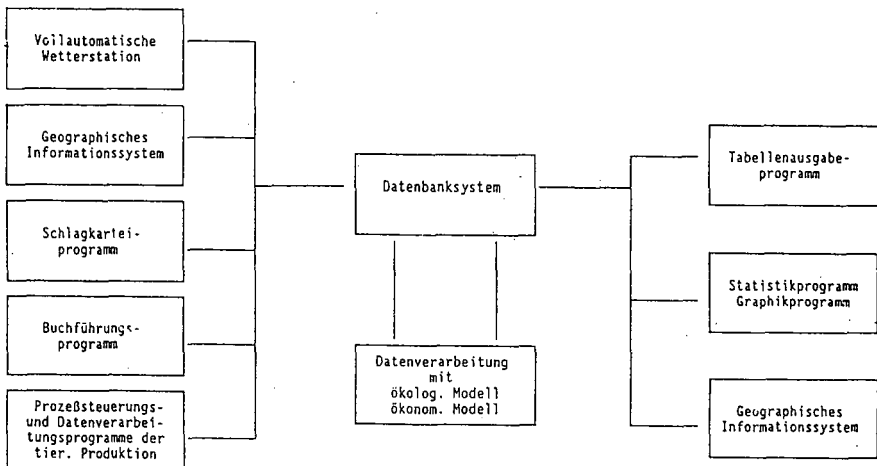


Abb. 1: Schematische Darstellung des Informationssystems

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre und

** Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre,
Universität Hohenheim, Postfach 700562, 7000 Stuttgart-70

Das standortkundliche Modell CREAMS (Knisel, 1980) wird dazu interaktiv mit einem linearen, betriebswirtschaftlichen Computermodell (Steinhauser et al. 1982) verknüpft. Das standortkundliche Teilmodell berechnet in Abhängigkeit von Standortgegebenheiten und Bewirtschaftungsmaßnahmen die Nährstoffauswaschung und die Boden-erosion. Gleichzeitig werden vom betriebswirtschaftlichen Modell die ökonomischen Aspekte der Bewirtschaftungsweise bewertet. Das Gesamtmodell strebt iterativ eine Optimierung der Bewirtschaftung eines Einzelbetriebes aus ökologischer und ökonomischer Sicht an.

Methoden und erste Ergebnisse

Ein aus zwei Teilmodellen (CREAMS und lineares Modell) verknüpftes Informationssystem wird dazu verwendet, Maßnahmen zur Erosionsverminderung und Verringerung der Nährstoffauswaschung zu quantifizieren und ökonomisch zu bewerten. In Abbildung 1 ist das Informationssystem schematisch dargestellt. Im Mittelpunkt stehen die erwähnten Teilmodelle. Hieran angegliedert sind Hilfsprogramme und ein Datenbanksystem. Zur Datenerfassung werden auf den Testflächen

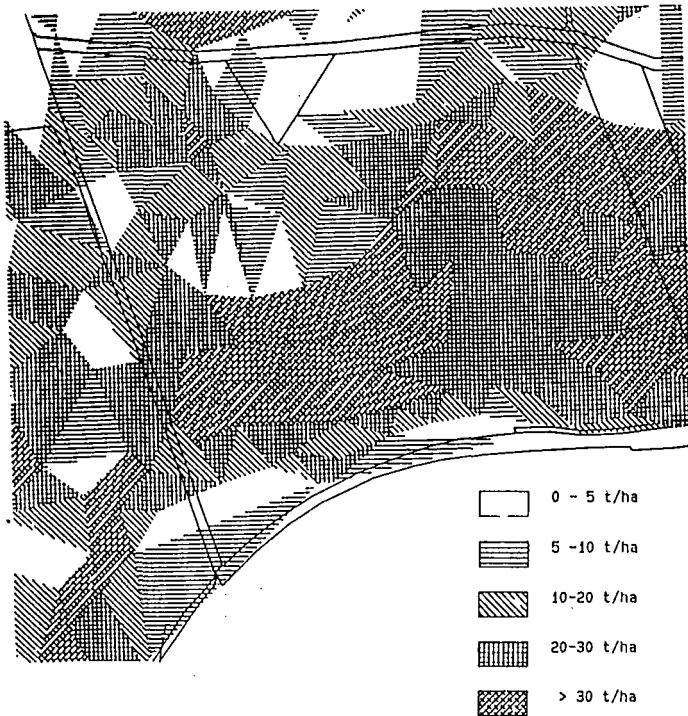


Abb. 2: Mittlere langfristige Bodenerosion für einen Schlag im Kraichgau, berechnet mit ARC-Info

vollautomatische Wetterstationen eingesetzt. Diese erfassen in hoher zeitlicher Auflösung Niederschläge, Temperaturen, Strahlung, Feuchte, Windweg, Windrichtung und Bodenwasserspannungen. Mit dem geographischen Informationssystem (GIS) ARC-Info (Schaller, 1987) werden Grundkarten (topographische Karte, Bodenkarte, geologische Karte u.a.) digitalisiert und hieraus weitere Kartenwerke abgeleitet. Aus Hangneigung, Bodenerodibilität und Bewirtschaftungsweise kann damit die langfristige mittlere Bodenerosion des Untersuchungsgebietes geschätzt werden. Für besonders erosionsgefährdete Schläge werden anschließend erosionsmindernde Maßnahmen modelliert. Dabei wird zwischen Flächen- und Rinnenerosion unterschieden. In Abbildung 2 ist beispielhaft für einen 14 Hektar großen Schlag im Kraichgau die mit ARC-Info bestimmte Bodenerosion dargestellt.

Exemplarisch sind für eine Fruchtfolge Zuckerrüben-Winterweizen-Körnermais Nettobodenabträge (nur Flächenerosion) bei erosionsmindernden Maßnahmen berechnet worden. In Abbildung 3 sind Beispiele

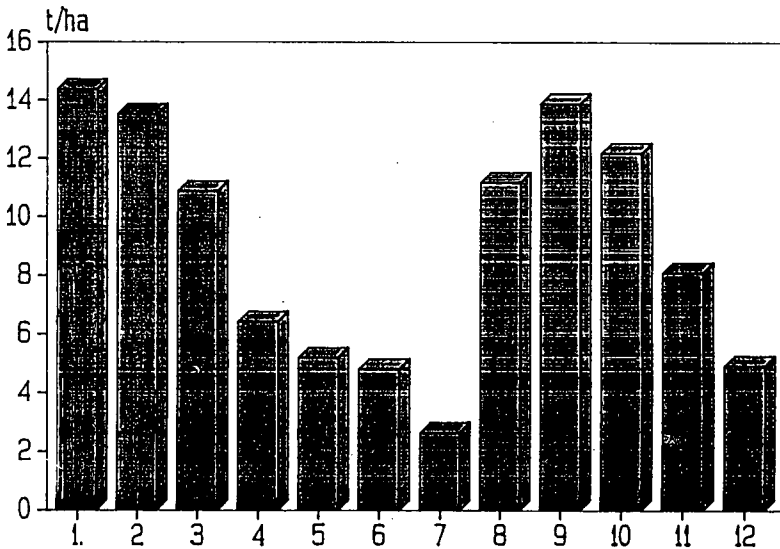


Abb. 3: Die Erosionsminderung in Abhängigkeit von ausgewählten Maßnahmen.

- | | |
|-------------------------------------|------------------------------|
| 1 Ausgangssituation | 7 Mulchsaat ZR u. Mais |
| 2 Spurlockerung in Mais | 8 Ableitungskanal |
| 3 WG-Reihen in Mais | 9 Grasstreifen 12 m |
| 4 MBB/Mulchsaat in Mais | 10 dto. 50 m |
| 5 Mulchsaat ZR u. Spurl. in Mais | 11 Steifen mit WW in Mais/ZR |
| 6 Mulchsaat ZR u. WG-Reihen in Mais | 12 Streifen und Konturen |

zur Erosionsminderung aufgeführt. Die stärksten erosionsmindernden Wirkungen lassen sich durch Mulchsaat von Zuckerrüben und Mais (Maßnahme 7) erreichen. Einen nur geringfügigen Effekt zeigen 12 m bzw. 50 m breite Grasstreifen in Hangmitte (Maßnahmen 9 und 10) (bedingt durch die große Hanglänge von 300 m. Ein Ableitungskanal in Hangmitte (Maßnahme 8) kann den Abtrag um 25 % reduzieren. Wechselweise Streifen mit Winterweizen in den Mais- und Zuckerrübenjahren und zusätzlichem Anbau in Konturen (Maßnahmen 11 und 12) können den Bodenabtrag erheblich senken, wie Abbildung 3 zeigt.

Einige ökonomische und ökologische Auswirkungen verschiedener Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratauswaschung sind in Tabelle 1 dargestellt. Für einen repräsentativen Betrieb im Kraichgau (Ausgangssituation) wurde die Anwendung der Düngungsberatungsempfehlung

		Fläche ha	Deckungs- beitrag DM/ha od. Betr.	Düngung kg/ha	Ertrag dt/ha	Nitrat im Sicker- wasser mg/l
Ausgangs- situation	Gesamt- betrieb	62,00	190.519			90,4
	CCM	15,24	- 1.118	195	107,6	107,8
	ZR	15,50	3.439	198	520,0	98,2
	WW	27,82	1.942	175	71,4	82,5
	WG	3,43	1.251	115	58,2	41,2
SchALVO - Beratungs- empfehlung	Gesamt- betrieb		176.994			50,48
	CCM	19,05	- 952	90	86,20	50,80
	ZR	16,17	3.349	125	498,40	62,57
	WW	26,76	1.677	80	59,55	42,91
50 mg/l Nitrat	Gesamt- betrieb		179.649			50,0
	CCM	19,17	- 949	88	85,53	50,0
	ZR	16,72	3.251	90	482,18	50,0
	WW	26,09	1.822	101	63,76	50,0
Ersetzen von WW u. WG durch WR u. SG	Gesamt- betrieb		174.456			59,6
	CCM	15,24	- 1.118	195	107,6	107,9
	ZR	15,50	3.439	198	520,0	50,5
	WR	12,66	877	100	51,6	48,1
	SG	18,63	1.645	58	51,4	38,4

Tab. 1: Eine ökologische und ökonomische Bewertung von umwelt-orientierten, betriebswirtschaftlichen Maßnahmen

(Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung - SchALVO -; Gesetzblatt für Baden-Württemberg, 1987) bewertet. Laut den Berechnungen würde es zu einem Ertragsrückgang mit einem um ca. 14000 DM verringerten Deckungsbeitrag kommen. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser könnten auf 50 mg/l reduziert werden. Geringere Einkommensverluste ließen sich durch eine direkte Optimierung auf 50 mg Nitrat pro Liter erreichen. Als weitere Maßnahme könnten die intensiven Getreidekulturen Winterweizen und Wintergerste durch Winterroggen und Sommergerste ersetzt werden. Dies würde aber, vor allem durch den geringen Deckungsbeitrag des Winterroggen, zu beträchtlichen monetären Einbußen führen, ohne daß ein Rückgang der Nitratkonzentrationen auf 50 mg/l erreicht würde.

Eine umfassende Darstellung der Teilmodelle und des Informationssystems liegen in Jarosch und Murschel (1988, 1989) vor.

Literatur:

Gesetzblatt für Baden-Württemberg: Verordnung des Ministeriums für Umwelt über Schutzbestimmungen in Wasser- und Quellenschutzgebieten und die Gewährung von Ausgleichsleistungen (Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung - SchALVO). Auszug; Nr. 22 (30. Dezember 1987), ISSN 0174-478X, 1987.

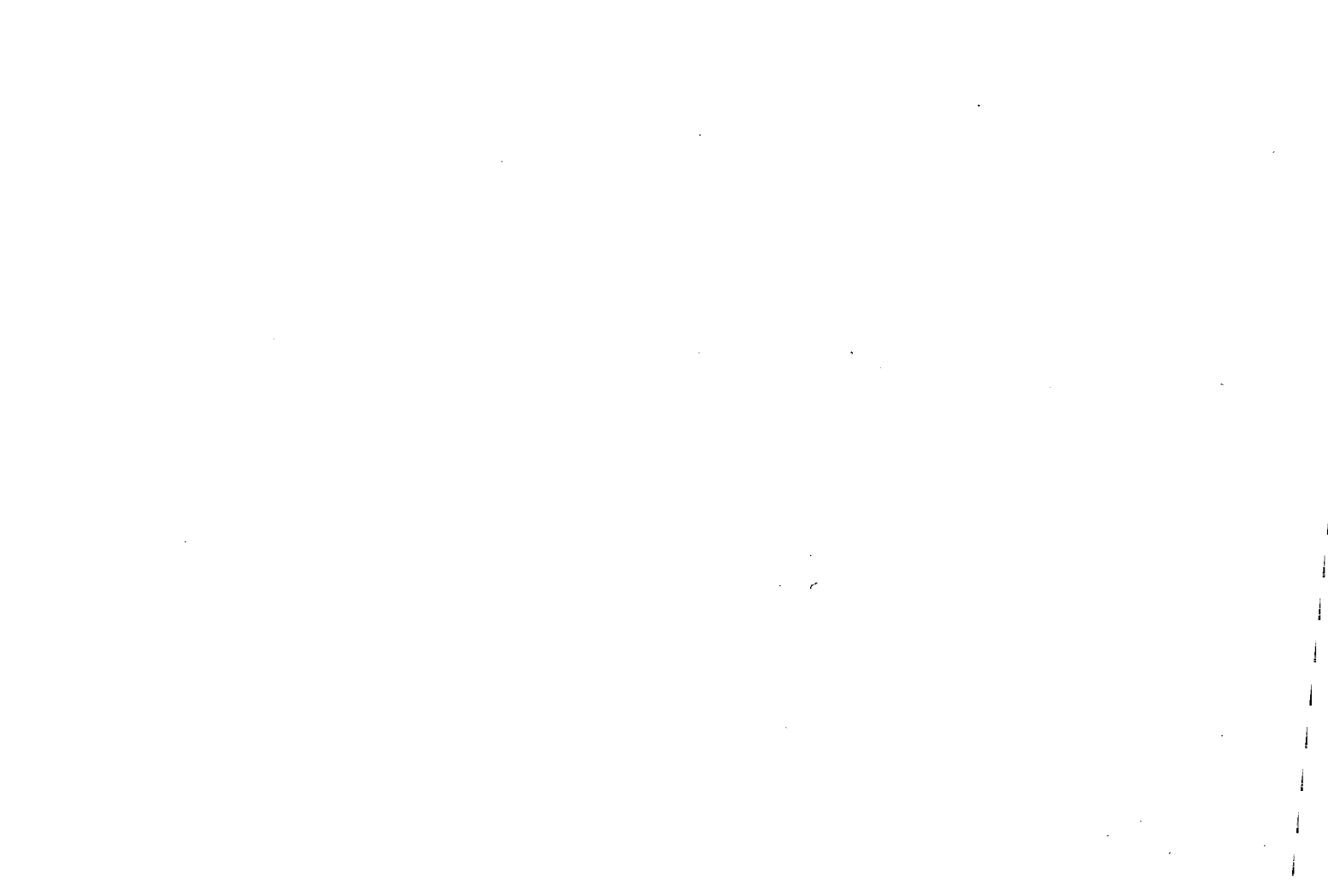
Jarosch, J. und B. Murschel: Ein ökologisch-ökonomisches Informationssystem für landwirtschaftliche Betriebe. Agrarinformatik, Bd. 15, Stuttgart, 1988.

Jarosch, J. und B. Murschel: Methodik und Datenerfordernisse zur Integration ökonomischer und ökologischer Ziele in einzelbetrieblichen Entscheidungsmodellen. In: Neuere Forschungskonzepte und -methoden in den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus, hrsg. von C.H. Hanf, Münster-Hiltrup, 1989 (im Druck).

Knisel, W.G.: CREAMS: a Field-Scale Model for Chemicals, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems. USDA. Conservation Research Report No. 26, Tucson, Arizona (USA), 1980 .

Schaller, J.: Anwendung flächenbezogener Informationssysteme für aktuelle Fragen des Bodenschutzes. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, S. 61-67, 1987.

Steinhauser, H., C. Langbein und U. Peters: Einführung in die landwirtschaftliche Betriebslehre, Bd. 1: Allgemeiner Teil, Stuttgart 1982.



Verwendung neuer Meßtechniken zur Bestimmung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit und der pF-Kurve im Labor

von

R. Plagge, M. Renger und C.H. Roth *)

Zusammenfassung

Es wird eine "Augenblicksprofil-Verdunstungsmethode" unter Verwendung neuer Meßtechniken vorgestellt, mit der die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit, die pF-Kurve und die Lagerungsdichte für sämtliche Böden im Labor schnell ermittelt werden kann. Die Bestimmung der pF- Charakteristik und der Leitfähigkeitsfunktion erfolgt simultan an der gleichen Bodenprobe.

Zielsetzung

Entwicklung einer zeitsparenden Labormethode für die Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Wasserleitfähigkeit, welche für sämtliche Böden befriedigende Ergebnisse liefert. Mit ihrer Hilfe sollen Gefügekennwerte abgeleitet werden.

Diese Labormethode sollte eine möglichst genaue Wiedergabe der tatsächlichen Wasserbewegung im Labor ermöglichen, wobei der Meßprozess eine variable Anpassung an einzelne Bodentypen gewährleistet. Darüberhinaus sollen abgrenzbar kleine Bodenbereiche genauestens untersucht werden können, um damit Aussagen über den Einfluß von Gefügefaktoren zu erlauben.

Methode und Meßtechnik

Bei der verwendeten Methode handelt es sich um eine "Augenblicksprofil-Methode". Das Berechnungsverfahren basiert auf der mathematischen Analyse von WEEKS & RICHARDS (1967) sowie SOBCZUK (1989) und ist für diese spezielle Methode bei MALICKI et. al. (1989) und PLAGGE et. al. (1989) genauer beschrieben. Hierbei werden die Flußraten und Gradienten unter sich ändernden Fließbedingungen und zu bestimmten Zeiten für ausgewählte Positionen entlang einer vertikalen Bodensäule bestimmt. Die Ausflußrate wird ebenfalls als Funktion der Zeit ermittelt und die Wassergehaltsverteilung wird nach Segmentierung am Ende der Messung aufgenommen. Somit können auch Schichtungen untersucht werden.

Die hierfür verwendete Stechzylindermeßzelle (10cm hoch, 250cm³ Volumen) ist mit 2x5 Sensoren bestückt (eingenommenes Bodenvolumen aller Sensoren = 0,42Vol%).

*) TU-Berlin, Inst. f. Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

Die dargestellte Meßtechnik kann wie folgt charakterisiert werden:

- hochdurchlässige Miniatur-Tensiometerzellen in der Konfiguration ein Drucksensor pro Tensiometer und einer Auflösung im mmWS-Bereich (PLAGGE et. al. 1989)
- Time Domain Reflectometry (TDR) unter Verwendung eines Nadelimpulses und Miniatursonden (MALICKI & SKIERUCHA 1989, MALICKI et. al. 1989)

Tab.: 1 Tabellarische Darstellung des zeitlichen Ablaufs des Meßverfahrens für unterschiedliche Bodenarten

	AUSZUFÜRENDE ARBEITEN	TON	SCHLUFF	SAND
Schritt 1	kapillare Aufsättigung auf keramischen Platten	12 hPa	12 hPa	12-18 hPa
Schritt 2	Installation der Micro - sonden und Abdichtung der Zylinderbasis. Platzieren der Meßzelle auf der Waage	-	-	-
Schritt 3	interruptive Verdunstung Wiederholen der Schritte 3a und 3b	8 x	6 x	4 - 6 x
3a	Meßbeginn, Erfassung von $\Theta_{(z)}$, $\Psi_{(z)}$ und Gesamtgewicht der Probe während der Verdunstung (unsteady state)	reduzierte Verdunstung	normale Verdunstung	beschleunigte Verdunstung
3b	Unterbrechung der Verdunstung zum Erhalt eines statischen Gleichgewichts, registrieren von $\Psi_{(z)}$, $\Theta_{(z)}$ und Gesamtgewicht der Probe (static state)	40-400 hPa	20-250 hPa	20-100 hPa
Schritt 4	Meßbeginn, Erfassung von $\Theta_{(z)}$, $\Psi_{(z)}$ und Gesamtgewicht der Probe während der Endverdunstung (unsteady state)	reduzierte Verdunstung	normale, reduzierte oder beschleunigte Verdunstung	reduzierte Verdunstung
Schritt 5	Segmentierung der Bodensäule zur Bestimmung der Lagerungsdichte und der Wassergehaltsverteilung	-	-	-

Über eine Verdunstungssteuerung wird auf die zu erfassenden Parameter Fluß, Gradient und Meßintervall gezielt Einfluß genommen. Betrachtet man

exemplarisch den Verlauf der pF-Kurve eines Sandes, so wird ersichtlich, daß im niederen pF-Bereich geringe Gradientenänderungen mit hohen Wassergehaltsänderungen einhergehen. Um meßbare Gradienten zu erhalten, muß die Verdunstung beschleunigt werden. Im oberen pF-Bereich liegen umgekehrte Verhältnisse vor. In diesem Fall wird die Verdunstung gehemmt. Darnit pflanzen sich die Wasserspannungen in größere Tiefen fort, bei gleichzeitig höheren Wassergehaltsänderungen während längerer Meßintervalle.

Somit wird ersichtlich, daß die Verdunstungssteuerung ein wichtiges Element der Meßverfahren zur Steuerung der Flußraten darstellt. In wieweit die Flußraten gehemmt oder beschleunigt werden, bzw. in welchem Ausmaß dies zu erfolgen hat ist abhängig von der Meßgenauigkeit des verwendeten Equipments (durch eine Meßfehleranalyse bekannt), sowie vom Verlauf der pF-Kurve des zu messenden Bodens. Die Meßverfahren für die unterschiedlichen Bodentypen lassen sich prinzipiell in 5 verschiedene Schritte unterteilen und sind in Tabelle 1 dargestellt.

Schlußfolgerung

Die vorgestellte Augenblicksprofil-Verdunstungsmethode ist in der Lage mit Hilfe definierter Meßverfahren für die einzelnen Böden eine realistische Leitfähigkeitsfunktion in kurzer Zeit zu liefern. Die pF-Charakteristik wird simultan miterfaßt (MALICKI et. al. 1989, PLAGGE et. al. 1989).

Aufgrund der hohen Empfindlichkeit der Apparatur wird es in Zukunft möglich sein Faktoren wie Hysterese, Schichtungen, horizontale oder vertikale Probenahme, Schrumpfen und Quellen, Schrumpfrisse etc. in ihrem Einfluß auf die hydraulische Leitfähigkeit zu quantifizieren.

Literatur

- Malicki, M.A., Plagge, R., Renger, M. & Walczak, R. (1989) Application of a time-domain reflectometry (TDR) microprobe for the determination of unsaturated soil water characteristics in standard undisturbed soil cores. *Irrig. Sci* (in Druck)
- Malicki, M.A. & Skierucha, W. (1989) A manually controlled TDR soil moisture meter operating with 300ps rise-time needle pulse. *Irrig. Sci.* 10:153-163
- Plagge, R., Renger, M. & Roth, C.H. (1989) A new laboratory method to quickly determine the hydraulic conductivity of unsaturated soil within a wide range of textures. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* (in Druck)
- Sobczuk, H. (1989) Metodyczne aspekty wyznaczania współczynnika dyfuzji wody w osrodku glebowym (methodical aspects of the water diffusion coefficient determination in the soil medium). *Diss. Agricultural Academy in Lublin, Poland*
- Weeks, L.V. & Richards, S.J. (1967) Soil water properties computed from transient flow data. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 31:721-725

Licht- und rasterelektronenmikroskopische

Untersuchungen zu Doppelbändern

von

Poetsch, T.* und Tippkötter, R.**

Einleitung

Im Norddeutschen Raum findet man häufig unter Podsolprofilen Tonbänder. Bekanntlich werden sie als Reste einer Bänderparabraunerde gedeutet, die der Podsolbildung vorausging. Solche Tonbänder werden nicht selten von Humusbändern, unter Bildung der sogenannten Doppelbänder, überlagert. Makroskopisch sind keine Veränderungen der Tonbänder durch die auflagernden Humusbänder erkennbar.

Anhand eines Profils bei Neu Wulmstorf (südwestlich von Hamburg) (Abb. 1) wird folgenden Fragen nachgegangen:

Handelt es sich im mikroskopischen Grenzbereich Tonband/Humusband der Doppelbänder

- ausschließlich um eine Überlagerung, d. h. ein Nebeneinander der beiden o. g. diagnostischen Merkmale
oder
- um eine Überprägung im Sinne durchgreifender Stoffveränderungen

Methoden

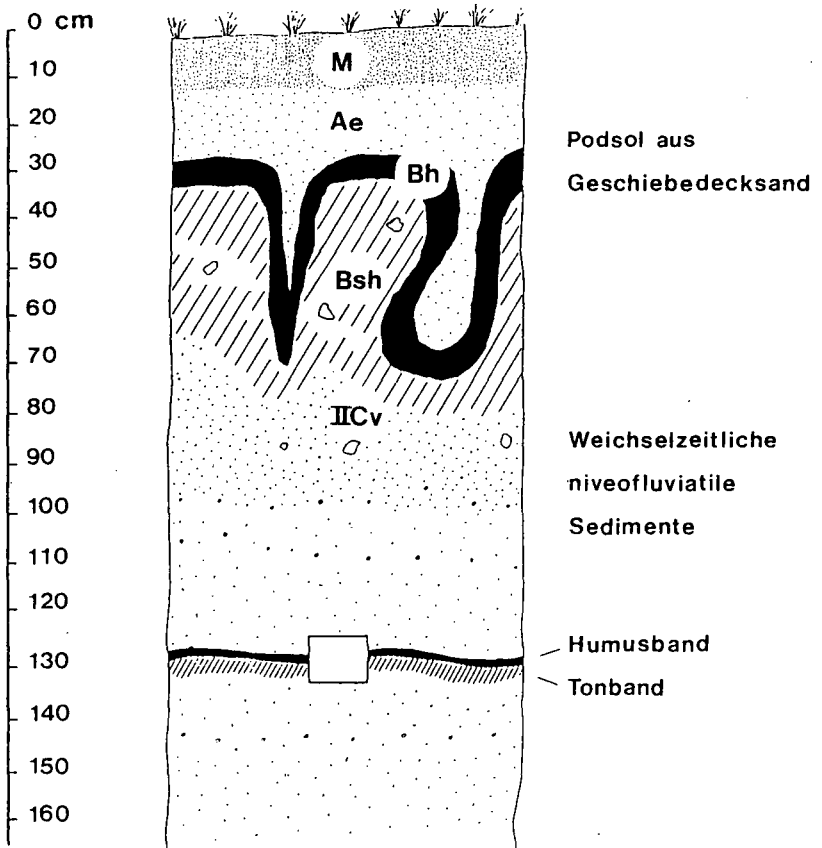
- Entnahme von ungestörten Proben und Herstellung von Bodendünnschliffen (Methode nach Altemüller, 1974)
- Lichtmikroskopische Dünnschliffuntersuchung (Hellfeld, Polarisationsmikroskopie, Zirkularpolarisation)
- REM-Dünnschliffuntersuchung
- WDX-Elementanalyse (Wellenlängendispersives x-ray) am Dünnschliff

* Institut f. Geographie, Bundesstr. 55, 2000 Hamburg 13

** Institut f. Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Abb. 1

Profil Neu Wulmstorf



Zusammenfassende Betrachtung

Mit Hilfe der mikromorphologischen Untersuchung kann im Grenzbereich Tonband/Humusband (Profiltiefe 130 cm, vgl. Abb. 1) zwischen drei verschiedenen Anlagerungen (Coatings) unterschieden werden:

1. typische braungelbe (Ton-) Coatings,
2. organomineralische, dunkelbraune Coatings,
und
3. "Übergang coatings" bzw. Durchmischungskörper,
bestehend aus Teilen von (1) und (2).

Verglichen mit den braungelben (Ton-) Coatings (1) haben die organomineralischen (2) nach der Mikroanalyse (WDX) (vgl. Tab. 1) im Mittel mehr Si (200%)* und weniger Al (50%), K (52%) und Fe (25%). Die "Übergang coatings" nehmen eine Mittelstellung ein: Si (150%), Al (83%), K (24%) und Fe (23%).

In den (Ton-) Coatings (1) sind die Si: Al - Verhältnisse $< 1,7$, während die organomineralischen Coatings (2) Quotienten von $> 2,6$ aufweisen. Mit Quotienten von $2,3 - 3,0$ liegen die "Übergang coatings" i. a. dazwischen. Die Si: Fe-Quotienten zeigen ein ähnliches Verhalten.

Die Mittelstellung der "Übergang coatings" (3) bei den Ergebnissen der Mikroanalyse legt nahe, diese Coatings als Durchmischungskörper, bestehend aus Bestandteilen der typischen (Ton-) Coatings und der organomineralischen Coatings, zu betrachten.

Im mikroskopischen Grenzbereich Humus-/Tonbelag fanden folgende Veränderungen statt:

- Wie die Formen und Anordnung der Tonreste zeigen, ist ein großer Teil der ursprünglichen Tonanlagerungen abgeführt worden.
- Die nicht abgeführten Tonreste wurden von organomineralischen kolloidalen Stoffen umhüllt und durchsetzt (Farbänderung).
- Die fehlende Orientierungsdoppelbrechung der Tonreste ist vor allem durch den Verlust der einheitlichen Tonorientierung und die wiederum durch die Sorption organischer/organomineralischer Kolloide (Maskierung) bedingt. Möglicherweise ist die fehlende Doppelbrechung der Tonreste aber auch auf den Verlust der kristallinen Struktur der Tonpartikel und ihre Umwandlung in (licht-) amorphe Substanzen zurückzuführen.

* Angaben in Klammer: ca. Wert

Tab. 1

Elementanalyse (WDX)

%					
Si	Al	Fe	K	Si:Al	Si:Fe
dunkelbraune kolloidale Massen (Serie 107)					
14,9-25,8	2,4-5,8	1,0-3,2	1,8-4,6	2,6-8,9	4,6-19,6
$\bar{x}=20,0$	$\bar{x}=3,6$	$\bar{x}=1,8$	$\bar{x}=2,8$	$\bar{x}=6,4$	$\bar{x}=13,5$
Durchmischungskörper (Tonbeläge + dunkelbraune kolloidale Massen) (Serie 202)					
11,6-16,8	4,4-6,8	1,3-3,0	0,2-2,7	2,3-3,0	3,9-12,8
$\bar{x}=15,1$	$\bar{x}=5,9$	$\bar{x}=1,8$	$\bar{x}=1,4$	$\bar{x}=2,6$	$\bar{x}=9,3$
braungelber Tonbelag (Serie 105)					
8,4-11,7	6,6-9,3	7,2-9,3	4,6-6,4	1,2-1,7	0,9-1,6
$\bar{x}=10,1$	$\bar{x}=7,4$	$\bar{x}=8,4$	$\bar{x}=5,5$	$\bar{x}=1,4$	$\bar{x}=1,2$
braungelber Tonbelag (Serie 109)					
8,5-10,5	5,9-7,7	6,7-7,2	5,7-6,6	1,4	1,5-6,1
$\bar{x}=9,5$	$\bar{x}=6,8$	$\bar{x}=7,0$	$\bar{x}=6,2$	$\bar{x}=1,4$	$\bar{x}=3,8$

Literatur

- Altemüller, H.-J. (1971): Mineralogische und mikromorphologische Untersuchungen der 3 Exkursionsprofile der Geest-Landschaft.-
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.
13, 233 - 242
- Altemüller, H.-J. (1974): Mikroskopie der Böden mit Hilfe von Dünnschliffen.-
in: Freund, H. (Hrsg.): Handbuch der Mikroskopie in der Technik, Band IV, Teil 2,
Frankfurt a. M.
- Ehlers, J. (1978): Die quartäre Morphogenese der Harburger Berge und ihrer Umgebung.-
Mitteilgn. d. Geogr. Gesellschaft in Hamburg,
Bd. 68
- Goetz, D. (1970): Bänderparabraunerden aus jungpleistozänen Sanden im Raum Berlin.-
Dissertation Berlin
- Roeschmann, G. (1976): Mehrphasig entstandener, periglaziär überprägter subarktischer Gley-Podsol innerhalb einer weichselzeitlichen vorwiegend sandigen Sedimentabfolge als Füllung eines flachen Hangtälchens.-
in: Exkursionsführer Deuqua-Tagung 1976 in Hamburg.

Agrarökologische Gliederung des östlichen und südlichen
Niedersachsen (Übersichtskarte 1 : 500 000)

K. RITTMEIER *)

1. Einleitung

Mit der Agrarökologischen Gliederung wird eine speziell nach den natürlichen Standortbedingungen der Agrarflächen ausgerichtete räumliche Gliederung des östlichen und südlichen Niedersachsen vorgestellt. Das Gebiet umfaßt in etwa die Fläche der Landwirtschaftskammer Hannover.

Sie kann einerseits als erste Übersicht der Standortverhältnisse im Bereich der Agrarflächen - einschließlich des standortkundlichen Vergleichs zwischen den Landschaften - dienen. Andererseits bietet sie sich als regionaler Bezugsrahmen für verschiedene Fragestellungen an, für die die landwirtschaftlich genutzte Fläche von Bedeutung ist.

Die Veranlassung zu dieser Arbeit ergab sich aus dem Bedarf, für eine genauere Beurteilung der Nährstoffdynamik auf landwirtschaftlich genutzten Flächen regional repräsentative Versuchsstandorte bzw. -betriebe auszuwählen. Um hierfür eine geeignete Grundlage bereitzustellen, wurde auf Anregung von Prof B. MEYER die hier vorgestellte Landschaftsgliederung im Rahmen einer Diplomarbeit (RITTMEIER 1988) durchgeführt.

In diesen räumlichen Bezugsrahmen lassen sich gleichzeitig bereits vorhandene Versuche, z.B. auch aus dem Pflanzenbau, einordnen und auswerten. Aber auch die umweltrelevanten agrarpolitischen und agrarökonomischen Rahmenbedingungen, z.B. Gülle-Erlaß, sollten mehr als bisher die natürlichen Standortbedingungen berücksichtigen und entsprechend regionalisiert werden.

Arbeiten mit ähnlicher Zielsetzung liegen beispielsweise aus Bayern (WITTMANN 1984 bzw. WÜRFL et.al. 1983) und Baden - Württemberg (WELLER 1983) vor.

2. Grundlagen und Vorgehensweise

Die wichtigste Grundlage der Agrarökologischen Gliederung stellt die "Bodenkundliche Standortkarte von Niedersachsen und Bremen 1 : 200 000" - kurz BSK 200 - (N L f B 1974 - 81) dar. Das Untersuchungsgebiet umfaßt die folgenden Blätter dieser Karte : Bremen, Lüneburg, Hannover, Braunschweig und Göttingen.

Diese enthält neben Angaben zum Boden solche zum Relief und zu den regionalklimatischen Verhältnissen.

Da speziell die Agrarflächen betrachtet werden sollen, wurde auf dieser Karte basierend zunächst eine agrarökologische Arbeitskarte erstellt, bei der insbesondere die Waldflächen, größere Siedlungen und die größeren Truppenübungsplätze in der Lüneburger Heide bei der farbigen Kennzeichnung unberücksichtigt blieben.

*) Inst. f. Bodenwissenschaften, von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

Von dieser Karte ausgehend erfolgte unter Einbeziehung weiterer (Karten-) Unterlagen eine Ausgliederung größerer, möglichst einheitlicher Landschaftsräume. Dabei wurde anhand der Standortfaktoren Substrat und Böden, Grundwassereinfluß, Relief sowie Klima untersucht, welche als charakteristisch für die einzelnen Landschaften und welche als differenzierend gegenüber den benachbarten anzusehen sind. Neben den agrarökologischen Eigenschaften der Standorte und ihrer flächenmäßigen Bedeutung spielte bei der Abgrenzung der Landschaften auch die räumliche Struktur der Bodendecke eine wichtige Rolle. Denn es ist auch zu prüfen, inwieweit eine Trennung ökologisch unterschiedlicher Standorte unter räumlichen Gesichtspunkten sinnvoll ist. Dies sei an zwei Beispielen verdeutlicht :

- Im Bereich von Börde und Bergland erscheint eine grundsätzliche Trennung der lößärmeren Standorte von den günstigeren Lößstandorten nicht sinnvoll, da der Anteil der lößärmeren Standorte an der Agrarfläche in vielen Landschaften nur gering ist und aufgrund der häufig peripheren Lagen auch nur eine untergeordnete Bedeutung besitzt.
- In den Geestlandschaften treten häufig in meist schmalen Niederungen Gleye und Niedermoore auf. Unter rein ökologisch - standortkundlichen Gesichtspunkten sind sie stets von den grundwasserfernen Geeststandorten zu trennen - wenn man von möglichen lateralen Beziehungen absieht. Die schmalen Niederungen können aber auch als charakteristischer Bestandteil der Landschaften angesehen und entsprechend bei der räumlichen Gliederung (bis zu einem gewissen Maße) vernachlässigt werden. Außerdem gehören sie zu dem typischem Standortspektrum, welches die Landwirte in der Regel nutzen.

In einzelnen Fällen wurden zusätzlich Kartenunterlagen zur landwirtschaftlichen Bodennutzung, insbesondere zum Verhältnis Grünland - Ackerland, als Entscheidungshilfe herangezogen.

3. Landschaftstypisierung, hierarchische Gliederung und Benennung

Um eine bessere regionale Vergleichbarkeit und schnellere Übersicht der Standortverhältnisse zu erreichen, wurden Landschaftstypen gebildet.

Zunächst wurde eine Reihe von Landschafts - Grundtypen mit jeweils charakteristischem Inventar unterschieden (vgl. Tabelle 1). Diese stellen überwiegend geologisch - geomorphologische Einheiten dar. Sie werden durch Angaben zu den Bodenverhältnissen (Bodenarten, -typen und -vergesellschaftung), dem Relief sowie zum landwirtschaftlichen Ertragspotential kurz charakterisiert. Zusätzlich wird auf einige Besonderheiten, z.B. Erosionsgefährdung, hingewiesen. Das landwirtschaftliche Ertragspotential konnte der entsprechenden Karte des N L f B (1981) entnommen werden.

Die eigentlichen Landschaftstypen ergeben sich je nach Standortverhältnissen durch Kombination dieser Grundtypen. Um eine ausreichende Übersichtlichkeit zu bewahren, wurden jedoch bis auf wenige Ausnahmen maximal zwei Grundtypen kombiniert. Wird nur ein Landschafts - Grundtyp angegeben, so wird die Landschaft bereits durch diesen einen hinreichend genau gekennzeichnet.

Die regional - klimatischen Verhältnisse werden durch die Zuordnung zu den übergeordneten Großlandschaften erfaßt.

Tabelle 1 : Landschafts - Grundtypen

----- MARSCHLANDSCHAFTEN -----	
A	Küstennahe (See-) Marschlandschaften
B	Küstennahe (Brack-) Marschlandschaften
C	Küstenfernere (Fluß-) Marschlandschaften
D	Organo- und Moormarschenlandschaften
----- GEEST- UND MOORLANDSCHAFTEN -----	
E	Moorlandschaften und moorreiche Niederungen
F	(Sand-) Niederungen
G	" Ärmere " Sandgebiete
H	" Reichere " Sandgebiete
J	Geestplatten
K	Sandlößgebiete
L	Geestplatten und -hügelland mit Festgesteinsdurchragungen
----- LÖSSLANDSCHAFTEN -----	
M	Lößlandschaften, ebene bis flachwellige " Schwarzerdegebiete "
N	Lößlandschaften, überwiegend eben bis flachwellig
O	Lößlandschaften, verbreitet hügelig
----- BERG- UND HÜGELLAND MIT BÖDEN AUS : -----	
P	Kalk- und Mergelstein
Q	Tonstein, verbreitet mit Sandsteinlagen
R	Sandstein, mit Schluff- und Tonstein in Wechsellagerung, örtl. Schotter
S	Festgestein, häufig wechselnd, überwiegend Kalk- u. Mergelstein

T	Montane Berglandregion des Harzes
U	Talauen (mit Auenlehm)
~	verbreitet staunasse Löß- bzw. Sandlößböden (Zusatzsignatur)

Beispiel für die Charakterisierung eines Landschafts - Grundtyps :

F (Sand-) Niederungen

Bodenarten/Bodentypen : verbreitet f-mS, je nach Lage zum Grundwasser Podsol bis (Raseneisen-) Gley, Leitbodentyp: Gley-Podsol; in tieferen Lagen örtlich Niedermoor, Hochmoore selten oder wenig kultiviert

Landwirtschaftliches Ertragspotential : je nach Grundwasser-einfluß gering bis mittel; meist hohe Winderosionsgefährdung

Bei einer solchen Typisierung ist aber zu berücksichtigen, daß die Landschaften bei dieser Dimension natürlich eine große räumliche wie ökologische Heterogenität aufweisen können. Daher besitzen auch Landschaften des gleichen Typs unterschiedlich ausgeprägte individuelle Züge. In einigen Fällen werden Landschaften getrennt, bei denen gewisse Unterschiede im Inventar an Standorteinheiten bestehen, die sich bei der Typisierung der Landschaften jedoch nicht berücksichtigen lassen.

Für einen genaueren Überblick der Standortverhältnisse wurden daher zusätzlich in Anlehnung an HAASE (1964) Inventarlisten erstellt. Diese enthalten eine Übersicht sämtlicher Standorteinheiten der einzelnen Landschaften einschließlich ihres geschätzten Deckungsgrades, der in vier Stufen von sehr häufig bis vereinzelt unterschieden wird. Zusätzlich werden die mittleren Jahressummen des Niederschlags (n. SCHIRMER&VENT-SCHMIDT 1979) sowie die mittlere klimatische Wasserbilanz von Mai bis Oktober (n. ECKELMANN &RENGER 1981) als klimatische Kennwerte in der Tabelle berücksichtigt. Als Beispiel ist in Tabelle 2 die Inventarliste für die Sandlößgebiete wiedergegeben. Neben dieser werden die folgenden Inventarlisten unterschieden : Geestplatten und -hügelland mit Festgesteinsdurchragungen / übrige Geest- und Moorlandschaften / Marschen / Börde und Bergland.

Tabelle 2 : Inventarliste für die Sandlößgebiete

Sandlößgebiete (eben bis wellig, selten hügelig)							Klima											
BSK-Einheiten	-23	-26,414	-27,415	-13	012	023												
Bodentypen	B	L (B, SL; E)	S (G)	GB, G	A	Hn												
Bodenarten	x uS	uS (tU)	uS-su (tU)	uS-ul	tU-ut	H												
Ertragspotential (Acker, Grünland)	LS	/S (sL)	/IS-sl	/S														
	2.3.1-2	4.3	4.4	3.4	4.4	2.3												
Nr. der Landschaft							N _p (mm)				KWB _{v-x} (mm)				BSK-Klima-region			
							800	750	700	650	600	-100	-50	0	+50	+100		
3.2.1.2		X					—											ms
3.2.2.3		X					—											ms
3.2.5.1	X				O	*	—											ms
3.2.5.2	O	X			*		—											ms
3.3	*	X					—											ms
3.7		X	X		*	O	—											ms
4.5.1		X			O		—											sk
4.5.2		X			O	*	—											ms
4.6	*	X			*		—											sk
5.5		X			O	*	—											sk
5.6	*	*	X		*	*	—											sk

Verbreitungsstufen

sehr häufig
verbreitet
mehrfach vorkommend
vereinzelt

Bodentypen

A Auenboden
B Braunerde
E Eschboden
G Gley
Hn Niedermoor
L Parabraunerde
S Pseudogley

Bodenarten

L, l Lehm, lehmig
S, s Sand, sandig
T, t Ton, tonig
U, u Schluff, schluffig
x steinig
/ ... über ...
(...) örtlich bzw. seltener

Ertragspotential : 1 sehr gering Klima : ms maritim-subkontinental
5 sehr hoch sk subkontinental

Insgesamt wurden 139 Landschaftseinheiten ausgegliedert.

Unter Berücksichtigung der ökologischen Ähnlichkeit und der räumlichen Nachbarschaft wurden sie in einem hierarchischem System zu Landschaften höherer Ordnung zusammengefaßt. Bei einer solchen, großräumigen Zusammenfassung spielte auch die Bedeutung der Landschaftseinheit für die landwirtschaftliche Bodennutzung eine Rolle, die sich aus der Größe und dem Anteil der Agrarflächen ergibt.

In der höchsten Kategorie erfolgte - im wesentlichen in Anpassung an die großräumigen geologischen und klimatischen Verhältnisse - eine Zusammenfassung zu insgesamt sieben Großlandschaften :

1. maritime Marschlandschaft
2. maritime Geest- und Moorlandschaft
3. maritim-subkontinentale Geest
4. subkontinentale Geest
(einschließlich südlicher Geestrand - Landschaften)
5. Börde und nördliches Harzvorland (klimatrockener)
6. Leine-Weser-Bergland und Harz (klimafeuchter)
7. Leinetalgraben und Eichsfeld (klimatrockener)

Für die Benennung der Landschaftseinheiten konnte teilweise auf die Namensgebung der Naturräumlichen Gliederung zurückgegriffen werden. In zahlreichen Fällen war es jedoch wegen unterschiedlicher Abgrenzung der Landschaften sinnvoller neue Namen zu bilden.

Die numerische Kennzeichnung (und Benennung) der einzelnen Landschaften ergänzt durch die Inventarlisten einerseits und die Darstellung von Landschaftstypen andererseits ermöglichen sowohl eine individuelle wie auch eine vergleichende und typisierte Betrachtung der Landschaften.

4. Darstellung

Die Karte "Agrarökologische Gliederung des östlichen und südlichen Niedersachen" liegt im Maßstab 1 : 500 000 vor. Sie enthält die Grenzen und Nummern der Landschaftseinheiten. Die Flächenfarbe der Originalkarte richtet sich nach dem entsprechenden Landschaftstyp der einzelnen Landschaften. Dabei bestimmt der dominierende Grundtyp die Grundfarbe, während der "Begleittyp" durch eine entsprechende Schraffur berücksichtigt wird.

In Abbildung 1 wird in einem Ausschnitt der Karte die Umgebung von Hannover wiedergegeben. Da hier eine farbige Darstellung nicht möglich ist, wird der "Leittyp" durch Großbuchstabe, der "Begleittyp" durch entsprechenden Kleinbuchstaben gekennzeichnet. Beispiel (vgl. Abb. 1) :

Landschaftseinheit : 5.3 Stadthagener Börde
Landschaftstyp : N : Lößlandschaft, eben bis flachwellig,
mit höherem Anteil staunasser Böden

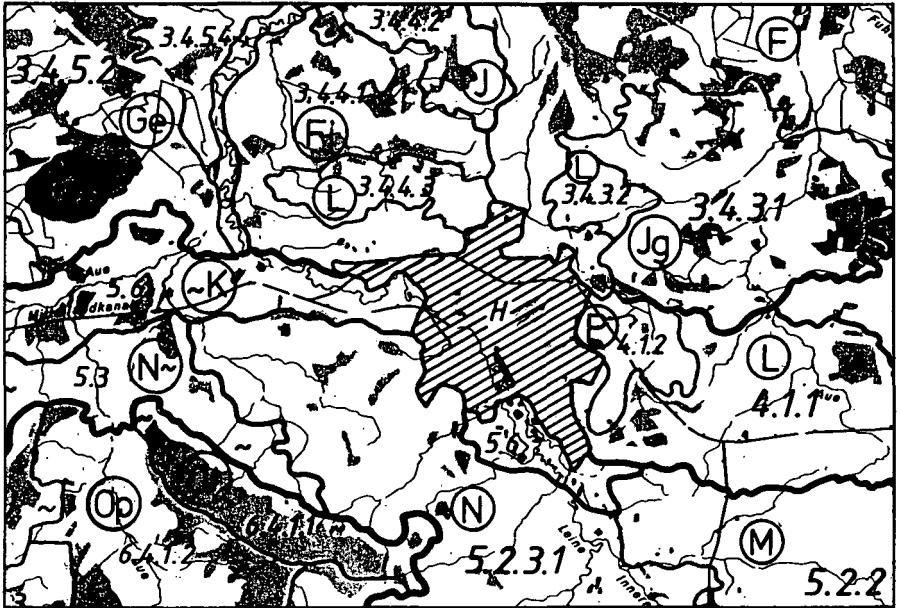
In der Legende werden die Landschafts - Grundtypen nur benannt. Zur umfassenden Information wird die Karte durch drei verschiedene Listen ergänzt :

- Benennung der Landschaftseinheiten
- Inventarlisten
- Charakterisierung der Landschafts - Grundtypen
(+ Klimatabelle)

5. Literatur

- ECKELMANN, W. u. M. RENGER (1981) : Karte der klimatischen Wasserbilanz von Mai bis Oktober 1 : 500 000 . -
Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung, 22, 224 - 231
- HAASE, G. (1964) : Landschaftsökologische Detailuntersuchung und naturräumliche Gliederung . -
Peterm. Geogr. Mitt., 108, 8 - 30
- N L f B (= NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG)
- (1974 - 1981) : Bodenkundliche Standortkarte von
Niedersachsen und Bremen 1 : 200 000 . - Hannover
- (1981) : Karte des Landwirtschaftlichen Ertrags-
potentials (Bezugsbasis Wintergerste) 1 : 200 000 .
Hannover
- RITTMEIER, K. (1988) : Landschaftsgliederung des östlichen und südlichen Niedersachsen nach den natürlichen Standortbedingungen der Landwirtschaft . - Diplomarbeit ,
Geogr. Inst. der Universität Göttingen
- SCHIRMER, H. u. V. VENT-SCHMIDT (1979) : Das Klima der Bundesrepublik Deutschland, Lief.1: Mittlere Niederschlagshöhen für Monate und Jahr, Zeitraum 1931-1960 . -
Offenbach a.M. (Deutscher Wetterdienst)
- WELLER, F. (1983) : Agrarökologische und naturräumliche Gliederung im Vergleich . - Verh. d. Ges. f. Ökologie, Bd. XI, 445 - 453
- WITTMANN, O. (1984) : Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern: Übersichtskarte 1 : 1 000 000 . - 2. Aufl.,
Bayer. Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen : Materialien, 21
- WÜRFL, P., J. DÖRFLER u. P.-M. RINTELEN (1983) : Die Einteilung Bayerns in landwirtschaftliche Standorte, landwirtschaftliche Erzeugungsgebiete und Agrargebiete . -
Bayer. Landesanstalt für Betriebswirtschaft und Agrarstruktur, Abt. Agrarstruktur und Agrarplanung,
München

Abbildung 1 : Agrarökologische Gliederung des östlichen und südlichen Niedersachsens 1 : 500 000 (Ausschnitt)



Landschaftseinheit (a)	Benennung	Landschaftstyp (b)
3.4.3.1	Burgdorfer Geest	J g
3.4.3.2	Isernhagener Lehmgeest	L
3.4.4.1	Otternhagener Geest	F j
3.4.4.2	Wedemark	J
3.4.4.3	Engelbosteler Lehmgeest	L
3.4.5.2	Rehburger Moorgeest	G e
3.4.5.4	Neustädter Leinetal	U
4.1.1	Sehnder Geestrand	L
4.1.2	Wülferoder Hügelland	P
5.2.2	Hildesheimer Börde	M
5.2.3.1	Calenberger Börde	N
5.3	Stadthagener Börde	N ~
5.6	Wunstorfer Sandlößgebiet	K ~
6.4.1.1	Barsinghäuser Deisterhang	O r ~
6.4.1.2	Rodenberger Mulde	O p

Anmerkungen :

- (a) erste Ziffer : Großlandschaft
 (b) vgl. Tab. 1 ; Großbuchstabe : Leittyp
 Kleinbuchstabe : Begleittyp

Beurteilung von Schadstoffen im Boden - ein Kriterienkatalog

von

Ruck, A. [†]

1 Einführung

Die Beurteilung von kontaminierten Böden ist zur Zeit für viele Schadstoffe und viele Fälle von Bodenkontamination nicht möglich. Hilfsweise werden die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung [KSVO-82] herangezogen, die für einen speziellen Fall (Zulässigkeit der Ausbringung von Klärschlamm auf landwirtschaftliche Flächen) gelten. Die niederländischen Richtwerte [NL-88] werden in der Praxis gerne genommen, weil hier auch für organische Kontaminationen Werte genannt sind. Da die Zahlenwerte allein über Risikobeurteilung, Geltungsbereich oder Begründung keinen Aufschluß geben, sind sie bei der Bewertung von Bodenkontaminationen von geringer Bedeutung.

In dieser Situation wurde das Institut für wassergefährdende Stoffe an der TU Berlin vom Umweltbundesamt beauftragt, ein Konzept für die Festlegung von "Sanierungswerten für kontaminierte Böden" zu entwickeln. In diesem Beitrag sollen übergeordnete Gesichtspunkte für die Beurteilung von Schadstoffen im Boden dargestellt werden. Die hier zur Diskussion gestellten "Aspekte der Festlegung von Schwellenwerten" sollen zur Orientierung und Strukturierung der Diskussion über Bodenschwellenwerte beitragen.

2 Risikobeurteilung

Mit zunehmender Schadstoffkonzentration erhöht sich das Gefahrenpotential eines kontaminierten Bodens, und die Zahl der gefährdeten Schutzgüter nimmt zu. Teilt man diese kontinuierliche Risikokala in diskrete Abschnitte (Risikobereiche), so sind mindestens zwei Stufen zu unterscheiden:

1. Bei der unteren Stufe ist kein anthropogener Einfluß erkennbar und es kann von einer "standortüblichen Multifunktionalität" ausgegangen werden. Bei den Schwermetallen sind das die geogenen bzw. pedogenen Normalgehalte (für jeweils eine Region mit vergleichbarem Ausgangsmaterial und vergleichbarer Pedogenese zu ermitteln), sofern die Schwermetalle in der gleichen Bindungsform vorliegen. Für Xenobiotika kann nur "Null" gelten, da der Einfluß von Umweltchemikalien, z.B. auf Bodenbiozosen, letztlich nicht zu ermitteln ist. Diese Stufe gilt es, durch Vorsorgemaßnahmen zu bewahren bzw. wiederherzustellen.

[†] Dr. Andreas Ruck, Institut für wassergef. Stoffe an der TU Berlin, Hardenbergplatz 2, 1000 Berlin 12,

2. Die obere Stufe kennzeichnet ein erkanntes Gefährdungspotential (Belastungsschwelle). Hier muß eine Schwelle aus dem vorhandenen Wissen um den Zusammenhang von Bodenkontamination und Schäden an Schutzgütern abgeleitet werden. Die Unsicherheiten bei der Ableitung werden durch Sicherheitsfaktoren bzw. "worst-case"-Annahmen berücksichtigt (aber nicht beseitigt!).

Die vorgesehenen Sanierungswerte sind für die obere Stufe der Risikobeurteilung gedacht. Der Schutz von naturnahen Ökosystemen und die Beurteilung von Wohnbebauung auf Altdeponien (hier sind Vorsorgeüberlegungen notwendig) werden durch Sanierungswerte nicht abgedeckt.

3 Kriterienkatalog zur Festlegung von Schwellenwerten

Folgende Aspekte sind bei der Erarbeitung von Schwellenwerten zu beachten. Auch bei der Bewertung bestehender Schwellenwertlisten hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit sind die sie heranzuziehen. Zur Erläuterung der Aspekte sind Beispiele in Klammern angegeben.

Ziel (Schutz des Grundwassers, Erhalt der Ertragsfähigkeit des Bodens, Verminderung der Schadstoffeinträge, Schutz der Anwohner vor kontaminierten Flächen, Erhalt der natürlichen Vorgänge/Umsetzungen im Boden, Schutz von Tierarten, die in/auf dem Boden leben).

Risikobeurteilung (Vorsorgewert, Gefahrenschwellenwert)

Verbindlichkeit (Orientierungswert, Richtwert, Grenzwert)

Eingriffsintensität (Schwellenwert für nähere Untersuchung, Sanierungswert)

Geltungsbereich (Böden, auf die Klärschlamm gebracht werden soll - Böden in Gebieten, wo Änderungen des Bebauungsplans vorgenommen werden - Böden, die verkauft werden - Böden, die Trinkwasser beeinflussen können)

Regelungsgröße (Konzentrationen (Masse- oder Volumenbezug), Eintragsraten, Eintragsmengen, Flächenbelegung - Gesamtgehalte, Königwasserauszug, CaCl_2 -Auszug - Probenahme, Analyse, Interpretation)

Begründung

- | |
|---|
| <p>a) toxikologische Ableitungen aus Tierversuchen bzw. aus epidemiologischen Ergebnissen (ggf. mit Sicherheitsfaktoren und Expositionsabschätzung)</p> <p>b) experimentelle Untersuchungen zum Zusammenhang von Schadschwellen mit Bodenkonzentrationen</p> <p>c) Übertragung von anderen, bereits gesetzten Schwellenwerten auf andere Medien/Anwendungen</p> |
|---|

- d) gewogener Mittelwert bisher genannter Schwellenwerte
- e) natürlicher Zustand, normale Gehalte
- f) Hygiene, nicht nachweisbar
- g) hohe Konzentrationen unerwünscht
- h) der Stoffeintrag soll den Stoffaustrag nicht übersteigen
- i) ein niedrigerer Schwellenwert ist volkswirtschaftlich oder privatwirtschaftlich zu teuer
- j) Begründung wird nicht geliefert, weil - die Autorität des Autors/der Institution ausreicht. - der Leser sie nicht verstehen/nachvollziehen könnte. - die Darstellung der Begründung die Willkür bei der Ableitung offenbart und sie dadurch angreifbar würde.

Verfahren zur Festlegung der Schwellenwerte

Vorschlag von einzelnen Wissenschaftlern, Expertenkomitee, Politiker, Praktiker, Parlamente, gesellschaftliche Gruppen,
Entscheidungen: offen vs. geheim, mehrheitlich vs. Konsens, endgültig vs. revidierbar.
Entscheidungsträger: demokratisch legitimiert vs. benannt; betroffen? qualifiziert?
Interessenlage? weisungsgebunden? kooperativ?

Differenzierung (Nach Bodeneigenschaften, nach Expositionspfaden; differenzierte Probenahme entsprechend der Nutzungen oder Transferpfad)

Differenzierung nach Flächennutzung (Aktuelle Nutzungen, geplante Nutzungen (= standortübliche Multifunktionalität), Offenhalten aller möglichen Nutzungen)

Vielfach wird der Versuch unternommen, durch die **Wahl des Namens** bereits alle genannten Aspekte beschreiben zu können.)

4 Schutzgüter und Akzeptoren

Die Sanierungswerte für kontaminierte Böden sollen nach den Begründungen a) bis c) erarbeitet werden. Für den Transfer von Schadstoffen zwischen Donator (hier: kontaminierter Boden) und Akzeptor (Schutzgut) sind folgende Akzeptoren/Schutzgüter zu berücksichtigen (s. Abb.). Dabei ist zunächst zwischen verschiedenen Schutzgutgruppen zu differenzieren. Der Mensch ist nur eines der Medien, die für die Beurteilung von Schadstoffen im Boden herangezogen werden können. Direkt am Menschen liegen die konsumierten Medien (Tierprodukte, Pflanzenprodukte, Atmosphäre/Luft, Trinkwasser). Die Lebensmittel werden aus Agrarökosystemen gewonnen, wobei zwischen der Pflanze, die als Futtermittel für das Tier verwendet wird, und den Nutzpflanzen unterschieden wird.

Als naturnahe Ökosysteme sind der Boden selbst mit der Bodenflora und Bodenfauna als von Schadstoffen betroffene Ökosysteme zu rechnen, weiterhin die Pflanzengesellschaften und Tierpopulationen, die sich unmittelbar auf dem Boden befinden. Das Oberflächenwasser und das Grundwasser werden durch Erosion bzw. Versickerung von Kontaminationen im Boden beeinflusst. Die Differenzierung zwischen Boden, Bodenlösung und Bodenluft ist insbesondere bei komplexen Transfers notwendig, weil dann die Bodenlösung oder Bodenluft als Regelungsgröße statt der Bodenkonzentration verwendet werden kann (Beispiel: lösliche Schwermetallgehalte, flüchtige Chlorkohlenwasserstoffe).

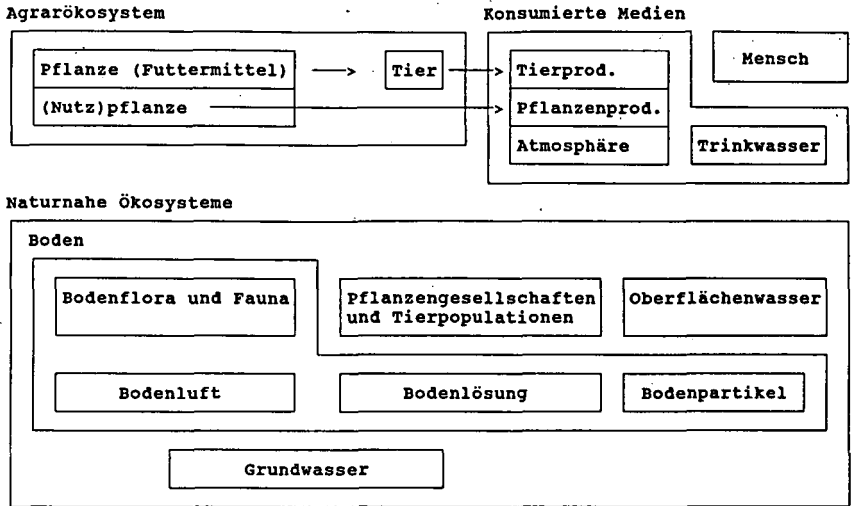


Abbildung: Akzeptoren/Schutzgüter, zu denen Schadstoffe aus dem Boden gelangen können. Zur besseren Übersicht sind die Transfermöglichkeiten nicht als Pfeile dargestellt. (Eine Zusammenstellung der wesentlichen Transferpfade und ihrer Bedeutung kann beim Autor angefordert werden.)

5 Literatur

- [KSVO-82] ANONYM (1982): Klärschlammverordnung - AbfKlärV vom 25.Juni 1982.- Bundesgesetzblatt Teil I, 734-736 (Anhang: 737-739)
- [NL-83] Ministerie van het Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (=VROM) (Hrsg.) (1983): Leidraad Bodemsanering.- Staatsuitgeverij, s'-Gravenhage, ISBN 90-12-04403-0.

weiterführende Literatur:

KORTENKAMP, A., GRAHL, B und GRIMME, L.H. (Hrsg.) (1989): Die Grenzenlosigkeit der Grenzwerte.- Karlsruhe.

RUCK, A. (1989): Vorliegende Konzepte für die Ableitung von Schwellenwerten zur Beurteilung von Schadstoffen im Boden - Bestandsaufnahme und Bewertung - (TU Berlin, FG Bodenkunde), UBA-Forschungsbericht FKZ 10701010, Entwurf

RUCK, A. (1989): Probleme der Festsetzung von Schwellenwerten für Umweltmedien - das Beispiel Boden.- Forum Wissenschaft 1/89:58-63

WINTER, G (Hrsg.) (1986): Grenzwerte.- Düsseldorf

(Die schriftliche Version des Vortrags und die geeigneten Folien sind beim Autor erhältlich)

Bereitstellung von Planungsunterlagen für Landschaftsrahmenpläne mit Hilfe von digitalen Bodenkarten und topographischen Karten aus drei Jahrhunderten

von

SCHENCK, CH. & HENSELER, K.L.¹

1. Einleitung

Anhand vorliegender digitaler Bodenkarten und topographischer Karten aus drei Jahrhunderten können mit Hilfe des Niedersächsischen Boden-Informationssystems (NIBIS) innerhalb kurzer Zeit Planungsunterlagen in Form von Karten und Flächenstatistiken für die Landschaftsrahmenplanung bereitgestellt werden.

Am Beispiel Selsingen im Landkreis Rotenburg/Wümme wurden mit Hilfe der Kurhann. Landesaufnahme des 18. Jh., der Königl. Preuß. Landesaufnahme des 19. Jh. und einer aktuellen topographischen Karte von 1984 der ursprüngliche Landschaftszusammenhang und der Wandel der Flächennutzung im Lauf der letzten 200 Jahre dargestellt.

Zur Zeit werden folgende Daten erfaßt und in das NIBIS (Flächendatenbank, Profildatenbank, Labordatenbank) eingeführt (vgl. OELKERS & VINKEN 1988, S.6ff.)

- Bodenschätzung
- Forstliche Standortkarten
- Bodenkarten von Niedersachsen 1:25.000 (BK25)
- Bodenkundliche Standortkarten von Niedersachsen 1:200.000 (BSK200)
- Geologische Karten von Niedersachsen 1:25.000 (GK25)
- Historische Karten von Niedersachsen
- Klimadaten
- Höhendaten

Allerdings setzt eine konkrete Nutzung des Systems fundierte Kenntnisse der einzelnen NIBIS-Komponenten voraus.

2. Flächennutzung und deren Wandel während dreier Jahrhunderte

Welchem Zweck dient nun eine vergleichende Betrachtung der Flächennutzung? Für Maßnahmen des Bodenschutzes im Bereich der Landschaftsrahmenplanung ist u.a. die Ausweisung seltener und gefährdeter Bodentypen von besonderer Bedeutung. Als selten und gefährdet sind vor allem nährstoffarme, nasse und trockene Böden, sowie alle nicht durch Kulturmaßnahmen veränderte Bodenprofile anzusehen.

Mit Hilfe dieses Nutzungsartenvergleichs können in einem ersten Schritt Standorte mit:

¹ Nieders. Landesamt f. Bodenforsch., Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

- (häufig) wechselnder Nutzung und
- seit 200 Jahren unveränderter Nutzung (Dauernutzung)

mit Hilfe der rechnerischen Kartenverschneidung (vgl. PREUSS 1988) unterschieden werden.

Die sog. Wechselnutzungsflächen sind Standorte, deren Bodenprofile im Lauf der Zeit tiefgreifenden Veränderungen unterlagen. Für den Bodenschutz sind sie deswegen von nur untergeordneter Bedeutung. Einen ersten Hinweis auf Standorte mit schützenswerten Bodentypen geben die sog. Dauernutzungsflächen, die seit mindestens 200 Jahren mit ein und derselben Nutzung belegt sind (vgl. SCHENCK 1989, S. 147f):

- Grünland: kennzeichnet die feuchteren Standorte, die einer eher extensiven Landnutzung unterliegen,
- Acker: kennzeichnet die Standorte mit den wahrscheinlich besten Ackerböden des Untersuchungsgebietes (Eschböden)
- Wald: kennzeichnet die eher trockenen Standorte Selsingens
- Moor: die Moorflächen stellen nur noch ein Relikt der ehemals großflächigen Mooregebiete dar und dürften heute durch Torfstich und Trockenlegung nachhaltig beeinflusst worden sein. Dennoch gehören sie zu den schützenswerten Feuchtgebieten.

Eine Gegenüberstellung der Flächennutzung des 18. Jh. mit der heutigen zeigt, daß die auf dem Blattgebiet Selsingens ehemals vorherrschenden Heideflächen fast gänzlich durch Acker- und Grünlandnutzung verdrängt wurden. Die als Grünland genutzten Flächen haben sich im Lauf der letzten 200 Jahre knapp verfünffacht, die Ackerflächen verdoppelt und die Siedlungsflächen mehr als verdreifacht (vgl. SCHENCK 1989, S. 69).

3. Bodentypen und Flächennutzung

Aus dem vielfältigen Inhalt der Bodenkarte 1:25.000 (BK25) lassen sich u.a. die Bodentypen und die Bodenkundliche Feuchtestufen (vgl. BENZLER, ECKELMANN & OELKERS 1987) ableiten.

Im zweiten Schritt können mit der Verschneidung der Bodentypen mit der Flächennutzung bzw. den Dauernutzungsflächen für die jeweilige Nutzungsart die Bodentypen bestimmt werden. Mit Hilfe des im NIBIS integrierten GIROS, einem graphischen, interaktiven, rasterorientierten System zur Konstruktion von Planungskarten (vgl. PREUSS, 1988) lassen sich auf einfache Weise die Flächengrößen der einzelnen Bodentypen bzw. Nutzungsarten ermitteln. Die Kartenkonstruktion läuft ebenfalls über das GIROS. Von besonderem Interesse sind hierbei die Bodentypen der Dauernutzungen Grünland, Wald und Acker (s. Kap. 2).

4. Bodenkundliche Feuchtestufen und Flächennutzung

Für die auf einem bestimmten Standort möglichen Nutzungen ist die dort herrschende bodenkundliche Feuchtesituation von besonderer Bedeutung. Im Nieders. Landesamt f. Bodenforsch. (NLFb) in Hannover ist ein Rahmenschema zur Beurteilung dieser Situation entwickelt und über mehrere Jahre in der praktischen Anwendung erprobt worden. Die Beurteilung dieser Feuchtesituation erfolgt in zwölf Feuchtestufen von 0 (dürr) bis 11 (meist offenes Wasser; Großseggenried) (vgl. BENZLER, ECKELMANN & OELKERS 1987).

Im dritten Schritt, bei der Bestimmung seltener und gefährdeter Bodentypen,

werden die Bodentypen auf deren Bodenkundliche Feuchtestufen hin untersucht. Von vorrangigem Interesse sind dabei die besonders trockenen und feuchten Standorte der Dauernutzungsflächen. Auf dem Blatt Selsingen sind dies die Standorte mit den Feuchtestufen 3 (schwach trocken), 8 (mittel feucht) und 9 (stark feucht).

Die trockenen Standorte (Stufe 3) werden in der Regel durch mittlere Podsole mit fester Orterde und die feuchten Standorte (Stufe 8) durch sehr tiefe Hochmoore bzw. mittlere Gleye (Stufe 9) gekennzeichnet.

5. Standorte mit seltenen und gefährdeten Bodentypen

Nachdem die Dauernutzungsflächen und deren Bodentypen mit den Bodenkundlichen Feuchtestufen 3 (schwach trocken), 8 (mittel feucht) und 9 (stark feucht) für das Blattgebiet Selsingens bestimmt wurden, können nun im vierten und letzten Schritt aus den daraus gewonnenen Erkenntnissen die seltenen und gefährdeten Bodentypen abgeleitet werden. Dabei werden lediglich die Bodentypen der trockenen und feuchten Standorte der Dauernutzungen Wald, Acker und Grünland betrachtet (vgl. SCHENCK 1989, S. 142ff).

Durch Kulturmaßnahmen wenig veränderte feuchte Standorte und deren Bodentypen befinden sich unter den Dauergrünlandflächen mit den Bodenkundlichen Feuchtestufen 8 und 9. Als selten und gefährdet sind demnach folgende Bodentypen anzusehen:

- Gley
- Moor-Gley
- Hochmoor
- Moor-Podsol-Gley
- Niedermoor
- Moor-Pseudogley-Gley

Durch Kulturmaßnahmen wenig veränderte trockene Standorte und deren Bodentypen befinden sich in der Regel unter der Dauernutzung Wald mit der Bodenkundlichen Feuchtestufe 3. Als selten und gefährdet sind folgende Bodentypen anzusehen:

- Podsol mit fester Orterde
- Podsol-Braunerde mit mittlerer nFK

6. Ausblick und Diskussion

Es bieten sich noch eine Vielzahl weiterer Auswertungsthemen und Anwendungsgebiete zum Bodenschutz innerhalb der Landschaftsrahmenplanung an (vgl. OELKERS & VINKEN 1988, S.20):

- Beurteilung der ökologischen Feuchte
- Darstellung natürlicher Feuchtgebiete
- Möglichkeiten der Wiederbefeuchtung insb. bei Mooren
- Beurteilung der Folgen von Nutzungsumwidmungen

Welchen Nutzen hat nun eine rechnergestützte Kartenauswertung für die Landschaftsplanung? Die eigentliche Auswertung kann auch heute nur vom Fachmann durchgeführt werden. Bei der Kartenerstellung ist der Computer jedoch eine große Hilfe.

Eine Überlagerung und Verschneidung verschiedener thematischer Karten läßt sich, sofern sie digital vorliegen, je nach Komplexität, innerhalb weniger Minuten bzw. Stunden durchführen. Herkömmliche Verfahren (Handzeichnung) benötigen dafür mehrere Tage.

Mit Hilfe des Rechners können auch Angaben über Flächengrößen gemacht werden, die sonst nur durch zeitaufwendiges Planimetrieren zu erlangen sind.

Selbstverständlich liegen die feuchten Standorte zum größten Teil auf Gley- oder Moorböden und die trockenen Standorte vorwiegend auf Podsolen. Doch durch die rechnergestützte Kartenauswertung können diese Flächen selektiv dargestellt werden, so daß auf einen Blick deren Lage im Untersuchungsgebiet zu erkennen ist. Die gedruckte Bodenkarte liefert zwar eine gute Übersicht über die Lage der verschiedenen Bodentypen, doch die in der Legende enthaltenen Zusatzinformationen (Bodenkundliche Feuchtestufe usw.) lassen sich erst mit Hilfe des Computers ohne großen Aufwand veranschaulichen.

Erst durch eine vergleichende Analyse von Flächennutzung, Bodentypen und der Bodenkundlichen Feuchtestufe gelangt man zu den schützenswerten Bodentypen. Aus diesem Grund sollte auch eine aktuelle topographische Karte nach den Nutzungsarten differenziert und digitalisiert werden.

Die Aufbereitung einer topographischen Karte für die Digitalisierung der Flächennutzung ist nicht aufwendiger als eine Zeichnung von Hand. Eigene Untersuchungen haben gezeigt, daß für das Hochzeichnen der verschiedenen Nutzungsarten ca. ein Tag benötigt wird. Für Digitalisierung, Flächenzuweisung und Korrekturen sind in der Regel zwei bis drei weitere Arbeitstage notwendig.

Auf den ersten Blick erscheint das recht viel. Wenn man sich jedoch vor Augen hält, daß aus 5 digitalisierten Karten, mit unterschiedlicher Thematik, ca. 26 Auswertungskarten durch Überlagerung und Verschneidung erzeugt werden können, so lohnt sich der einmalige Aufwand des Digitalisierens der 5 Basis-Karten auf jeden Fall.

7. Literatur

BENZLER, J.H., ECKELMANN, W. & OELKERS, K.H. (1987): Ein Rahmenschema zur Kennzeichnung der bodenkundlichen Feuchtesituation. - In: Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges., Bd. 53: S. 95-101; Göttingen.

OELKERS, K.H. & VINKEN, R. (1988): Neue Wege bei der Bereitstellung von Entscheidungsgrundlagen für den Bodenschutz im Rahmen eines bodenkundlichen Dienstes. - In: Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt Verlag; Berlin.

PREUSS, H. (1988): Map Construction Using Advanced Raster Techniques. - In: Geol. Jb., Reihe A, H. 104: S. 187-195; Hannover.

SCHENCK, CH. (1989): Digitale Boden-Informationssysteme als ein Beitrag der Geowissenschaften für Landschaftsrahmenpläne. Eine rechnergestützte und zeitsparende Kartenauswertung am Beispiel des Blattes Selsingen (Landkreis Rotenburg/Wümme). - Unveröffent. Diplomarbeit am Lehrstuhl f. Physische Geographie in Hannover; 164 S.

Computergestützte Simulation der Regenwasser-Erosion
an landwirtschaftlichen Nutzflächen

von
Schmidt, J *)

Einleitung: Mit dem im folgenden beschriebenen Erosionsmodell werden folgende Ziele verfolgt:

- Simulation der Bodenerosion und -deposition auf der Basis von Einzelereignissen
- Quantifizierung des Erosionsrisikos (Sensitivitätsanalysen)
- Planung und Bemessung von Erosionsschutzmaßnahmen, Festlegung von Nutzungsrestriktionen etc.
- landwirtschaftliche Beratung und Fortbildung.

Konzept: Das Modell basiert auf einem physikalisch begründeten Ansatz. Hierbei werden die in der bodenparallelen Strömung bzw. in den aufprallenden Tropfen enthaltenen Impulsströme mit einem "kritischen" Impulsstrom verglichen, der die spezifische Erodierbarkeit der überströmten Bodenoberfläche kennzeichnet. Man erhält damit eine Kenngröße, aus der der Feststoffaustrag mittels einer empirischen Gleichung berechnet werden kann.

Freie Universität Berlin, Institut für Physische Geographie,
Grunewaldstr. 35, 1000 Berlin 41

Stand der Arbeiten: Derzeit liegt das Erosionsmodell in einer 2D-Version vor. Das für IBM und ATARI PC/ST verfügbare Programm berechnet den Bodenaus- bzw. -eintrag auf der Grundlage der folgenden Eingabeparameter:

- Niederschlagsintensität
- Infiltrationsrate
- Erodierbarkeit
- Oberflächenrauigkeit
- Bedeckungsgrad
- Hangprofil (x,y)
- Hanglänge

Folgende Weiterentwicklungen sind geplant:

- Einbindung eines Infiltrations-Submodells
- Entwicklung einer 3D-Version

Verifikation: Das Modell wurde für einige in der Praxis besonders bedeutsame Fragestellungen ausgewertet (Plausibilitätstests). Die Ergebnisse der Modellrechnungen stimmen sehr gut mit der Beobachtung im Gelände überein.

Abb. 1 zeigt die Verteilung des Bodenein- und -austrages für den Fall eines unregelmäßig konvex-konkav gewölbten Hanges. Im besonderen Maße der Erosion ausgesetzt sind die konvexen Teile des Hanges. Dagegen unterliegt der konkave Bereich im mittleren Abschnitt des Hanges einer insgesamt nur geringen Erosion.

Bei der in Abb. 2 dargestellten Modellrechnung ist zusätzlich der Einfluß der Vegetation berücksichtigt. Zwischen 50 und 60 m ist eine dichte Hecke entwickelt. Im Bereich dieses Hindernisses wird der im oberen Abschnitt des Hanges erodierte Boden fast vollständig abgelagert.

Im Anschluß an die Hecke folgt wiederum unbedeckter Boden. Da der Oberflächenabfluß beim Austritt aus der Hecke kaum Sediment führt, setzt die Erosion schlagartig wieder ein. Mit zunehmender Anreicherung des Abflusses mit Sediment und abnehmendem Gefälle nimmt dann die Erosion wieder ab.

Am Hangfuß geht der unbedeckte Boden in einen Grünlandbereich über. Während sich der erodierte Boden in dem in Abb. 1 gezeigten Beispiel in der Fußzone des Hanges über einen weiteren Bereich verteilt ablagert, kommt es beim Übergang in den Grünlandbereich zu einer raschen Sedimentation des Materials auf vergleichsweise kurzer Strecke.

Ein unmittelbarer Vergleich der Modellergebnisse mit gemessenen Werten ist in Vorbereitung. Hierfür stehen Erosionsdaten aus verschiedenen Forschungsprojekten zur Verfügung.

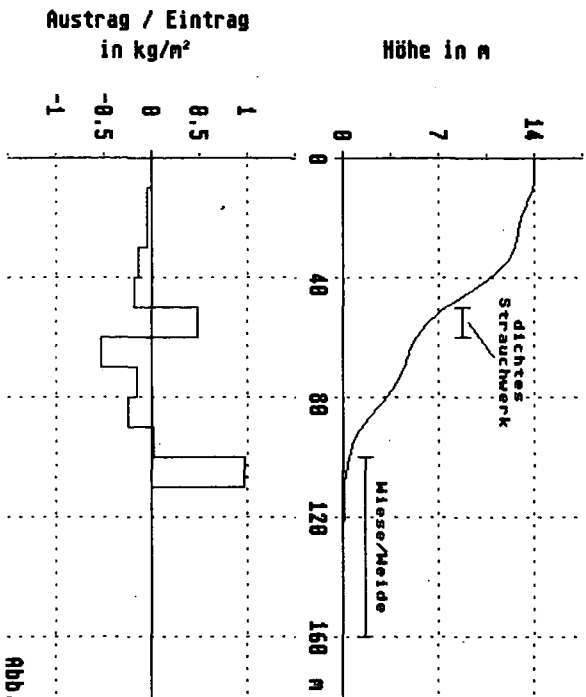


Abb. 2

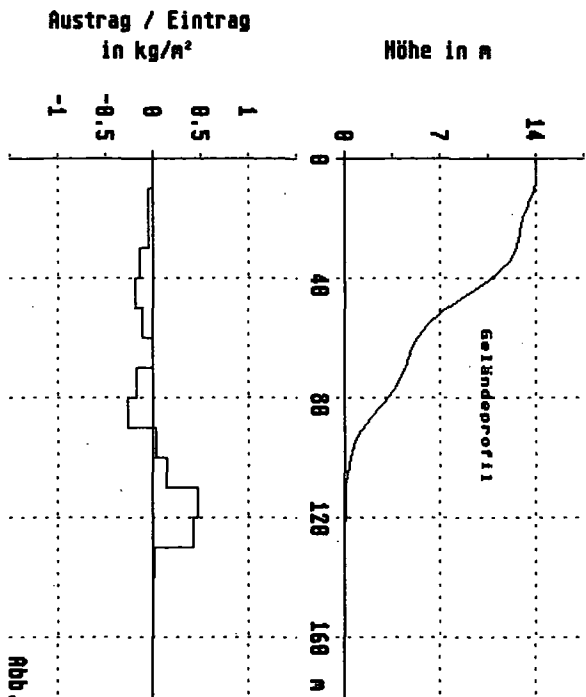


Abb. 1

Der Einsatz historischer Karten und der Flurnamenforschung
zur Unterstützung bodentypologischer Klassifizierung
sandiger Böden im Westmünsterland

von

Schöbel, T. ¹⁾ und H. Wiechmann ²⁾

Einführung

Diese Arbeit stellt einen Teilaspekt eines Forschungsprojektes vor, das sich mit der systematischen Stellung von Böden mit tiefreichenden humosen Horizonten beschäftigt. Diese treten vermehrt bei den bodenkundlichen Kartierungen des Geologischen Landesamtes NRW im Untersuchungsgebiet Westmünsterland auf. Es konnte in den meisten Fällen keine eindeutige Klassifizierung vorgenommen werden, da die Genese der Böden oft nicht rekonstruiert werden kann und die Profilmorphologie alleine nicht ausreichend differenziert. Zu den betroffenen Bodentypen zählen mit ihren Subtypen einerseits die natürlich entstandenen Braunerden und Podsole, andererseits die Plaggenesche und ähnlich anthropogen beeinflusste Bodentypen.

Ziel

- Punktuelle Erfassung möglichst früher Bodennutzungsformen im Untersuchungsgebiet, um daraus Hinweise auf Plaggendüngung, Plaggenschlag oder andere anthropogene Einflüsse zu erhalten
- Punktuelle Erfassung von Nutzungsänderungen im Untersuchungsgebiet über den Zeitraum von Anfang des 19. Jahrhunderts bis heute
- Bestandsaufnahme möglichst leicht verfügbarer historischer Quellen
- Überprüfung der Quellen auf ihre Brauchbarkeit in der Kartierpraxis

Kartographische Unterlagen und historische Flurnamen

Verwertbare Informationen wurden aus dem Vergleich historischer und heutiger Daten ermittelt. Wichtigste historische Quellen sind:

- Historische Karten:

1. Karte von Nordwestdeutschland 1:86400 von LeCoq (1797-1813), hier: (HK86LC), Blatt 12, 1804
2. Preußische Kartenaufnahme 1:25000 - Uraufnahme Provinz Westfalen 1836-1842, hier: (HK25UR), Blatt 4107, 1842
3. Topographische Karte der Provinz Westfalen und der Rheinprovinz 1:80000 (1837-1855) - Generalstabskarte, hier: (HK80WR), Blatt 13, 1845
4. Preußische Kartenaufnahme 1:25000 - Neuaufnahme Provinz Westfalen 1891-1912, hier: (HK25NE), Blatt 4107, 1897

¹ Institut für Bodenkunde d. Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn

² Inst. f. Bodenkunde d. Universität Hamburg, Allende-Pl.2, 2000 Hamburg 13

5. Übersichts-,Klassifikations- und Grenzhandrisse um 1820-1845, meist im Maßstab 1:25000, hier: Übersichtshandriß der Gem. Marbeck 1:25.000 von 1824, Kreisarchiv Borken
6. Gemeinde- bzw. Parzellarkatasterkarten um 1820-1845, Maßstab um 1:2500, Kreisarchiv Borken
7. Spezialkarten, die in der Regel nur die Fläche eines Hofes darstellen; z.B. Hofkarten aus den Kartenbänden der Lagerbücher des Fürst zu Salm-Salm'schen Archivs in Schloß Anholt, angefertigt 1773.

- Folgende neuere Karten wurden zum Vergleich herangezogen:

8. Topographische Karte 1:25000, Blatt 4107 Borken. 12.Auflage, 1989 Landesvermessungsamt NRW, Bonn
9. Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1:25000, Bl. 4107 Borken 1973, GLA NRW, Krefeld

- Flurnamen:

Um mit alten Flurnamen verwertbare Zusatzinformationen zu erhalten, müssen die bezeichneten Grundstücke gut lokalisierbar sein. Daher sind sie am besten zu entnehmen aus

1. den Katasterkarten bzw. -büchern von 1820-1845
2. den Lagerbüchern der Grundherren aus dem 18./19. Jahrhundert.

Ergebnisse

Die Karte von Nordwestdeutschland 1:86400 von LeCoq (Anfang des 19.Jahrhunderts) ist das älteste flächendeckende Kartenwerk das das Untersuchungsgebiet Westmünsterland einbezieht. Sie enthält schon gelände- und nutzungsspezifische Informationen, jedoch sind neben dem kleinen Maßstab von 1:86400 auch noch kartographische Ungenauigkeiten und Fehler enthalten. Die 'Generalstabkarte' 1:80000 1837-1855 ist aus den schon sehr genauen Erhebungen der 'Uraufnahme' 1:25000 hervorgegangen und zeigt somit nur deren Informationen in einem kleineren Maßstab.

Nur die Karten mit einem Mindest-Maßstab 1:25000 oder größer lassen zuverlässigere Informationen erkennen. Die Kartenwerke des Urkatasters zeigen die besten und ausführlichsten Informationen, da man hier neben der Lage, Größe und einer bewerteten Qualitätsbeurteilung für die meisten Parzellen auch deren Flurnamen erhält, aus denen man weitere Schlüsse ziehen kann. Die meist großmaßstäbigen Hofkarten (um 1:1250 bis 1:2500) aus den privaten Archiven können nur im Einzelfall, dann jedoch in sehr genauer Weise die gewünschten Informationen liefern, wenn die Hofstelle noch zu lokalisieren ist. Der Nachteil der historischen Kataster- und der Hofkarten ist, daß sie handgezeichnete Einzelstücke und somit für einen Nutzer schwer zugänglich sind, sofern es nicht einzelne nachgedruckte Exemplare gibt. Ein schnelles, unkompliziertes Arbeiten ist mit ihnen kaum möglich.

Auf den Karten sind die verschiedenen Landschaftstypen und daraus abgeleitet die Nutzungsweise (Acker, Grünland, Wald und Heide) gut zu erkennen. Die Heideflächen, als wichtigste Plaggenabtragsgebiete, fanden noch anfangs des 19.Jahrhunderts weite Verbreitung und grenzten ebenso wie Wald oder Buschland (auch Herkunftsorte von Plaggenmaterial) meist an größere Ackerland-Langstreifenfluren. Die heutige Verbreitung des Bodentyps Plaggenesch auf der Bodenkarte des untersuchten Kartenblatts stimmt weitgehend mit der Verbreitung dieser alten Ackerlandflächen auf der Urkataster- und der Uraufnahmekarte überein.

Verfolgt man die Landschaftsentwicklung mit Hilfe der jüngeren Karten, so erkennt man, daß von 1850 bis 1897 die Heideflächen fast vollständig mit Nadelholz aufgeforstet wurden. Die bestehenden Acker- und Grünlandfluren blieben nahezu unverändert. Der Zeitraum von Anfang dieses Jahrhunderts bis heute ist im Gegensatz dazu durch eine Phase intensiven Umbruchs von Wald und Forst zu Acker- und Grünland geprägt. Die alten Heideflächen sind bis auf wenige kleine Flächen verschwunden.

Flurnamen:

Sie wurden erst dann schriftlich erfaßt, wenn z.B. zu Steuerzwecken, bei Verpachtung oder Verkauf von Höfen oder Flurstücken, bei Nachlaßregelungen usw. Parzellen zur besseren Identifizierung bezeichnet werden mußten. Man griff auf die üblichen Bezeichnungen der Landwirte zurück, die sich meist an die damalige Form, Größe oder Nutzung der Flächen orientierte. Die Flurnamen unterliegen über die Jahre der ersten niedergeschriebenen Festlegung bis heute der Tendenz zur Verallgemeinerung, sodaß man für Zwecke der Identifikation von Plaggengeschen oder Abplaggungsflächen die möglichst ältesten Namen verwenden sollte.

Einige Beispiele für Flurnamen im Untersuchungsgebiet, die auch ohne Zuhilfenahme von Karten auf die unterschiedliche Nutzung des Landes schließen lassen, sind

- für potentielle Plaggenauftragsgebiete:

1 Grütlohner Esch, 2 Roggenkamp 3 Schwatte Bree, 4 Ströer Esch 5 Wieings Esch

- für potentielle Plaggenauftragsgebiete:

6 Haselhof Heide mit Morast, 7 H. Schlagholz, 8 Gemeinheits Heide, 9 Nordholter Heide, 10 Wuester Grund, 11 Privativer Plaggengrund

- für hofnahe oder speziell genutzte Siedlungsflächen:

12 Schafsstalls Wiesen, 13 Kälberweide, 14 Baumgarten

Diskussion

Historische Karten mit Maßstäben ab 1:25000 und größer liefern wesentliche Informationen bezüglich der Landnutzung ab dem 19. Jahrhundert. Man kann davon ausgehen, daß die Darstellungen auf den ältesten Karten einen über lange Zeit gültigen Zustand wiedergeben. Kombiniert man die Auswertung dieser Karten mit der jüngerer Kartengenerationen ist die Landschaftsentwicklung gut nachvollziehbar.

Die weite Verbreitung von potentiellen Abplaggungsflächen, wie z.B. Heide, Busch- und Ödland, aber auch Wald lassen vermuten, daß in weiten Teilen des Westmünsterlandes Plaggengewirtschaft - im Mittelalter fast einzige Möglichkeit die armen Sandböden bezüglich Nährstoff- und Wasserhaushalt zu verbessern - durchgeführt wurde.

Bei Ackerflächen, die um 1800 schon Bestand hatten, wie z.B. Eschfluren, die sehr altes Kulturland darstellen, wurde höchstwahrscheinlich in irgendeiner Form Plaggengewirtschaft betrieben. Diese Bewirtschaftungsform ist aber auf den großen, um die Jahrhundertwende erst zu Ackerland umgewandelten, Flächen auszuschließen, da in diese Phase - teilweise auch schon früher - die langsame Einstellung der Plaggengewirtschaft durch die Bauern fällt. Plaggengesche dürften deshalb nur auf altem Ackerland vorkommen. Durch diese Tatsache ergibt sich eine zusätzliche Differenzierungsmöglichkeit von Ackerflächen in potentielle Plaggenauftragsgebiete und plaggengfreie Gebiete, was für die Klassifizierung von Plaggengeschen Voraussetzung ist.

Auch historisch anders als Eschfluren ausgewiesene alte Ackerflächen, wie z.B. Kämpe, 'Bauland', usw. wurden durch Plaggendüngung verbessert, sodaß es auch dort zu der Akkumulation von organischem Material und dem Anwachsen des humosen Oberbodens kam. Dort jedoch nicht über so lange Zeit und in solchen Mengen, daß sehr deutliche E-Horizonte entstehen konnten. Unterschiedliche Mächtigkeiten dieser Horizonte sind teilweise auch dadurch zu erklären, daß das Plaggenschlagen bezüglich Ort, Häufigkeit und Menge oft gesetzlich geregelt und meist den großen freien Höfen überlassen war.

Als weitere Ursache für das Auftreten von mächtigen, humosen Oberböden müssen auch in einigen Fällen tiefgreifendere Bodenbearbeitung oder natürliche Verlagerungsvorgänge in Betracht gezogen werden.

Zusammenfassung

In der Kombination von großmaßstäbigen historischen und jüngeren Karten mit Flurnamen lassen sich mit Plaggendüngung bewirtschaftetes altes Ackerland leicht von potentiellen Abplagungsflächen (Heide, Ödland, Wald, usw.) unterscheiden. Auch jüngerer, ab dem 20. Jahrhundert umgebrochenes und damit nicht mit Plaggen versehenes Ackerland ist lokalisierbar. Damit ermöglichen historische Karten gemeinsam mit der bodenkundlichen Profilsprache eine genauere Interpretation der Bodengenese und damit der Klassifizierung insbesondere anthropogen beeinflusster Böden.

Literaturauswahl

- AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 3. Auflage, 331S., Hannover
- Arbeitskreis f. Bodensystematik d. Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland - Kurzfassung.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 44, 91 S.
- Dickel, H. (1987): Atlas von Rhede und Umgebung.- Schriften des Heimatvereins Rhede, 5, 72 S., Rhede
- Herberhold, R. (1973): Bodenkarte Nordrhein-Westfalen 1:25.000. Erläuterungen zu Blatt 4107 Borken.- Geologisches Landesamt NRW, 89 S., Krefeld
- Junk, H.-K. u. S.Kessemeier (1986): Westfalen in Landkarten. Druckkartographie 1780-1860.- Bildhefte d. Westf. Landesmuseums f. Kunst u. Kulturgeschichte, 23, 59 S., Münster
- Kissing, E. (in Vorbereitung): Plaggenböden im Kreis Borken.- Diplomarbeit im Inst. f. Bodenkunde Bonn
- Kleinn, H. (1964): Nordwestdeutschland in der exakten Kartographie der letzten 250 Jahre (Teil 1).- Westfälische Forschungen, 17, S. 28-82
- Kremer, L. u. T. Sodmann (1986): Flurnamenforschung im Westmünsterland.- Schriftenreihe d. Kreises Borken, 8, 153 S., Borken
- Landesvermessungsamt NW (1984): Erläuterungen zu den Musterblättern für die topographischen Arbeiten des Königlich Preußischen Generalstabes.- (unveränderter Nachdruck, Berlin 1818), Bonn-Bad Godesberg

Historische Karten 1. - 4. und Topographische Karte (8.): Landesvermessungsamt NRW, Bonn-Bad Godesberg

Zur Systematik anthropomorpher Böden im Ruhrgebiet

von Schraps, W.G.*

Die nunmehr abgeschlossene bodenkundliche Kartierung des Ruhrgebietes im Maßstab 1 : 50 000 durch das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen erbrachte wichtige Fakten über die Bedeutung der urban und industriell geprägten Böden dieser Region. Die zunehmenden Kenntnisse ermöglichen jetzt bereits eine Klassifizierung.

Aufgrund der Verbreitungsstrukturen dieser Böden, ihrer gemeinsamen Genese, ihrer besonderen Merkmale und der dadurch bedingten Differenzierung von den natürlichen Böden ist die Ausweisung einer besonderen Abteilung in der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland vertretbar. Allerdings muß dabei von einigen allgemeinen Gliederungskriterien abgewichen werden.

Bei der Kartierung wurde festgestellt, daß für die Gliederung der Böden im Ruhrgebiet neben den menschlichen Eingriffen die bodenbildenden Substrate entscheidende Faktoren darstellen. Während bei der Systematik der natürlichen Böden die Substrate i.a. erst auf dem Niveau der Bodenform als Gliederungskriterium auftreten, sollten sie hier - ähnlich wie z.B. bei den "Auenböden" - bereits bei der Kategorie "Typ" zur Einteilung verwendet werden. Bei der Kategorie "Klasse" tritt die (secundäre) Substratgenese in den Vordergrund.

Nach den bisherigen Kenntnissen könnten im Ruhrgebiet die Abteilung "Anthropomorphe Böden" in vier Klassen unterteilt werden:

1. Kulturböden (Kultusole)
2. Auftragsböden (Deposole)
3. Abtragsböden (Denusole)
4. Eindringböden (Intrusole).

Die Klasse der Deposole muß nach ihren unterschiedlichen Ausgangssubstraten in zwei Unterklassen - "natürliche Deposole" und "Technosole" gegliedert werden.

Die anthropogenen Böden befinden sich überwiegend in einer frühen Entwicklungsphase (Syrosem, Regosol). Daher tritt bei Kartierungen die systematische Einordnung häufig in den Hintergrund. Die Klassifizierung erfolgt nach Ausgangssubstraten, physikalischen und chemischen Parametern, funktionalen Kennzeichnungen und Nutzungsmöglichkeiten.

* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greif-Str. 195, 4150 Krefeld

**Dr. Schrapf
(GLA NW):**

Zur Systematik anthropomorpher Böden im Ruhrgebiet

Die Kartierung des Ruhrgebietes im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme durch das GLA NW erbrachte wichtige Fakten über die Bedeutung der urban und industriell geprägten Böden dieser Region.

Gemeinsamkeiten wie

- überformte oder anthropogene Substrate
 - Genese und Merkmale
 - fehlende Verbreitungsstrukturen
 - Differenzen zu den natürlichen Böden
- } rechtfertigen eine

Abteilung: ANTHROPOMORPHE BÖDEN

1. Klasse: KULTURBÖDEN (KULTOSOLE)

Veränderte Böden durch mechanische Eingriffe

TYP: RIGOSOL

HORTISOL

PLAGGENESCH

FRIEDHOFBODEN

TIEFUMBRUCHBODEN

2. Klasse: AUFTRAGSBÖDEN (DEPOSELE)

Böden aus aufgebrachtten natürlichen oder technischen Substraten

Unterklasse: NATÜRLICHE DEPOSELE

TYP: DEPO-REGOSOL (aus Formsand)

DEPO-BRAUNERDE (aus Bergematerial)

Unterklasse: TECHNOSOLE

TYP: TECHNO-RENDZINA (aus Bauschutt)

TECHNO-PSEUDOGLEY (aus Kraftwerksasche)

3. Klasse: ABTRAGSBÖDEN (DENUSOLE)

Böden aus natürlichen verdichteten oder aufgelockerten Substraten nach Abgrabungen

TYP: DENU-RANKER (in Steinbrüchen)

DENU-GLEY (in Sandgruben bei hohem Grundwasser)

4. Klasse: EINDRINGBÖDEN (INTRUSOLE)

Böden aus natürlichen oder technogenen Substraten, die durch das künstlich hervorgerufene Eindringen von Gasen oder Flüssigkeiten stark verändert sind

TYP: METHANOSOL (Eindringen von Methan)

SECUNDÄR-GLEY (starker Anstieg des Grundwassers nach Bergsenkung)

Systematik der Moorböden als Grundlage für Landschaftsplanung
und Naturschutz

von
Schwerdtfeger, G. +)

1 Einleitung

"Mehr und mehr nehmen sich den neuen (?) Problemen der Moore andere Disziplinen, allen voran die der Landschaftspflege und des Naturschutzes an. Objektive Maßnahmen kann nur der Kundige, also der Moorkundler, als Partner, nicht als Gegner, einbringen" (KUNTZE, 1988). Diese Formulierung aus der "Einschätzung der Ergebnisse des 2. Eberswalder Niedermoorsymposium" vom 25.-29.5.1987 weist auf Schwierigkeiten bei der Zusammenarbeit an Projekten der Landschaftsplanung und des Naturschutzes hin.

Noch deutlicher wurde diese Problematik auf der gleichen Tagung am Beispiel des Donaumooses. "Die Forderungen des Natur- und Umweltschutzes sind zwar klar formuliert, so z.B. die Umwandlung großer, bislang ackerbaulich genutzter Mooreteile in Feuchtwiesen; über die Art der Verwirklichung dieser Ziele besteht noch Unklarheit. Es ist zu hoffen, daß eine Lösung gefunden wird, die dem Gedanken des Umwelt- und Naturschutzes gerecht wird, ohne die angestammten Rechte der ansässigen Bürger zu stark zu beschneiden" (SCHUCH, 1988).

2 Torfhorizonte

Die Symbole und Definitionen der Bodenhorizonte sind für eine Beschreibung der bodentypologischen Kategorien der Bodensystematik für die Bundesrepublik Deutschland maßgebend. Sie sind vom Arbeitskreis für Bodensystematik 1985 im Band 44 der Mitteilungen veröffentlicht worden. Diesem Gremium hat die Arbeitsgruppe Bodenkunde der geologischen Landesämter ergänzende Vorschläge gemacht.

Tab.1 Ergänzungen der geo- und pedogenen Moorhorizonte

geogenetische Angaben vor dem Hauptsymbol H

- eH mergelig (>70% Primärkarbonat im Torf)
- gH hangwasserbürtiger Torf
- qH quellwasserbürtiger Torf
- aMH äolisch entstandener, kolluvialer Torf
- wMH fluvial entstandener, kolluvialer Torf

pedogenetische Angaben hinter dem Hauptsymbol H

- Hd stark verdichteter, wasserstauer Torfhorizont
- Hr ständig wassergesättigter Torfhorizont mit Reduktion
- Hs diffus oder nesterförmig mit Sesquioxiden angereichert
- Hks Sesquioxidanreicherungen als Konkretionen
- Hms Sesquioxidanreicherungen bankförmig (Raseneisenstein)
- Hu vermulmter Oberbodenhorizont
- Hv vererdeter Torf
- Hw zeitweilig durchlüfteter Torfhorizont im Schwankungsbereich von Stau-, Haft- oder/und Grundwasser

Der vermulmte Oberboden-Torfhorizont besteht aus stark bis sehr

+) D 3113 Suderburg, Am Tannenmoor 34; FH NON, FB Wasserw. & Kulturt.

stark zersetzter Torfsubstanz mit -in trockenem Zustand- pulverig-staubigem und schwer benetzbarem -im feuchten Zustand- schmierig-körnigem, verschlammtem, dichtem Gefüge. Durch die neue Bezeichnung "Mull" ist eine Unterscheidung dieses Torfsubstrates zur terrestrischen Humusform "Mull" im Oh-Horizont möglich (ROESCHMANN, 1989). Durch Niedermoorschwarzkultur entsteht zwischen einer zeitweise abgetrockneten Krume und dem stets feuchten Unterboden ein Zone besonders intensiver biochemischer Umsetzungen. Dieser Humifizierungshorizont wird als "Mursch" bezeichnet. In ihm sind durch Aggregatbildung scharfkantige Subpolyeder bis Polyeder entstanden. Die Vermurschung ist im kontinentalen Klima stärker ausgeprägt als im humiden. Eine Rückquellung des Mursches ist nahezu ausgeschlossen. (KUNTZE et.al., 1988). In polnischen Veröffentlichungen sind Murschhorizonte bis zu 35 cm Mächtigkeit genannt (OKRUZKO 1989.). Auch im oberen Horizont naturnaher Erlenbruchwälder finden durch eine erhebliche Grundwasserschwankung erhebliche Umsetzungen statt.

Tab.2 Oberster Horizont in Erlenbruchwäldern Niedersachsens

	Probenzahl	pH in H ₂ O	% organische Substanz	C/N	jährliche Grundwasserschwankung	
nährstoffreicher Erlenbruch	15	5,9 ±0,8	66,6 ±22,2	14,2 ±1,4	-70	+18
Erlen-Quellmoor	13	5,7 ±1,0	51,1 ±25,5	14,1 ±2,0	-56	+ 2
Erlen-Birkenbruch	13	4,8 ±0,8	82,4 ± 8,2	17,6 ±2,0	-34	+20

Obige Bodenuntersuchungen sind im Rahmen des Vergleichs von über 350 Pflanzenbestandsaufnahmen (ein Drittel durch die Autorin, der Rest aus der Literatur) erfolgt, der dem Nachweis von über 30 Arten zur Trennung des Verbandes der Erlenbruchwälder (Alnion) von den Auenwäldern (Alno-Ulmion) in den pleistozänen Ebenen Niedersachsens diente (DÖRING-MEDERAKE, 1989). Die organische Substanz schwankt beim Erlenquellmoor von ausgeprägten Niedermoortorfen bis zum Anmoor; im nährstoffreichen Erlenbruch ist das starke Abfallen des Grundwassers auf menschliche Eingriffe in Verbindung mit Entwässerungsmaßnahmen zurückzuführen.

3 Ansprache der Torfart

Wenn auch mit 20 bis 30 Pflanzenarten eine Ansprache der Torfart möglich ist (SCHWERDTFEGER 1979, 1988 a u. b.), ist eine derartige Beschränkung für viele Untersuchungen, bei denen eine genaue Bestimmung der Torfart erforderlich ist, nicht ausreichend. Bei einer umfassenden Untersuchung der Moore Mitteleuropas wurde festgestellt, daß sich mindestens 55 Vegetationsformen naturnaher Moore unterscheiden lassen (SUCCOW 1988).

Als Beispiel für die Torfansprache ist in Abbildung 1 die Entwicklung vom Erlenbruchwald zum Hochmoor wiedergegeben (SCHWAAR 1989). Dabei sind auf dem rechten Rand die torfbildenden Pflanzengesellschaften und im Profil die daraus gebildeten Torfe dargestellt. Die Signatur der Torfe ist in Anlehnung an den "Symbolschlüssel Geologie" (BARKHAUSEN, LOOK, VINKEN u. VOSS, 1975) vorgenommen worden. Am linken Rand wurden die bodenkundlichen Horizontsymbole ergänzend eingefügt.

Der Standort Bramel liegt im Geeste-Mündungstrichter, der sich bis 20 km ostwärts von Bremerhaven erstreckt. Dort wurde 1972/73 vom Bodentechnologischen Institut Bremen für den Wasser- und Bodenverband Geesteneriederung ein Gutachten über Moorsackungen erstellt. Da-

Bramel / Krs. Cuxhaven

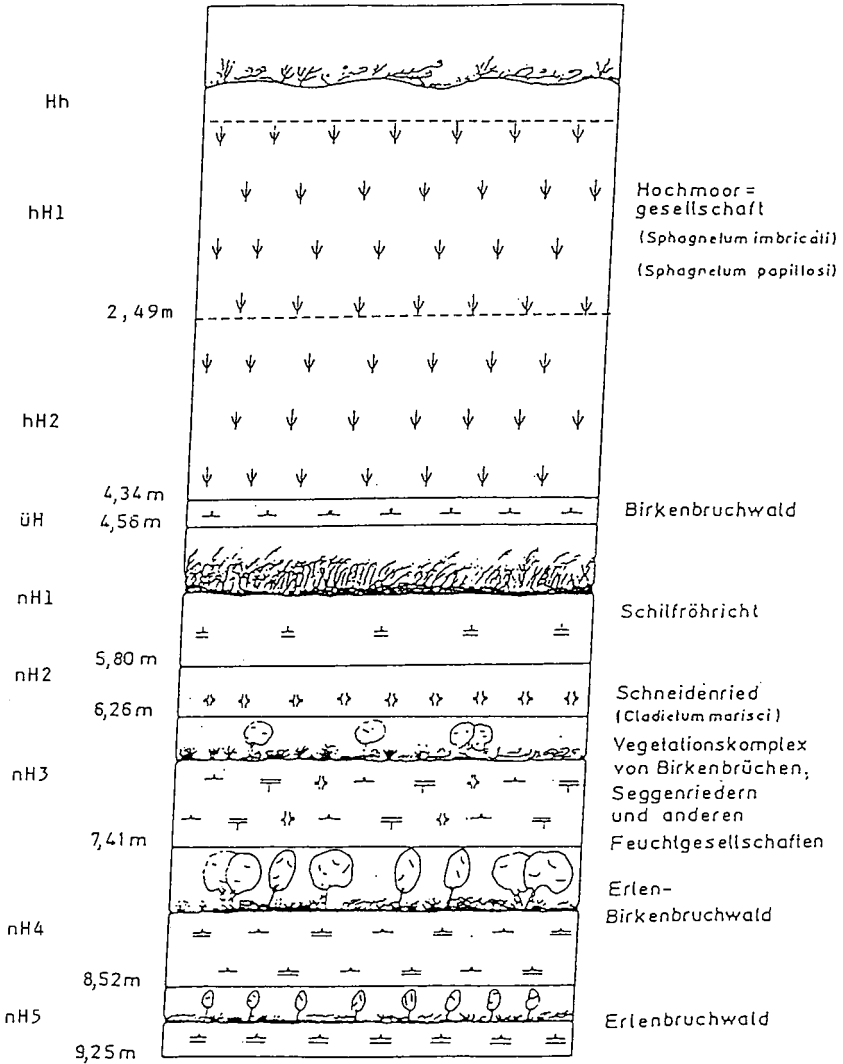


Abb. 1 Entwicklung vom Erlenbruchwald zum Hochmoor.
 (aus SCHWAAR 1989,ergänzt)

zu wurden Kernbohrungen mit einem Probenabstand von 1-11 cm durchgeführt. Aus diesem Material dienten 100 ccm Torf je Bohrprobe zur Großrestanalyse (GROSSE-BRAUCKMANN, 1962).

Mit Hh ist der oberste Horizont des Hochmoores angesprochen. Von der Großrestuntersuchung sind bei SCHWAAR für diesen Horizont keine Angaben gemacht. Das h ist nachgestellt, weil die im Wachstum befindliche Vegetation kein geogener, sondern ein pedogener Faktor der Bodenbildung ist. Es bleibt zu diskutieren, ob der gesamte, als Bunkerde angesprochene, oberste Bereich eines Hochmoores zu diesem Horizont gehört.

Die in der Abbildung 1 ergänzte Horizontgrenze bei 2,49m trennt den darüberliegenden, schwach zersetzten Weißtorf vom Schwarztorf. Das an diesem Punkt Anfang der 70er Jahre noch 4,34 m mächtige Hochmoor gehört zu den Geestrandooren, die im Unterwesergebiet häufiger in ihrer Fächenausdehnung hufeisenförmig ausgebildet sind.

Die darunter liegenden fünf Niedermoorhorizonte nH1-5 sollten nicht in theoretisch konstruierte Sukzessionen eingegliedert werden. Ihre Beurteilung ist nur unter Berücksichtigung hydrologischer und vegetationskundlicher Kenntnisse möglich. Dabei haben an diesem Standort die Auswirkungen der Meerestrans- und -regressionen stark mitgewirkt. Die festgestellte Auflichtung der Wald- und Buschbestände kann in diesem Zeitraum kaum durch Vieheintrieb, wohl aber durch stärkere Wildäsung erfolgt sein. Hieran können auch Elche beteiligt gewesen sein.

4 Systematik der Moore

In der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland (DBG 1985) sind die Moore in der pedogenetisch höchsten Kategorie der Abteilung D zusammengefaßt. Diese wird in die Klassen a Natürliche Moore und b Kultivierte Moore unterteilt. Während in der Klasse Da die Unterteilung in die drei Bodentypen

- I Niedermoor HN,
- II Übergangsmoor HU und
- III Hochmoor HH

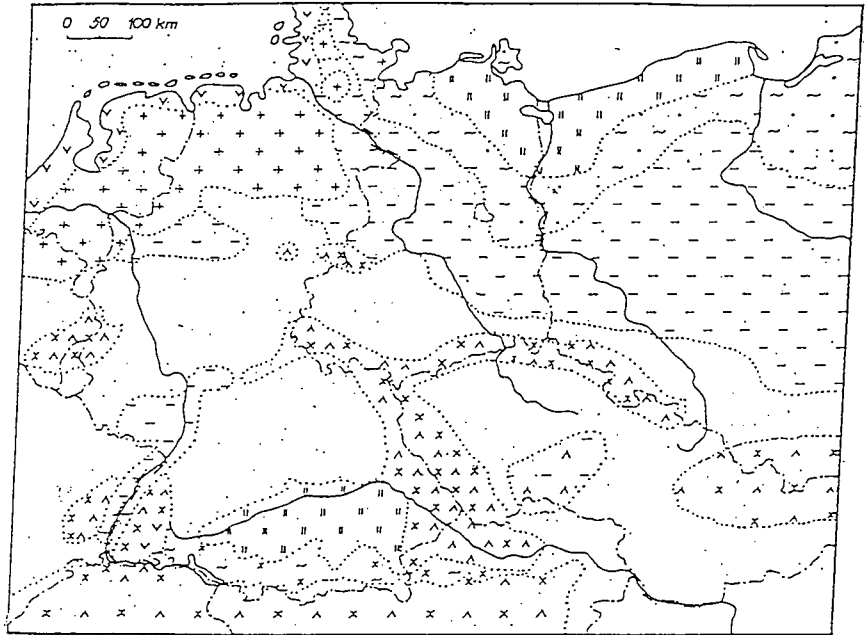
unstrittig ist, sind die Überlegungen zur Klasse Db noch nicht abgeschlossen. Beim Tiefumbruch von Hochmooren muß der den Wasserhaushalt störende, unterste hH-Horizont unbedingt vollständig unterfahren werden. Damit gehört dieser ehemalige Moorboden nun in die Abteilung F Anthropogene Böden (Kultosole).

Die vegetationskundliche Systematik berücksichtigt vor allem die auf den Mooren wachsenden Pflanzen. Von diesen werden die Kennarten zur Ansprache der Klassen, Ordnungen, Verbände und Assoziationen genutzt, die auf dem Wege vergleichender Tabellenarbeit umgrenzt werden (OBERDORFER, 1983). Neuerdings versucht die Vegetationskunde die beobachteten Pflanzenbestände nach Textur und Struktur zu gliedern (BARKMAN 1989).

Ausgehend von der geographischen Landschaftsforschung zur Kennzeichnung von Naturraumpotentialen ist eine Systematik von hydrologisch-entwicklungsgeschichtlichen Moortypen entwickelt worden (SUCCOW 1988). Hierbei bildet der Wasserhaushalt des gesamten ober- und unterirdischen Einzugsgebiets mit seinen im Holozän erfolgten Veränderungen die Grundlage zur Ausweisung nachstehender, acht hydrologischer Moortypen:

Versumpfungsmoore	swamp mires
Verlandungsmoore	ancient lake mires
Überflutungsmoore	transgression mires
Durchströmungsmoore	percolating mires
Quellmoore	spring mires
Kesselmoore	kettle hole mires
Hangmoore	sloping mires
Regenmoore	raised bogs

Die Verbreitung dieser Moortypen in Mitteleuropa gibt Abbildung 2 wieder.



Gliederung Mitteleuropas nach vorherrschenden hydrologischen Moortypen

- + Landschaften mit dominierendem Auftreten von Küstenüberflutungsmooren
- ∗ Landschaften mit dominierendem Auftreten von Tieflandsregenmooren
- - Landschaften mit dominierendem Auftreten von Versumpfungsmooren
- - - Landschaften mit dominierendem Auftreten von Verlandungs- und Kesselmooren
- ▣ Landschaften mit dominierendem Auftreten von Durchströmungsmooren
- ∗ ∆ Landschaften mit dominierendem Auftreten von Gebirgsregenmooren und Hangmooren
- ∗ - Landschaften mit dominierendem Auftreten von Verlandungsmooren und Gebirgsregenmooren
- ∆ - Landschaften mit dominierendem Auftreten von Versumpfungs- und Hangmooren

Landschaften mit einem Mooranteil <1% sind ohne Signatur dargestellt.

Abb. 2. Hydrologische Moortypen in Mitteleuropa (aus SUCCOW, 1988)

Das große Gebiet des dominierenden Auftretens von Versumpfungsmooren in Polen und der DDR verdeutlicht, daß dort überwiegend Niedermoores vorkommen. In der küstennahen, südlich der Nordsee gelegenen Tiefebene herrschen Hochmoore vor.

5 Naturschutz und Landschaftsplanung in Mooregebieten

Aus den Flächenanteilen wird verständlich, daß sich der bundesdeutsche Naturschutz zunächst vorrangig für den Schutz der Hochmoore eingesetzt hat. Durch das Erfordernis hydrologischer Schutzzonen sind erhebliche angrenzende Flächen in die geschützten Gebiete einbezogen worden. Damit ist für die Landschaftsplanung der Anfang einer Vernetzung gemacht.

Für diese Planungen sind Karten erforderlich, in denen die Gelände-

gegebenheiten so genau wie möglich erfaßt sind. Die bisher in der Bodenkartierung vorliegenden Angaben können dazu nach Digitalisierung in jedem gewünschten Maßstab ausgedruckt werden. Durch Moortiefenkarten und Profilschnitte bis zum mineralischen Untergrund werden weitere Angaben gewonnen, mit denen Maßnahmen zur gewünschten Weiterentwicklung eines Moores eingeleitet werden können.

6 Zusammenfassung

Die Ansprache der Horizonte und der Torfarten wird beschrieben und an einem Beispiel der Entwicklung vom Erlenbruchwald zum Hochmoor dargestellt. Moore werden in getrennten Systemen bodenkundlich, vegetationskundlich und hydrologisch erfaßt. Diese drei Klassifikationen bedürfen durch örtliche Erhebungen (Profilschnitte, Moortiefenkarten, Pollenanalysen und Großrestuntersuchungen) der Ergänzung.

7 Literatur

- BARCKHAUSEN, J., E. R. LOOK, R. VINKEN u. H. H. VOSS: Symbolschlüssel Geologie, 2. Auflage, NCFB u. BAF Geow. u. Rohst., Hannover, 1975.
- BARKMAN, J. J.: A tentative typology of European shrub and forest communities, based on vegetation, texture and structure, *Studies in Plant Ecology*, 18, 23/4, Uppsala, 1989.
- DÖRING - MEDERAKE, U.: Forests in Lower Saxony, syntaxonomical position a. ecological requirements, *Stu. i. Plant Ecology*, 18, 65/6, Upps., 1989.
- GROSSE-BRAUCKMANN, G.: Moorstratigraphische Untersuchungen im Niederwesergebiet, *Verö. Geob. Inst. Rübel*, 37, 100-119, Bern, 1962.
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN u. G. SCHWERTFEGGER: *Bodenkunde*, 4. Auflg. UTB 1106, Verlag E. Ulmer, Stuttgart, S. 477, 1988.
- KUNTZE, H.: Einschätzung d. Ergebnisse d. 2. Eberswalder Niedermoorsymposium, Band II, S. 459-464, *Akad. d. Lanw. Wiss.*, Berlin, 1988.
- OKRUSZKO, H.: Wirkung d. Bodennutzung a. d. Niedermoorentwicklung, *Ergebnisse e. langj. Feldvers.*, *Z. f. Kulturt. u. Landentw.* 30, 167-176, 1989.
- ROESCHMANN, G., H. KUNTZE, J. TÜXEN, J. BLANKENBURG: *Bodensystematik der Moore*, 4. Entwurf, April 1989.
- SCHUCH, M.: Die landw. Nutzung d. Donaumooses - e. gesch. Rückblick, Probleme d. Gegenw. u. Sanierungsaspekte d. Zukunft, Eberswalder Niedermoorsymposium, Band II, S. 416-428, *Akad. d. Landw. Wiss.*, Berlin, 1988.
- SCHWAAR, J.: Syndynamik von Schilfröhrichten, Großseggenümpfen, Erlenbruchwäldern u. and. Feuchtges., *Phytocoenologia*, 17, 507-568, 1989.
- SCHWERTFEGGER, G.: Differences in the classification between the transition forms of peats and bogs, *Proceed. int. Symposium of peat a. peatlands, Hyytiälä, IPS*, 217-220, 1979.
- Schwertfeger, G.: Comparison of peatland-classification in different nat. Systems of Soilsience, *IPS Proceedings o. t. 6. int. Peat Congress*, Duluth, Minn., 93-95, 1980.
- Schwertfeger, G.: Die Bodenentwicklung in d. Bodenteicher Seewiesen, ihre bish. landw. Nutzung, zukünftige Probleme u. Lösungsansätze, *Eberw. Niedermoorsymp.* Band II, S. 429-437, *A. d. Lanw. Wiss.*, Berlin, 1988.
- SUCCOW, M.: *Landschaftsökologische Moorkunde*, Verlag Gebr. Borntraeger, Berlin, Stuttgart, 1988.

Genese und Klassifikation von Böden aus vulkanischem Ausgangsmaterial unter wechselfeuchten Klimabedingungen im Hochbecken von Mexiko

von

Siebe, Ch., E. Schlichting¹⁾ und H. Quiñones²⁾

Eines der **Probleme** mit denen sich das "International Committee on the Classification of Andisols (ICOMAND)" beschäftigte stellten Böden aus vulkanischem Ausgangsmaterial dar, die unter semi-ariden und/oder wechselfeuchten Klimabedingungen entstanden sind. In niederschlagsarmen Gebieten bzw. bei temporärem Wasserentzug kommt die Kristallisation der Anlieferung von Verwitterungsprodukten nach, so daß die für Andosols charakteristischen Mineralumbildungen (amorphe Al- und Fe-Oxide und -Hydroxide, Allophan und Imogulit) in geringeren Mengen vorkommen, mithin die typischen Eigenschaften dieser Böden (P-Fixierung > 85%, Raumgewicht $\leq 0.9 \text{ g/cm}^3$) schwächer bzw. nicht mehr erscheinen.

Als Beitrag zur Diskussion um die Klassifikation dieser Gruppe von Böden und Klärung ihrer Genese wurden Böden des **Tuffrings von Xico** untersucht. Der Tuffring von Xico liegt im südlichen Becken von Mexiko, im NW der Stadt Chalco zwischen 19°15' und 19°16' nördlicher Breite und 98°56' und 98°57' westlicher Länge auf 2240 m ü. NN.

Das Klima gilt als subtropisch, subhumid (nach KÖPPEN mod. nach GARCIA, 1966) mit durchschnittlichen Jahresniederschlägen von 700mm und ausgeprägter Sommerregenzeit (Juni bis September). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 15 °C, die Temperaturunterschiede zwischen Sommer und Winter sind kleiner 5 °C. Nur während der Regenzeit sind die Niederschläge höher als die potentielle Verdunstung.

Der Tuffring entstand vor 10 000 bis 12 000 Jahren (BRYAN, 1948 und HEINE, 1973) durch eine heftige phreatomagmatische Eruption, die einen Ringwall andesitischen Tuffs aufwarf. Der Krater ist annähernd kreisrund und hat einen Innendurchmesser von 1350m.

Die Kartierung des Kraterinneren erfolgte im Januar 1987 entlang von 3 Kreuztrassen durch das Kraterinnere, wobei im Abstand von 50m Einschlüge mit dem 1m-Bohrstock gemacht wurden. Die Ansprache im Feld erfolgte nach SCHLICHTING und BLUME (1966). Der **Allophan-Schnelltest** wurde nach FIELDES und PERROTT (1966) durchgeführt: Im Feld mit 1n NaF-Lösung und phenolphthaleinetränktem Filterpapier und im Labor durch pH-Messung in 1n NaF-Lösung nach genau 2 Minuten im Verhältnis Boden/Lösung 1:5. Zur **Si-, Al- und Fe-Fraktionierung** wurden folgende Extraktionen durchgeführt: Al, Fe und Si mit NH₄-Oxalat nach PARFITT und HENMI (1982), Al und Si mit NaOH nach HASHIMOTO und JACKSON (1958), Fe mit Dithionit-Citrat nach MEHRA und JACKSON (1973). **Röntgenbeugungsaufnahmen der Tonfraktion** wurden jeweils lufttrocken, nach Glycerinbelegung und nach Erhitzen auf 340°C und 560°C erstellt. Eine Probe wurde mit 0,5n NaOH vorbehandelt und zwar einmal 60 Min. lang bei 60°C und einmal 2,5 Min. lang bei 100 °C. An den Oberböden wurde das **P-Fixierungsvermögen** nach BLAKEMORE (KIMBLE, 1984) und das **Raumgewicht** mit einer Feldmethode (SIEBE, 1988) bestimmt. Für die Klassifikation nach ICOMAND (1987) wurden der **Glasgehalt** in der Fraktion 63-200µm und das **oxalatlösliche Al und Fe** (Extraktion: 4 Std. Schütteln bei Dunkelheit) bestimmt.

Im Kraterinneren fanden sich verschiedene Einträge vulkanischen Materials unterschiedlichen Alters (eine genaue Datierung konnte leider nicht vorgenommen werden). In Abb. 1 sind sie gekennzeichnet und ihre Lage dargestellt.

¹⁾ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

²⁾ Colegio de Postgraduados, Chapingo, México

Bodentypen (FAO, 1974):

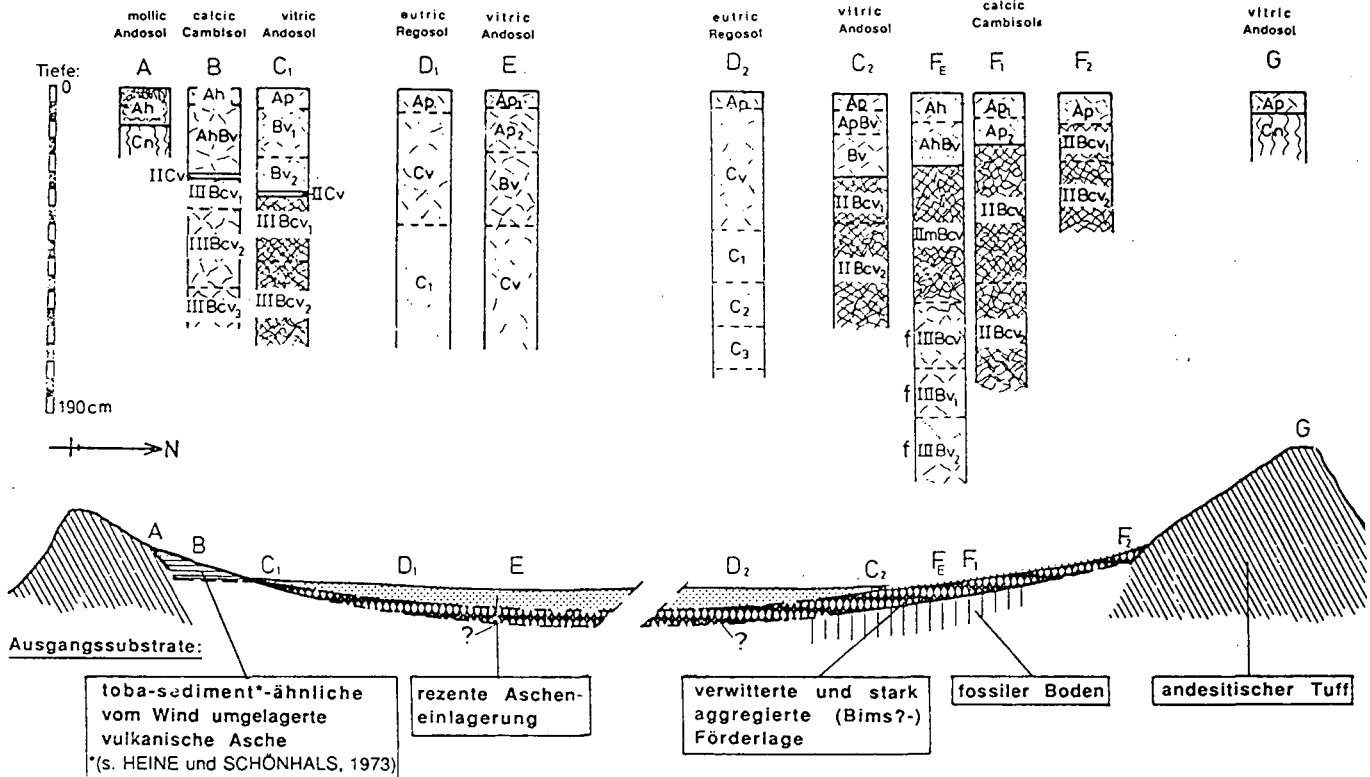


Abb. 1: Catenen, Leitprofile und Stratigraphie der vulkanischen Förderlagen im Kraterinneren

Es fanden sich 4 verschiedene Bodentypen (FAO, 1974), die ebenfalls aus Abb. 1 zu entnehmen sind:

- Eutric Regosols im größten Teil der Senke (Profil D)
- Vitric Andosols unterschiedlicher Ausprägung im tiefsten Senkenpunkt (Profil E), am Hangfuß (Profil C) und auf der Ringwalkuppe (Profil G)
- Calcic Cambisols an den Hängen, ebenfalls entsprechend ihrem Ausgangssubstrat in unterschiedlicher Ausprägung ("toba"-ähnliche Asche: Profil B, (Bims?-)Förderlage: Profile F)
- Mollic Andosols stellenweise am Fuß der Ringwalkuppen (Profil A)

An einem Erosionsgraben fand sich ein fossiler, leuchtend gelbbrauner Boden ab 2m Tiefe (s. Profil FE, Vgl. Abb. 1).

Der Allophan-Schnelltest im Feld zeigte eine deutlich positive Reaktion bei folgenden Horizonten/Profilen: IIIIBv₁₊₂/FE, Bv/C₁₊₂, II+IIIBcv₁₊₂/C₂₊₁, IIIBcv₁₊₂/F₁₊₂. Eine leicht positive Reaktion zeigte der Ah/A- und Cv/D₁-Horizont. Dagegen ergaben die pH_{NaF}-Messungen im Labor für alle Profile außer G und D pH-Werte >9,4.

Die Fraktionierung des Si, Al und Fe ist in Abb. 2 dargestellt. Die Si₀-Gehalte sind sehr niedrig (<0,2%), lediglich der fossile Boden am Erosionsgraben liegt bei 0,4 %. Die Al₀ und Fe₀-Gehalte sind ebenfalls niedrig (Al₀< 0,3 %), lediglich der fossile Boden liegt bei 1,15% Al₀ und 0,87 % Fe₀ und der Bv₂-Horizont des Hangfußprofils C₁ bei 0,65% Al₀ und 0,34% Fe₀. Die Si_{NaOH}-Gehalte sind dagegen hoch, besonders in den stärker entwickelten Böden F₁ und E sowie im Profil B. Die SiO₂/Al₂O₃-Verhältnisse der NaOH-Fraktion sind mit Ausnahme des fossilen Bodens ebenfalls hoch, besonders in den stärker entwickelten Böden E und F₁. Das dithionitlösliche Fe entspricht in den meisten Horizonten dem Oxalatlöslichen. Lediglich Profil E und Profile G und C₁ im Unterboden zeigen höhere Fe_d als Fe_o-Gehalte.

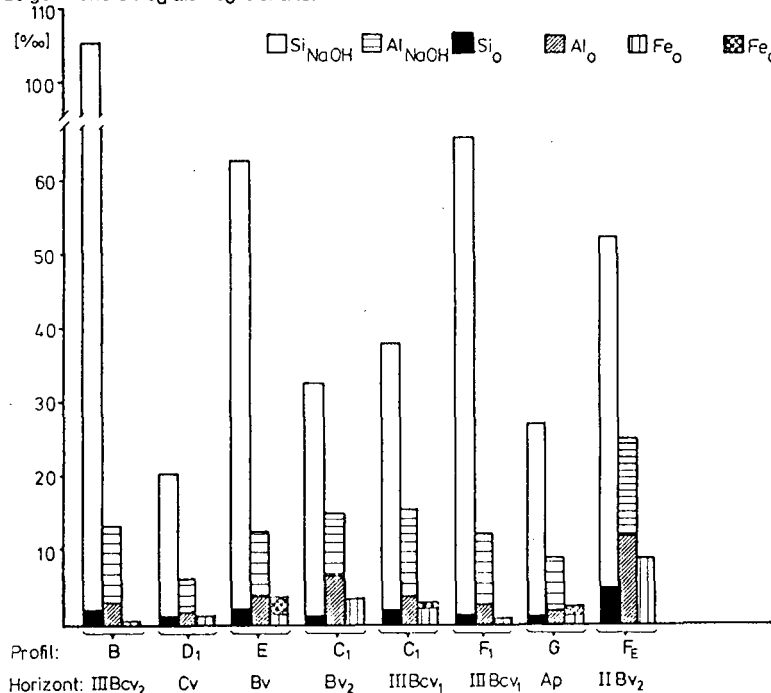


Abb. 2: Fraktionierung des Si, Al und Fe

Es ist nur eine geringe Bedeutung von Allophan und Imogulit sowie anderer aktiver Al- und Fe-Verbindungen zu erkennen. Dagegen zeigt sich ein hoher Gehalt an amorpher Kieselsäure und auch ein Vorhandensein sekundärer Minerale höherer Strukturordnung (zur Löslichkeit der genannten Verbindungen in den angewandten Extraktionsmitteln siehe WADA, 1977).

Die Röntgenbeugungsaufnahmen lufttrockener Proben zeigten nur für den fossilen Boden und für das Kuppenprofil keine Reflexe. Die restlichen Horizonte zeigten alle sehr undeutliche Reflexe bzw. Reflexscharen zwischen 13,2 Å und 15,7Å sowie 7,07Å und 8,04Å. Auch nach Vorbehandlung mit NaOH (womit evtl. Kieselsäureummantelungen zerstört werden sollten, welche die Reflexausprägung stören) zeigten sich keine eindeutigen Peaks. Nach Glycerinbelegung ergab sich eine Erweiterung der Reflexe bei 13,2 bis 15,7Å, und nach Erhitzen verschwanden die Reflexe. Dies deutet auf das Vorhandensein von Smectiten hin.

Die für die Klassifikation nach ICOMAND (1987) benötigten Daten sind in Tab. 1 dargestellt. Alle anderen für die Klassifikation nötigen Daten sind in SIEBE (1988) enthalten.

Tab. 1: Analysendaten für die Diagnose von "andic properties" nach ICOMAND (1987)

Profil	Horizont	Al _v [%]	Fe _v [%]	Al _v +1/2Fe _v [%]	Glas [%]	StGU [%]	
A	A _h	0,41	0,33	0,58	30	>30(nL)	andic properties
B	A _h /B _v	0,29	0,12	0,35	n.b.	51,4	-----
	III B evz	0,38	0,09	0,43	30	37,8	-----
C ₁	B _{v2}	0,82	0,54	1,09	n.b.	37,8	andic properties
	III B ev1	0,63	0,31	0,79	n.b.	52,2	andic properties
C ₂	B _v	0,60	0,48	0,84	n.b.	>30(SL)	andic properties
	III B ev1	0,57	0,52	1,03	n.b.	>30 n.C1	andic properties
D ₁	C _v	0,27	0,21	0,38	n.b.	80,7	-----
D ₂	C _v	0,29	0,24	0,41	n.b.	81,4	andic properties
E	B _v	0,54	0,21	0,65	41	57,0	andic properties
F ₁	III B ev1	0,57	0,09	0,62	43	40,8	andic properties
G	A _g	0,27	0,18	0,36	n.b.	>30(SL)	-----

Die Raumgewichte (Rg) waren nur im Profil A und B $\leq 0,9$ g/cm³, in allen anderen waren sie höher; das P-Fixierungsvermögen (P_{fix}) lag in allen untersuchten Ah- bzw. Ap-Horizonten unter 33% (s. Tab. 2). Im fossilen Boden am Erosinsgraben (III Bv₂/F₁) betrug es 38%.

Tab. 2: Raumgewichte (Rg) und P-Fixierungsvermögen (P_{fix}) der Ah- bzw. Ap-Horizonte

Profil	A	B	C ₁	C ₂	D ₁	D ₂	E	F ₁	F ₂	G
Rg [g/cm ³]	0,8	0,9	1,1	1,3	1,5	1,3	1,0	1,3	1,2	1,4
P _{fix} [%]	33	28	15	13	8	11	27	22	18	11

In Tab. 3 ist die Klassifikation nach den alten und neuen Klassifikationskriterien aufgeführt. Nach ICOMAND (1987) war das Profil D nun als typic Ustivitrand (bzw. vitric Andosol nach FAO, 1988) zu klassifizieren, statt als Ustortent (U.S.D.A.,1975) bzw. Regosol, und das Profil F war als calcic Haplustand (bzw. mollic Andosol) statt als Ustropept (bzw. Cambisol) zu klassifizieren. Dagegen wird das Kuppenprofil G als lithic (vitrandic) Ustortent bzw. mollic Leptosol klassifiziert, statt als vitric Andosol bzw. Vitrandept.

Tab. 3: Klassifikation der untersuchten Böden nach den Klassifikationssystemen der FAO (1974 und 1988), der U.S.D.A. (1975) und ICOMAND (1987)

	FAO		U.S.D.A.	ICOMAND
	1974	1988	1975	1987
Profil:				
A	mollic Andosol	mollic Leptosol	lithic Eutrandept medial, isothermic	lithic Haplustand medial
B	calcic Cambisol	eutric Cambisol	typic Ustropept medial, isothermic	typic Ustropept medial
C	vitric Andosol	vitric Andosol	typic Vitrandept ashy · over thixo- tropic, isothermic	typic Ustivitrand ashy
D	eutric Regosol	vitric Andosol	typic Ustortent ashy, isothermic	typic Ustivitrand ashy
E	vitric Andosol	vitric Andosol	mollic Vitrandept medial, isothermic	typic Ustivitrand medial
F	calcic Cambisol	mollic Andosol	typic Ustropept medial, isothermic	calcic Haplustand medial
G	vitric Andosol	mollic Leptosol	lithic mollic Vi- trandept medial-skeletal isothermic	lithic (vitran- dic) Ustortent, medial-skeletal

Die Mineralumbildungen haben nur eine geringe strukturelle Ordnung. Die Böden entstanden alle aus Pyroklastika und unterscheiden sich hauptsächlich in ihrem Entwicklungsgrad. Entgegen der alten Soil Taxonomy gehören nun alle bis auf die kaum entwickelten Böden B und G in die Ordnung der Andisols. Die Gehalte an oxalatlöslichem Al + 1/2 Fe des Bodens D entsprachen genau dem mindest Erforderlichen.

Der Allophan-Schnelltest im Feld erwies sich hier im Gegensatz zum Labor-Schnelltest als guter Indikator für andische Eigenschaften. Er gab dort eine deutlich positive Reaktion, wo auch die höchsten oxalatlöslichen Al-Gehalte waren. Aufgrund des geringeren Boden/ Lösungsverhältnisses bei dem der Feldtest durchgeführt wird, kommen nur die reaktionsfreudigsten Al-Verbindungen zur Reaktion (amorphe Al-Oxide und Hydroxide, Allophan), dagegen werden die hohen pH-Werte im Labortest durch Al-Hydroxid-Gruppen aus der Oberfläche von Schichtsilikaten (hier schlecht kristallisierte Smectite) verursacht, welche zwar nicht oxalatlöslich, aber doch fluoridreaktiv sind. Ähnliches stellte ÄPPLI (1973) im Becken von Puebla-Tlaxcala fest.

Bei trockeneren Klimabedingungen dominieren unter den charakteristischen Mineralumbildungen aus Pyroklastika solche geringer Reaktionsfreude und zwar amorphe Kieselsäure und Smectite mäßigen Kristallisationsgrades. Aktive Al-Verbindungen sind zwar vorhanden, aber in geringen Mengen (vgl. JAHN, 1988).

An der Bodenentwicklung aus der rezenten Ascheneinlagerung in der Senke wird die Bedeutung des Wasserhaushalts (und der damit verbundenen Mindestfeuchte und Kieselsäureauswaschung) für die Bildung aktiver Al-Verbindungen besonders deutlich: Die Böden des Hangfußes, d.h. der Orte großen Wasserzuzufusses bei gleichzeitig möglichem Wasserabfluß mit Kieselsäureabtransport in die Senke und Wasserspeicherung im lehmigen Unterboden, zeigen hohe Gehalte aktiver Al-Verbindungen. Die Böden im tiefsten Senkenpunkt, d.h. am Ort des größten Wasserzuzufusses, aber rel. vermindertem Wasserabfluß und Umkehrung der Wasserbewegungsrichtung während der Trok-

kenzeit (mithin Rücktransport der Lösungsprodukte) sind zwar tiefgründig verlehmt, ihre Mineralumbildungen sind aber weniger reaktionsfreudig. Es zeigten sich sogar erste kristalline Fe-Oxide (s. Fe-Gehalte).

Die hohen Gehalte reaktiver Al- und Fe-Verbindungen im fossilen Boden sind angesichts der Klimaschwankungen in Zentralmexiko während des Pleistozäns und Holozäns (LAUER, 1981) auf die Hauptentwicklung dieses Bodens unter feuchteren Klimabedingungen zu beziehen.

LITERATUR:

- ÄPPLI, H. (1973): Barroböden und Tepetate. Untersuchungen zur Bodenbildung in vulkanischen Aschen unter wechselfeuchtem gemäßigttem Klima im zentralen Hochland von Mexiko. -Diss., Justus-Liebig-Universität, Gießen, 172 S.
- BRYAN, K. (1948): Los suelos complejos y fósiles de la altiplanicie de México en relación a los cambios climáticos. Bol. de la Soc. Geol. Méx., Tomo XIII, pp. 1-20, México.
- FAO (1974): Soil Map of the World, Vol.1 (Legend). - Food and Agriculture Organization of the United Nations, Paris.
- FAO (1988): Soil Map of the World (Revised Legend).- World Soil Resources Report 60. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- FIEDES, M. & K.W. PERROTT (1966): The Nature of Allophane in Soils, Part 3: Rapid Field and Laboratory Tests for Allophane, New Zealand J. Sci. 9, pp. 623-629.
- GARCIA, E. (1966): Los climas des valle de México según el sistema de clasificación de KOEPPEN modificado por la autora. - In: UGI: Conferencia Regional Latinoamericana. Simposio sobre el Valle y la Ciudad de México. Tomo IV, págs. 27-48.
- HASHIMOTO, I & M.L. JACKSON (1958): Rapid Dissolution of Allophane and Kaolinite-Halloysite after Dehydration. Proc. 7th National Conference on Clays and Clay Minerals, pp. 102-113
- HEINE, K. (1973): Zur Glazialmorphologie und prä-keramischen Archäologie des mexikanischen Hochlandes während des Spätglazials (Wisconsin) und Holozäns.- Erdkunde 27, S. 161-180.
- HEINE, K. & E. SCHÖNHALS (1973): Entstehung und Alter der "toba"- Sedimente in Mexiko. Eiszeitalter und Gegenwart 23/24, S. 201-215.
- ICOMAND (1987): Circular Letter No. 9, 1. May, 1987, M.L. Leamy (ed.), 57 pp. New Zealand Soil Bureau, Lower Hutt, New Zealand.
- JAHN, R. (1988): Böden Lanzarotes. Vorkommen, Genese und Eigenschaften von Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Kanarische Inseln). Diss. Universität Hohenheim, Ulmer Verlag, 257 S.
- KIMBLE, J.M., HOLZHEY, C.S. und G.G.S. HOLMGREN (1984): An Evaluation of KOH-extractable Aluminium in Andepts (Andisols). Soil Sci. Soc. Am. J., 48, pp. 1366-1369.
- LAUER, W. (1981): Klimawandel und Menschheitsgeschichte auf dem mexikanischen Hochland. Abhandlungen der mathematisch-naturwissenschaftlichen Klasse/ Akademie der Wissenschaften und der Literatur Nr. 2
- PARFITT, R.L. & T. HENMI (1982): Comparison of an Oxalate-Extraction-Method for Determining Allophane in Soil Clays. Soil Sci. and Plant Nutr. 28, S. 183-190.
- SCHLICHTING, E. & BLUME, H.-P. (1966): Bodenkundliches Praktikum. Parey, Hamburg, 209 S.
- SIEBE, Ch. (1988): Geo- und anthropogene Bodenentwicklung am Beispiel des Tuffrings von Xico (Zentral-Mexiko) und ihre Bedeutung für seine Nutzung. Diplomarbeit. Inst. f. Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim.
- U.S.D.A. (1975): Soil Taxonomy. US Dep. of Agriculture Soil Conservation Service. Agric. Handbook 436, Washington, D.C..
- WADA, K. (1977): Allophane and Imogolite. In: DIXON, J.B. & WEED, S.B. (ed.): Minerals in Soil Environments, pp. 603-638. Madison, Wisconsin.

Böden einer Hangcatena im Negev und deren Stoffverteilung(Sede Boqer, Israel)

von

U.Smettan*

1. Problemstellung

In den ariden Gebieten der Negev-Wüste mit Niederschlägen unter 100 mm/a kann sich in Abhängigkeit vom Relief laterales Zuschußwasser entscheidend auf die Bodenentwicklung und den Stofftransport, besonders bezüglich Salz-, Gips- und Karbonatanreicherung auswirken (WIEDER et al. 1985, WIEDER & YAALON 1985). Am Beispiel einer Hangcatena soll die Stoffverteilung beschrieben und deren Entstehung (vertikal/lateral) diskutiert werden. Außerdem soll untersucht werden, welchen Einfluß gegenwärtig Karbonatkrusten auf die Verteilung der Salze haben.

2. Material und Methoden

An einem Nordosthang wurden sechs Catenen mit vergleichbarem Relief nach FAO (1988) kartiert. Am Beispiel eines 22 m langen Transektes und eines Kuppenprofils auf der Hochfläche werden die Ergebnisse vorgestellt. Es wurden folgende analytische Methoden verwendet:

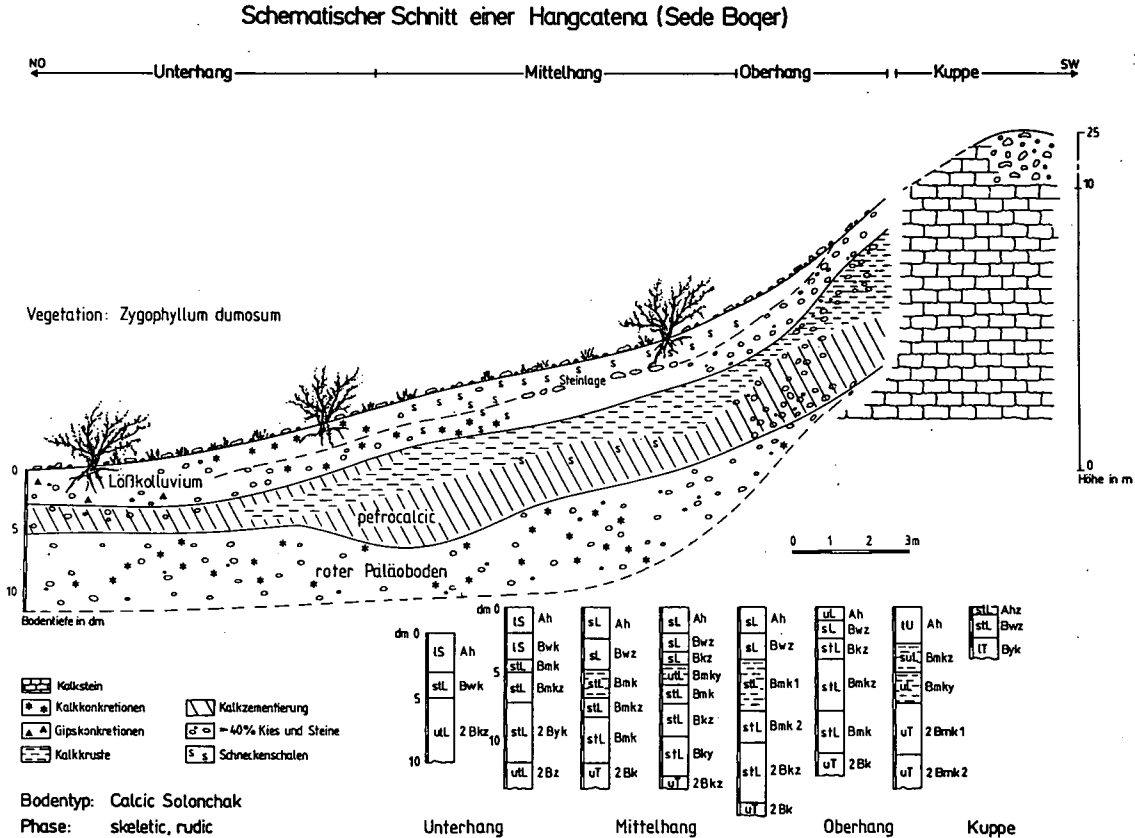
- * Korngrößenbestimmung nach Karbonatzerstörung bei pH 4, Dispergierung mit 0,4 n $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$, Naßsiebung und Pipettanalyse nach KÖHN.
- * Karbonatbestimmung mit H_3PO_4 (1:1) am Wösthoff konduktometrisch mit NaOH.
- * Elektrische Leitfähigkeit mit WTW-Elektrode (LF 91) in 1:2,5-Suspension und Umrechnung auf Sättigungsextrakt nach Faustzahlen von BLUME (unveröffentlicht).
- * Wasserlösliche Salze in 1:5-Suspension; Bestimmung von Ca, Mg, K, Na am AAS, Cl, SO_4 , NO_3 am Dionex-Analyser konduktometrisch mit Na_2CO_3 und NaHCO_3 . HCO_3^- wurde rechnerisch aus der Differenz der Summe der $^{+3}$ Kationen und gemessenen Anionen ermittelt.

3. Ergebnisse

Über tertiärem Karbonatgestein haben sich teilweise tiefgründige bis über 2 m tiefe Böden entwickelt (Abb. 1). Der Oberboden besteht aus einem etwa 30 cm mächtigen Lößkolluvium (Wieder et al. 1986) aus sandigen und schluffigen Lehmen bis lehmigen Sanden am Unterhang. Darunter liegt ein bis zu 1,5 m mächtiger Kalkanreicherungs-horizont, der teilweise in den oberen 10 - 50 cm zu plattigen Krusten am Ober- und Mittelhang ausgeprägt ist. Unter dem zementierten Karbonatanreicherungs-horizont ist ein rötlicher Paläoboden (7,5 YR 5/4) aus sandig tonigem Lehm und tonigem Schluff entwickelt, der ebenfalls sehr karbonatreich ist. Aufgrund hoher Salzgehalte mit elektrischen Leitfähigkeiten von > 15 mS im Sättigungsextrakt im Oberboden, werden alle Böden unabhängig vom Relief als Solonchak klassifiziert (FAO 1988).

Stark wechselnde Steingehalte am Ober- und Mittelhang zeigen dort vor allem im Oberboden mehrere Ab- und Umlagerungsphasen an (Abb. 2). Die deutlich höheren Feinsandgehalte im Oberboden grenzen die Lößdeckschicht vom intensiv verwitterten tonigen Unterboden ab. Die Karbonatkrusten sind immer über tonreicheren Horizonten ausgebildet.

Abb. 1 Morphologische Kennzeichen der Hangcatena



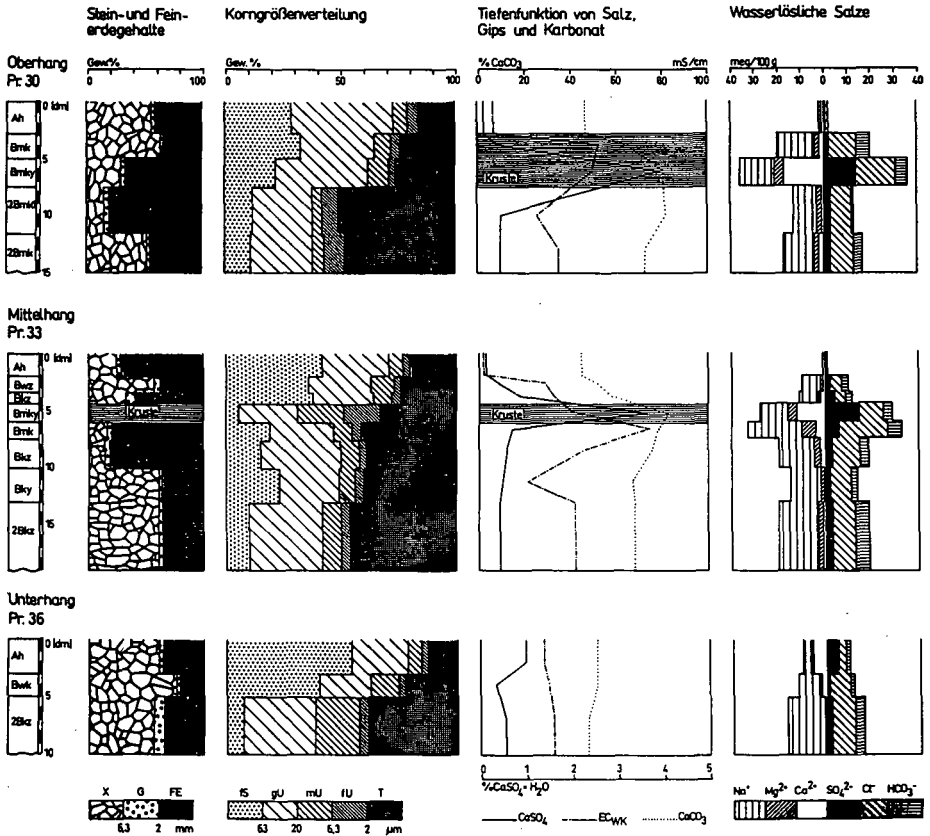


Abb.2 Physikalische und chemische Parameter der Bodensequenz

Die Karbonatgehalte der Krusten betragen 65-85 %, die Mächtigkeit der Kruste nimmt zum Unterhang ab. Die Unterböden und der Boden der Hochfläche sind ebenfalls karbonatreich (60-80 %), haben aber keine Kruste oder Zementierung ausgebildet (Abb.2). Die Gipsgehalte sind mit 0,5-4 % niedrig. Das Maximum fällt wie das der Salze mit dem Karbonatmaximum zusammen. Bei einer vertikalen Wasserbewegung müßte die Verteilung der Stoffe entsprechend ihrer unterschiedlichen Löslichkeiten in der Reihenfolge Karbonat - Gips - Salz mit zunehmender Tiefe erfolgt sein (SMETTAN & BLUME 1987), unter der Voraussetzung, daß sie nicht zeitlich versetzt stattfanden.

Die Tiefenfunktion der Salze und deren Zusammensetzung zeigt, daß die Versalzung oberhalb der Krusten sehr gering ist (Abb.2). Die Salze, die im wesentlichen aus sehr leicht verlagerbarem NaCl bestehen, sind als NaCl in den Krusten konzentriert. Der Unterboden ist geringer versalzen. Nur bei den Böden ohne Kruste am Unterhang und auf der Kuppe nehmen die Salze mit der Bodentiefe kontinuierlich zu, was für eine vertikale Wasserbewegung typisch ist. Die Kalium- und Nitratanteile sind zu gering für die vorliegende Darstellung.

Die Berechnung der Profilmengen in kg/m^2 (Abb.3) auf die durchschnittliche Aufschlußtiefe von 120 cm ergibt, daß am Unterhang um die Hälfte weniger Salz, Gips und Karbonat als am Ober- und Mittelhang angereichert ist. Die Salzmengen nehmen zum Mittelhang zu, während die Karbonat- und Gipsmengen gleich sind. In Richtung Unterhang werden die Salzmengen im Verhältnis zu Gips größer.

Da die Jahresniederschläge sehr gering sind, wurden für die Bestimmung der aktuellen Versalzung nur die oberen 40 cm berechnet (Abb.3). Der Vergleich mit einem Profil auf der Hochfläche soll den lateralen Wassereinfluß verdeutlichen: Der Boden auf dem Plateau hat über das Doppelte an Salz und Gips angereichert als die Hangprofile; nur die Karbonatmengen sind am Mittelhang höher. Die Gipsmengen nehmen zum Unterhang zu, während die Salzmengen an allen Hangstandorten fast gleich groß sind.

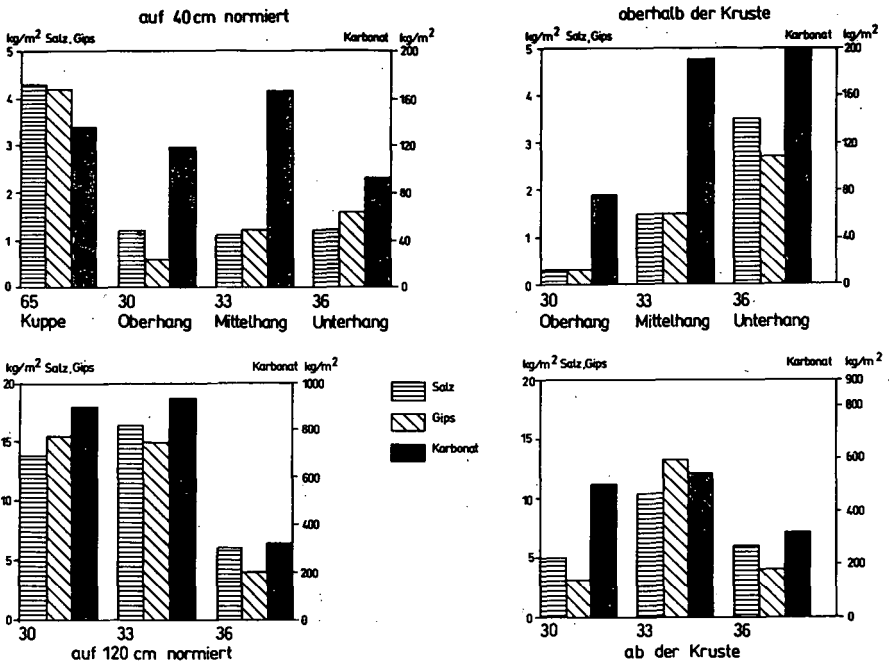


Abb. 3 Berechnung der Profilmengen in kg/m^2 von Salz, Gips und Karbonat auf 40 cm normiert, auf 120 cm normiert, oberhalb der Kruste und ab der Kruste

Kalkkrusten stellen ein großes Infiltrationshindernis dar (ESCADAFAL & FEDOROFF 1987). Die Berechnung der Mengen oberhalb der Krusten soll diesem Rechnung tragen und die Verteilung der Stoffe bei angenommenem lateralem Abfluß auf der Krustenoberfläche zeigen (Abb.3). Salz, Gips und Karbonat steigen deutlich zum Unterhang an, was nur zum Teil mit der unterschiedlichen Krustentiefe erklärt werden kann.

Die Verhältnisse unterhalb der Kruste (zur Vergleichbarkeit auf 120 cm Tiefe normiert) ergeben die stärksten Akkumulationen für Salz, Gips und Karbonat am Mittelhang.

4. Schlußfolgerungen

- * Kalkkrusten am Hang bilden eine Barriere für den vertikalen Lösungstransport.
- * Die Lösungen werden teilweise auf der Krustenoberfläche lateral abgeführt.
- * Ein Teil des infiltrierten Wassers fließt nicht lateral auf den Krusten ab, sondern durchdringt die Karbonatkruste und reichert dort verstärkt Salz, Gips und Karbonat an. Nur noch sehr leicht lösliches NaCl wird in geringem Maß in den Unterboden verlagert.
- * Der laterale Abfluß auf den Kalkkrusten bewirkt gegenwärtig am Unterhang eine Anreicherung von Gips, Salz und Karbonat, was sich aber auf eine größere Tiefe verteilt, da Krusten fehlen.
- * Bei Böden ohne Kruste am Unterhang und auf der Kuppe ist die Stoffverteilung durch vertikalen Lösungstransport charakterisiert.
- * Ein lateraler Transport: unterhalb der Kalkkruste aufgrund am Oberhang versickernden Wassers ist anhand der Stoffverteilung nicht festzustellen.
- * Versalzung, Gips- und Karbonatanreicherung sind hier zeitlich versetzte Prozesse. Die vorliegende Karbonatanreicherung mit Krustenbildung ist älter als die Salz- und Gipsanreicherung.

5. Literatur

- FAO (1988): Soil map of the world, world soil resources report 60, revised legend, Rome.
- ESCADAFAL, R. & N.FEDOROFF (1987): Apport de la micromorphologie à une étude multi-scalaire de la surface des sols en région aride, in N.FEDOROFF, L.M.BRESSON & M.A.COURTY (1987): Micromorphologie des sols; A.F.E.S., Plaisir, 409-413, France.
- SMETTAN, U. & H.-P.BLUME (1987): Salts in sandy desert soils, southwestern Egypt, Catena Vol. 14, 333-343, Braunschweig.
- WIEDER, M. A.YAIR, & A.ARZI (1985): Catenary soil relationships on arid hillslopes, Catena supplement, 41-57, Braunschweig.
- WIEDER, M & D.H.YAALON (1985): Catenary soil differentiation on opposite-facing slopes related to erosion-deposition and restricted leaching processes, northern Negev, Israel, Journal of Arid Environments 9, 119-136, London.

Digitale Bodendaten als Grundlage von
Bodenbewertung und Regionalisierung

von

Speetzen, F. und Schemschat, B.+))

Am Freitag Nachmittag erfolgte auf der DBG-Jahrestagung eine Poster- und insbesondere Computerdemonstration zum obigen Thema. Gezeigt wurde die rechnergestützte Erfassung und Auswertung standort- und bodenkundlicher Daten, wie sie gemeinschaftlich vom Büro für Bodenbewertung, Dr. Kneib, und der Bodenschutzdienst GmbH entwickelt wurde und in ihren Projekten eingesetzt wird.

Es lassen sich drei grundsätzliche Arbeitsschritte unterscheiden:

1. Digitale Erfassung der Standort- und Horizontdaten

Die Informationen zum Standort und Bodenprofil werden im Gelände vom Kartierer auf Standort- und Horizontformblättern angekreuzt und diese mittels des Programms DSD abdigitalisiert.

2. Berechnung der Schätzgrößen

Die abdigitalisierten Daten werden im Programm SOILVAL auf ihre Schätzgrößen nFK, LK, FK und GPV sowie jeweils bezogen auf den effektiven Wurzelraum hin berechnet. Die Auswertung erfolgt nach Maßgabe der Bodenkundlichen Kartieranleitung (3. Auflage). Die Ergebnisse werden tabellarisch und graphisch dargestellt.

+) Bodenschutzdienst GmbH, Wischhofstraße 1-3, 2300 Kiel 14, Tel. 0431/729333

3. Kartographische Bearbeitung

Mittel des Kartographiesystems PIA können die Ergebnisse der Schätzgrößenberechnung sowie die Standort- und Horizontdaten in PIA übernommen, in einer angeschlossenen Datenbank bearbeitet und zusammen mit anderen kartographischen Vorinformationen zu thematischen Karten verarbeitet werden.

Abschlußbemerkung der Autoren:

Aufgrund der Bitte des Vorstandes auf der DBG-Mitgliederversammlung vom 07.09.89 soll hier nur eine sehr kurze Übersicht gegeben werden.

Wir würden uns freuen, wenn Sie sich bei weitergehendem Interesse mit uns in Verbindung setzen würden.

Untersuchungen in der Republik Niger zur Dünengenesse und Dünenverwitterung
als paläoklimatologische Indikatoren in der Quartärforschung

von

Völkel, J. *

Sowohl in der Südsahara (Erg von Bilma) als auch im Sahel der Republik Niger existieren mehrere Dünengenerationen. Sie unterscheiden sich deutlich hinsichtlich der Form und des Verwitterungsgrades. Die markanten Wechsel zwischen Dünenaufwehung und Bodenbildung belegen gravierende Veränderungen im klimatologischen Geschehen des Raumes während des Jungquartärs.

Mit dem ausgehenden Pleistozän zwischen 20000 und 16000 y.b.p. (Hochwürm) wurden in Südsahara und Sahel in einer extrem ariden Phase (Kanémien) weiträumig Dünen aufgeweht. Die ariden Klimaverhältnisse reichten unter Verlagerung des Windfeldes weit über die heutige Südgrenze des Sahel hinaus in den Bereich der Sudan-Zone hinein, wie festgelegte Altdünen belegen. Für Sahel und Sudan-Zone bedeutet dies eine Reduktion der Niederschlagstätigkeit auf maximal 100mm/a.

Nach etwa 16000 y.b.p. nahmen die Jahresniederschläge allmählich zu. Diese Tendenz gipfelte in der großen Feuchtzeit des Frühholozäns (Tchadien); die jungpleistozän aufgewehten Dünen verwitterten in Sahel und Südsahara teilweise tiefgründig (**Chromic bis Cambic Arenosols**). Im Sahel ist der Verwitterungsgrad der Dünen einheitlich, variiert aber in Abhängigkeit von der Topographie. Während im Erg von Bilma keine präkanémienzeitlichen Dünenreste gefunden werden konnten, tritt im Sahel vereinzelt eine vollständig nivellierte, ältere Dünengeneration zu Tage, die noch intensiver verwittert ist (**Luvic Arenosols**).

Aride Einschnitte des mittleren Holozäns ließen im Erg von Bilma eine zweite Dünengeneration entstehen, die bis zur Aridisierung zu den heutigen Klimaverhältnissen ab etwa 2500 y.b.p. ebenfalls verwitterte. Die Oberböden dieser Dünen sind aufgrund des geringeren Verfestigungsgrades kaum erhalten (**Eutric Regosols**). Im zentralen nigrischen Sahel südlich der 200mm-Isosohyete fehlt eine jüngere Dünengeneration (im Sinne einer weiträumigen Dünengenesse) als die der kanémienzeitlichen. Die ariden Einschnitte des Holozäns ließen dort offensichtlich keine bedeutendere Flugsandbewegung zu, als dies den heutigen Verhältnissen (unter Ausschluß verbreiteter Desertifikationsphänome mit entsprechender Remobilisierung der Dünen) entspräche. Auch heute, während der aridesten Phase des Holozäns, sind insbesondere die südsahelischen Altdünen von Bereichen anthropogener Schädigungen abgesehen stabil.

Die Jahresniederschläge müssen während des Tchadien im Erg von Bilma 400-500mm betragen haben. Zum Höhepunkt der frühholozänen Feuchtzeit sind 600-700mm/a anzunehmen. Auch das mittlere und jüngere Holozän war im Erg von

Bilma mit Ausnahme der arideren Phasen deutlich feuchter als die Gegenwart (N/a < 20mm). Zwischen der Hochphase des ariden Kanémien um etwa 18000 y.b.p. und der Hochphase der frühholozänen Feuchtzeit um etwa 9000 y.b.p. ergibt sich für den südlichen Sahel eine Amplitude der gesamten Niederschlags-schwankungen von 1000-1200mm/a. Ab etwa 2500 y.b.p. entstand im Erg von Bilma - vornehmlich aus der holozänen 2. Dünengeneration - die jüngste, 3. südsaharische Dünengeneration der gänzlich unverwitterten mobilen Dünen.

Weitere Belege für die pedogenetische Gunst großer Teile des Holozäns in Südsahara und Sahel finden sich in Bodenprofilen, die auf südsaharischen und sahelischen Plateaus von Schichtstufen und Inselbergen aufgenommen wurden. Das Substrat dieser wenige Dezimeter mächtigen Profile ist überwiegend allochthon und besteht aus äolisch sedimentierten Feinstmaterialien. Die unterschiedlichen Analysen zur Mineralogie bestätigen die im Felde ermittelten Schichtgrenzen und weisen eine klare Zweigliedrigkeit der Profile innerhalb des allochthonen Materials aus. Das Feinstmaterial entstammt offensichtlich den Oberböden, die sich während der holozänen Feuchtphasen auf den weitflächigen Dünenfeldern des Erg von Bilma und des Sahel entwickelten und im Zuge nachfolgender Aridisierung wieder abgetragen wurden. Aber auch in den Plateaubereichen selbst unterlag das Sediment einer deutlichen pedogenen Überprägung.

Südlich der 300mm-Isolyete entwickelten sich im Sahel in den Talungen zwischen den Altdünen Paravertisole und Vertisole, die ihre Genese in der Hauptsache dem Eintrag von Bodenfeinstem aus den Oberböden der umliegenden Altdünen in Folge von Schichtfluten verdanken. Die (Para-)Vertisole verdeutlichen, daß dieser Materialabtrag im Sahel während des Holozäns ein offensichtlich natürlicher Prozess ist. Eine exaktere Datierung dieser Böden steht bislang allerdings aus. Als Maximalalter ist jedoch das frühe Holozän anzusehen.

Die hier vorgestellten Untersuchungen liefern Bausteine zur Rekonstruktion des Paläoklimas in einem Raum, der ausgesprochen arm an paläoklimatischen Belegen ist. Diese Belegarmut ist jedoch vornehmlich auf die hohe Abtragskraft des Windfeldes zurückzuführen und nicht per se als Indiz für die Persistenz eines ariden Klimas zu werten. Die für Ost-Niger und die Nachbargebiete bekannte Klimakurve geht vor allem auf Untersuchungen an lakustrinen Sedimenten zurück (u.a. BAUMHAUER, SERVANT, PETIT-MAIRE & RISER). In diesem Zusammenhang vermögen die hier vorgestellten bodenkundlichen Befunde die Diskussion um das Paläoklima über die Gunstlage lakustriner Sedimentationsbereiche hinaus vor allem hinsichtlich der breiten landschaftsökologischen Aussagekraft zu präzisieren. Gerade hinsichtlich der Diskussion um die Verbreitung und die Intensität der Niederschläge während der verschiedenen Feuchtphasen sind die Paläoböden richtungsweisend.

Literatur

- VÖLKEL, J. (1989a): Geomorphologische und pedologische Untersuchungen zum jungquartären Klimawandel in den Dünengebieten Ost-Nigers (Südsahara und Sahel). - Bonner Geographische Abhandlungen 79, 258 S.
- VÖLKEL, J. (1989b): Paläoböden unter Hangschuttdecken im nordafrikanischen Sahel (Republik Niger). - Erdkunde 43, Heft 4: in press.

Sedimentation und Bodenentwicklung während des
Spätglazials und des Holozäns in den Talauen
der Mosel

von

Weidenfeller, M. *)

Problemstellung

Die bisherigen Untersuchungen zur fluvialen Morphodynamik der Mosel (KREMER 1954, de RIDDER 1957, MÜLLER 1976) trugen dazu bei, Klarheit über die Verbreitung, Entstehung und stratigraphische Einordnung von Terrassen und Flußlaufveränderungen im Pleistozän zu gewinnen. Eine Gliederung und genetische Einordnung der weichselzeitlichen Niederterrassen und der holozänen Talauen liegt bisher nicht vor. Ziel unserer Untersuchungen ist es, diese Lücke zu schließen und damit einen Beitrag zur fluvialen Geomorphodynamik im Jungquartär zu leisten.

Es sollte geprüft werden, ob sich Niederterrassen und Auen des Moselgebietes pedomorphologisch und sedimentologisch nach dem methodischen Ansatz von SCHRÖDER (1983) und WOLLERSEN (1982) gliedern lassen. In zwei ausgewählten Gebieten, die sich petrographisch voneinander unterscheiden, wird die Bodenentwicklung diskutiert.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet erstreckt sich vom Drei-Länder-Eck (Frankreich, Luxemburg, Bundesrepublik) bis zur Mittelmosel (Bernkastel-Kues). Die Talweitungen finden besondere Berücksichtigung, da die Böden auf den schmalen Terrassenleisten im Engtalbereich durch Nutzung als Siedlungs- und Gewerbestandorte kaum zugänglich sind. Gegenübergestellt werden die "Kenner Flur", eine Niederterrassenfläche nordöstlich von Trier, die von einem großbogigen Moselmäander umflossen wird und die "Talweite von Nennig" nördlich von Perl an der Obermosel.

Der Schotterkörper der Niederterrasse der "Kenner Flur" wird aus

*) Universität Trier, Abt. Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

4 bis 7 m mächtigem sandigem Mittel- bis Grobkies aufgebaut, der von 3 bis 8 m mächtigen Hochflutsedimenten (lehmgiger Sand bis sandiger Lehm) überdeckt wird. Im Abtragsgebiet dominieren Schluff- und Sandsteine des Oberrotliegenden (Kreuznacher und Waderner Fazies) und des Mittleren und Oberen Buntsandsteins. Die Auensedimente in der "Talweite von Nennig" sind charakterisiert durch einen geringeren Sand- und höheren Schluffanteil. Sandige bis schluffig-tonige Lehme bestimmen ihre Textur. Petrographisch wird das Einzugsgebiet aus Kalksteinen und Mergeln des Oberen Muschelkalkes und des Unteren Keupers aufgebaut.

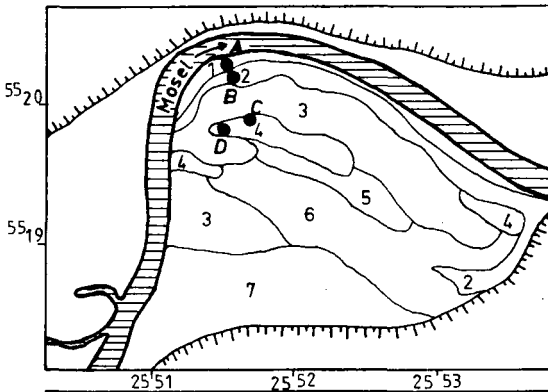
Die bodenkundliche und geomorphologische Kartierung wurde im Maßstab 1:5000 durchgeführt. Ergänzt wurde sie durch Sondierungen, die bis zur Schotterobergrenze abgeteuft wurden, um Gesamtmächtigkeiten, fossile Horizonte und Substratwechsel zu erfassen. Im Anschluß an die Kartierung wurden Leitbodentypen in Profilgruben beschrieben, horizontweise beprobt und bodenphysikalisch-bodenchemisch sowie mikromorphologisch analysiert. Luftbildinterpretation und die Auswertung von ca. 800 Schichtenverzeichnissen ergänzten die Geländebefunde. Die archäologischen Aufnahmen erfolgten in Zusammenarbeit mit Herrn Dr.H.Löhr (Rheinisches Landesmuseum Trier) und den Herren W.Rainhard und J.Brück (Staatliches Konservatoramt Saarbrücken).

Diskussion der Ergebnisse

Die durch eine geringe Reliefenergie gekennzeichnete "Kenner Flur" (124-128 mNN) läßt eine pedostratigraphische Abfolge von Bodentypen erkennen, die in NE-SW-Richtung moselparallel aufeinanderfolgen. Mit der Entfernung von der Mosel geht eine intensivere Bodenentwicklung einher (Abb.1.a).

Carbonathaltige Braune Auenböden sind nur in einem schmalen uferparallelen Streifen von max. 120m Breite verbreitet. Sie sind charakterisiert durch einen höheren Carbonatgehalt im Oberboden (3-5%) im Vergleich zum Unterboden (1-2%), was durch periodisch auftretende Hochwässer erklärt werden kann. Mit der Entfernung von der Mosel nimmt der Carbonatgehalt sehr schnell ab. Kohleschlamm in diesen Böden, der durch die Kohleförderung im Saarland über die Saar in die Mosel gelangte, erreicht in einzelnen Überflutungsrinnen bis zu 150 cm Mächtigkeit und liefert damit Hinweise auf hohe Sedimentationsraten in den letzten 150 Jahren. In benachbarten Paläorinnen wurden fossile A-Horizonte erbohrt, die von bis zu 70 cm mächtigen Auensanden überdeckt werden. Die

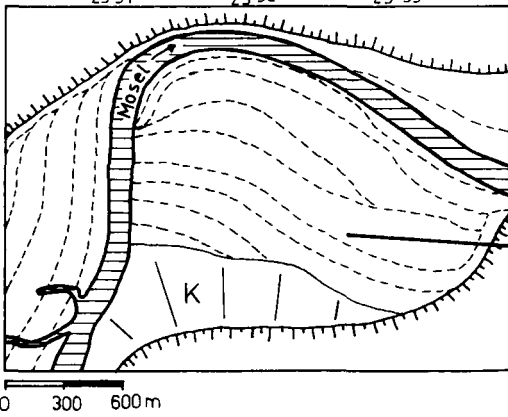
Abb.1a Bodenkarte Kenn



- 1 - Brauner kalkhaltiger Auenboden (Ac)
- 2 - Typischer Brauner Auenboden (An)
- 3 - Auenbraunerde (AB)
- 4 - Auenparabraunerde-Auenbraunerde (AL-AB)
- 5 - Auenparabraunerde (AL)
- 6 - Auenpseudogley-Auenparabraunerde (AS-AL)
- 7 - Typisches Kolluvium (K)

- A ●
 - B ●
 - C ●
 - D ●
- s. Abb. 2

Abb.1b Geomorphol. Karte

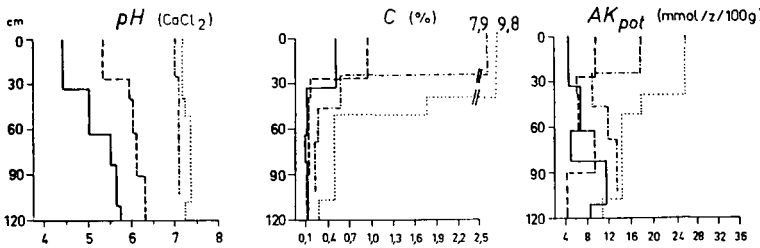


Sedimentationsstrukturen

K = Kolluvium

Abb. 2

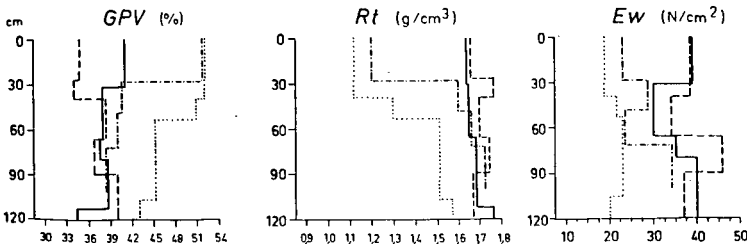
Bodenchemische Eigenschaften



Profilgruben

- A - Ac:
- B - An: - - - - -
- C - AL-AB: - · - · -
- D - AL-AB: ———

Bodenphysikal. Eigenschaften



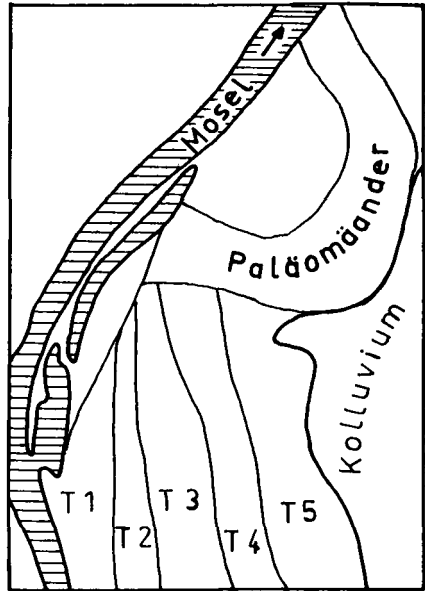
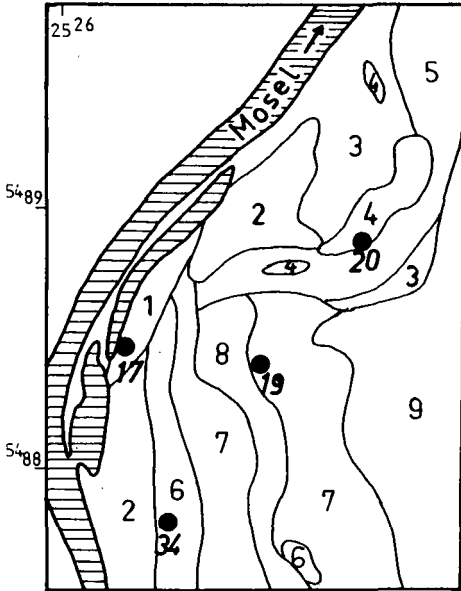
Uferwälle werden aus mächtigem Kies und Auensanden aufgebaut, auf denen sich mäßig saure Auenbraunerden ($\text{pH} < 6$) gebildet haben, die stark verfestigt sind ($\text{Rt}: 1,7-1,8 \text{ g/cm}^3$, $\text{Ew}: 30-45 \text{ N/cm}^2$). Nach Südwesten hin schließen sich Auenparabraunerden und Auenpseudogley-Auenparabraunerden aus sandigem Hochflutlehm an. Die Bt-Horizonte zeigen ein ausgeprägtes polyedrisches Gefüge und deutlich sichtbare Toncutane auf den Aggregatoberflächen. Eine Tonverlagerung konnte durch mikromorphologische Untersuchungen bestätigt werden. Im Zentrum der "Flur" überdecken Auensande in einem breiten Streifen diese Böden. Luftbilder der Hochwassersituation im März 1983 dokumentieren, daß sich die Verbreitung überfluteter Rinnen mit der Verbreitung dieser Zweischichtprofile deckt. Die Weiterentwicklung der Parabraunerde wurde durch verstärkte Hochwassertatigkeit und Sedimentation gestört. Außerhalb dieser Rinnen wurden im Al-Horizont von Parabraunerden spatbronzezeitliche bis fruheisenzeitliche Urnengräber gefunden (KILIAN 1965). Dies dokumentiert eine bereits abgeschlossene Parabraunerdebildung im Subboreal und spricht für eine geringe posteisenzeitliche Sedimentation in dieser Auenstufe.

In Abb.2 zeigen vier Profile unterschiedlichen Entwicklungsgrades in Abhängigkeit von der Entnahmetiefe eine Zunahme des pH-Wertes, des Kohlenstoffgehaltes, der Austauschkapazität und des Gesamtporenvolumens sowie eine Abnahme der Lagerungsdichte und des Eindringwiderstandes mit Annäherung an die Mosel. Aus Kartierung, Tiefbohrungen, Aufschlubeschreibungen, Luftbildauswertung und Laboruntersuchungen lassen sich Sedimentationsstrukturen entwickeln, die in einem Modell die fluviale Morphodynamik eines formstabilen talabwärts wandernden Mäanders zeigen (Abb.1.b).

Auch die Chronosequenz in der "Talweite von Nennig" (142-145 mNN) läßt in W-E-Richtung eine Abfolge von jungen nach älteren Auenböden erkennen (Abb.3.a). Bodentypologische Ansprache, bodenphysikalische und -chemische Parameter zeigen ähnliche Tendenzen wie in der "Kenner Flur" (Abb.4). Höhere pH-Werte und Austauschkapazitäten dokumentieren den basischen Charakter der im Einzugsgebiet anstehenden Gesteine. Im Norden der Talweite wird die Chronosequenz aufgehoben. Die Sedimentationsstrukturen werden von einem jüngeren Mäander gekappt (Abb.3.b). Die Braunen Auenböden und Auenpseudogleye zeigen eine schwache Gefügeentwicklung, hohe Kohlenstoffgehalte, geringen Eindringwiderstand und Lagerungsdichte und belegen den jungen Entwicklungszustand.

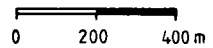
Abb. 3a Bodenkarte Nennig

Abb. 3b Geomorphol. Karte



- 1 - Brauner kalkhaltiger Auenboden (Ac)
- 2 - Typischer Brauner Auenboden (An) vergesellschaftet mit Tschernitza (AT)
- 3 - Auenpseudogley-Brauner Auenboden (AS-A)
- 4 - Auenpseudogley (AS)
- 5 - Brauner Auenboden-Auenpseudogley (A-AS)
- 6 - Auenbraunerde (AB)
- 7 - Auenparabraunerde-Auenbraunerde (AL-AB)
- 8 - Auenparabraunerde (AL)
- 9 - Typisches Kolluvium (K)

T 1-T 5: Auenstufen



- 17 ●
- 20 ● s. Abb. 4
- 34 ●
- 19 ●

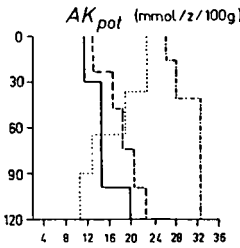
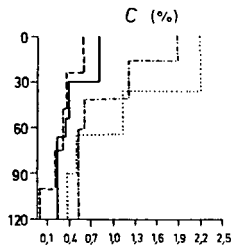
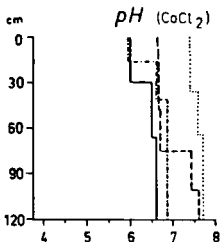
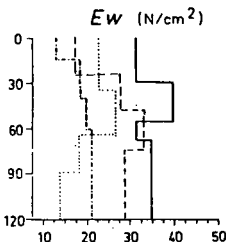
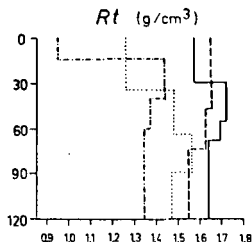
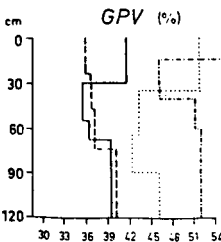


Abb. 4

Bodenchem. Eigenschaften

Profilgruben

- 17 - AT: - - - - -
- 20 - AS: - - - - -
- 34 - AB: - - - - -
- 19 - AL-AB: - - - - -



Bodenphysikal. Eigenschaften

Zusammenfassung

Die bodenkundliche Kartierung im Maßstab 1:5000 ist eine geeignete Methode zur Erfassung und genetischen Deutung fluvialer Prozesse. Sowohl in der Kenner Flur als auch in der Talweite von Nennig konnte mit der Entfernung von der Mosel eine intensivere Bodenentwicklung festgestellt werden. Mit zunehmenden Alter der Auenböden werden pH-Wert, Kohlenstoffgehalt, Austauschkapazität und Gesamtporenvolumen kleiner, Lagerungsdichte und Eindringwiderstand größer. Die im Rheintal angewendete Methodik (SCHRÖDER 1983) kann auf das Moseltal übertragen werden. Pedologische und geomorphologische Kartierung führten zur Rekonstruktion von Sedimentationsstrukturen und fluvial-dynamischen Vorgängen.

Danksagung

Die DFG unterstützte die Untersuchungen im Rahmen des Schwerpunktprogrammes "Fluviale Geomorphodynamik im jüngeren Quartär" unter dem Aktenzeichen Mu 459/3-1.

Literatur

- de RIDDER, N.A. (1957): Beiträge zur Morphologie der Terrassenlandschaft des luxemburgischen Moselgebietes. Diss. Utrecht, Publicatie No. 13, Buit het Geogr. Inst. der Rijks Univ. Utrecht, 138 S.
- KILIAN, L. (1965): Bandgräber der älteren Hunsrück-Eifel-Kultur bei Kenn, Kreis Trier. Trierer Zeitschrift, 28, Trier.
- KREMER, E. (1954): Die Terrassenlandschaft der mittleren Mosel als Beitrag zur Quartärgeschichte. Arbeiten zur Rheinischen Landeskunde, 6, Bonn.
- MÜLLER, M.J. (1976): Zur pleistozänen Entwicklungsgeschichte des Trierer Moseltales und der Wittlicher Senke. Forschungen zur deutschen Landeskunde 207, Trier.
- SCHRÖDER, D. (1983): Beziehungen zwischen Stratigraphie und Bodengenese bei Hochflutlehmen des Niederrheins. Geol. Jb. A 71, S. 73-107, Hannover.
- WOLLEREN, TH. (1982): Zur Boden- und Sedimententwicklung in spätpleistozänen Hochflutlehmen von Rhein und Neckar im nördlichen Oberrheintalgraben. Diss. Bonn, 260 S.

'Nested sampling' - ein Verfahren zur Ermittlung der Größenordnung der räumlichen Variabilität bodenkundlicher Kenndaten

A.Weitz*, D.Bunte**, T.Frank** und H.Hersemann***

Geostatistische Verfahren erlauben es, aus den Daten räumlich verteilter Meßpunkte und dem Semi-Variogramm einer untersuchten Variablen, Schätzungen für Werte der Variablen an nicht beprobten Punkten einer Untersuchungsfläche zu berechnen. Die Größenordnung des für diese Fragestellung interessanten Einflußbereichs der Variablen (range) ist mit einem 'nested sampling'-Verfahren abgeschätzt worden. Aufgrund dieser Information kann mit ökonomischem Beprobungsaufwand das Semi-Variogramm von Variablen ermittelt werden.

Das 'nested sampling'-Verfahren beruht auf einem ausgewogen hierarchisch strukturierten System (Abb.1), innerhalb dessen der Erklärungsanteil jeder Hierarchiestufe an der Gesamtvariabilität des Systems untersucht wird (OLIVER & WEBSTER 1986). Werden die Hierarchiestufen Entfernungen gleichgesetzt, gilt das System für räumlich verteilte Variablen. Auf der untersten Stufe erfolgt die Datenerhebung. Für die Berechnung der Varianz werden Freiheitsgrade jeder Hierarchiestufe in Abhängigkeit von der gewählten Klassen- und Subklassenzahl ermittelt (WEBSTER 1977). In die Differenzenterme zur Berechnung der quadratischen Abweichungen gehen auf der untersten Stufe der Meßwert und der Mittelwert der zugeordneten Subklasse ein, auf der nächsthöheren Stufe der Mittelwert jeder Subklasse und der Mittelwert der zugeordneten Subklasse der nächsthöheren Hierarchiestufe usw. bis die Varianz der ersten Unterteilungsstufe über die Differenzen zwischen Klassenmittel und Gesamtmittelwert berechnet wird.

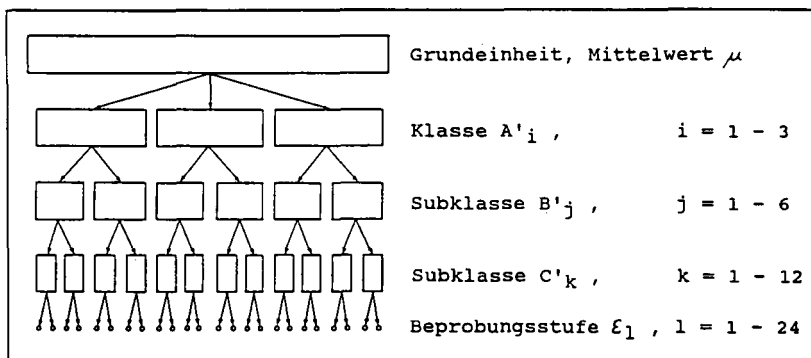


Abb.1: Hierarchisches System der Analyse

* Abt. f. Phys. Geogr. u. Landschaftsökologie, Inst. f. Geogr., SFB 179, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

** Biol. Bundesanst. f. Land- u. Forstwirtschaft, Inst. f. Unkrautforschung, SFB 179, Messeweg 11/12, 3300 Braunschweig

*** Bundesforschungsanst. f. Landwirtschaft, Inst. f. Pflern. u. Bodenkunde, Bundesallee 50, SFB 179, 3300 Braunschweig

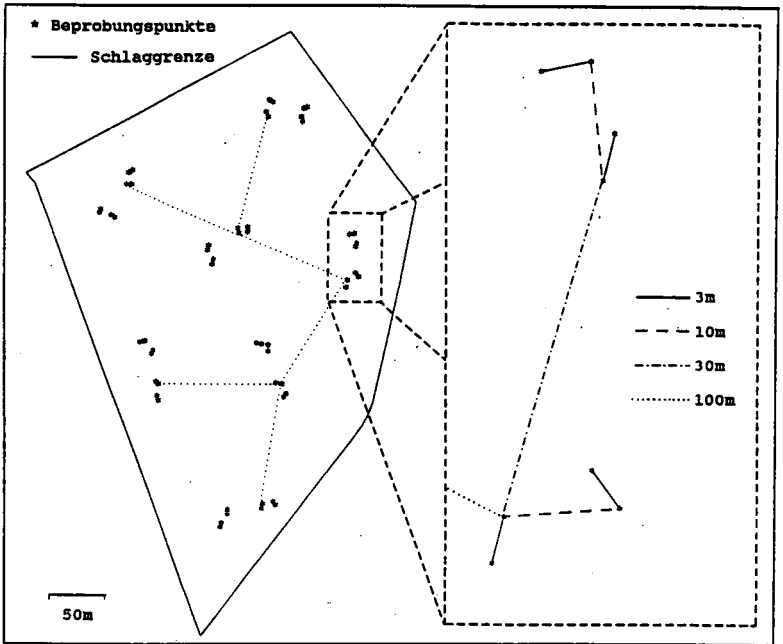


Abb.2: Räumliche Anordnung der Beprobungspunkte

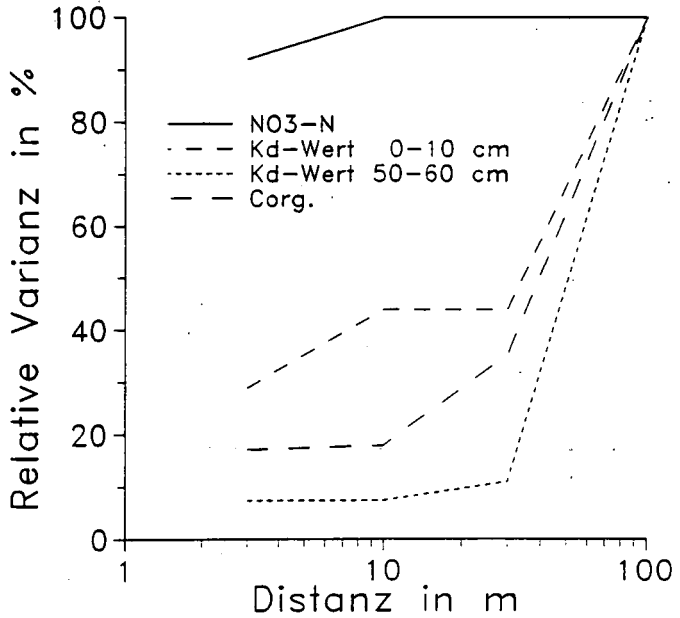


Abb.3: Summenkurven der relativen Varianzen

Mit diesem Verfahren werden Unterschiede zwischen verschieden großen Bereichen festgestellt. Die Varianz einer Stufe beinhaltet die Varianzen der untergeordneten Substufen. Die Teilvarianzen jeder Hierarchiestufe werden in % der Gesamtvarianz ausgedrückt und als Summenkurve gegen die Distanz aufgetragen (Abb.3). Diese Kurven sind wie Variogramme zu interpretieren.

Auf einer Ackerfläche (hauptsächlich Parabraunerden, Schwarzerde-Parabraunerden und Pseudogley-Parabraunerden) wurde das in Abb.2 gezeigte Beprobungsschema angelegt, an jedem Punkt Bodenproben entnommen und die in Tab.1 aufgelisteten Variablen untersucht. Die Daten wurden mit einem Programm von P.A.BURROUGH (Universität Utrecht, NL) verarbeitet. Die Ergebnisse des 'nested sampling'-Verfahrens werden im Folgenden am Beispiel der in Abb.3 dargestellten 4 Kurventypen beschrieben.

Typ 1 ($\text{NO}_3\text{-N}$) zeigt schon auf geringe Beprobungsdistanzen hohe Variabilität, d.h. der Bereich räumlicher Abhängigkeit liegt unter 3 m Beprobungsabstand. Für solche Variablen kann der charakteristische Wert der Fläche durch zufällige, d.h. räumlich unabhängige Anordnung einer ausreichend großen Stichprobe ermittelt werden.

Typ 2 (K_d 50-60 cm) zeigt bis 30 m kaum Variabilität, der Bereich räumlicher Abhängigkeit liegt zwischen 30-100 m. Eine ökonomische Beprobung zur Berechnung des Semi-Variogramms sollte in diesem Bereich liegen. Geringere Beprobungsabstände bedeuten höheren Arbeitsaufwand ohne zusätzlichen Informationsgewinn.

Typ 3 (K_d 0-10 cm) zeigt nach kleinräumiger Abhängigkeit räumliche Unabhängigkeit der Werte, der größte Teil der Variabilität wird zwischen 30-100 m erfaßt. Engräumige Beprobungen würden den höchsten Erklärungsgrad liefern, aber extrem hohen Arbeitsaufwand zur Ermittlung des Semi-Variogramms bedeuten. Ökonomischer wäre eine Beprobung auf einem weiten Raster, an dessen Knotenpunkten zusätzlich engräumiger beprobt wird, oder bei dem nur 10×10 m große Blöcke betrachtet werden. Für solche gibt die Summenkurve räumliche Unabhängigkeit an, allerdings auf hohem Varianzniveau.

Typ 4 (C_{org}) zeigt langsam steigenden Kurvenverlauf mit größter Variabilität im 30-100 m Bereich. Hier bietet sich eine Beprobung auf einem weiten Raster an, in das ein unvollständiges engeres Raster eingebunden wird.

Aus den Informationen des 'nested sampling' sowie praktischen Erwägungen haben wir für unsere Fragestellung Rasterweiten zur Ermittlung von Semi-Variogrammen mit 56 m für Variablen, die an ungestörten Bodenproben, und 28 m für Variablen, die an gestörte Bodenproben ermittelt werden, abgeleitet. Unter Berücksichtigung der Daten des 'nested sampling' lassen sich für zeitlich unabhängige Variablen auch für engere Abstände Differenzcenterme zur Berechnung der Variogramme aufstellen.

Literatur

OLIVER, M.A. & R.WEBSTER (1986): Combining nested and linear sampling for determining the scale and form of spatial variation of regionalized variables. *Geographical Analysis* 18(3), 227-242.
WEBSTER, R. (1977): Quantitative and numerical methods in soil classification and survey. Monographs in Soil Survey, Clarendon Press Oxford, 269p.

Regionalisierte Variable	Entnahmetiefe(cm)	\bar{X}	S	Min	Max	CV	% relative Varianz für Distanzen			
							3 m	10 m	30 m	100 m
pH (0,01M CaCl ₂)	0 - 10	6,84	0,43	5,80	7,50	6,29	14,48	37,80	3,41	44,31
	0 - 25	7,19	0,26	6,50	7,60	3,62	28,12	25,39	4,85	41,64
	50 - 60	7,27	0,21	6,70	7,70	2,89	42,13	35,21	7,02	15,63
Dehydrogenase-aktivität	0 - 10	0,14	0,05	0,05	0,29	35,71	27,37	26,19	0,00	46,44
Simazin-Verteilungskoeffizient	0 - 10	0,57	0,20	0,15	1,23	35,09	28,88	15,01	0,00	56,11
	50 - 60	0,61	0,40	0,13	1,94	65,57	7,43	0,00	3,57	88,99
NH ₄ -N (mg/kg)	0 - 25	0,90	0,32	0,27	1,88	35,56	85,33	0,00	0,00	14,67
NO ₃ -N (mg/kg)	0 - 25	21,09	14,82	4,10	61,90	70,27	91,99	8,01	0,00	0,00
N _t (mg/g)	0 - 25	1,37	0,11	1,20	1,63	8,03	18,14	11,83	7,74	62,30
C _{org} (%)	0 - 25	1,28	0,14	1,07	1,63	10,94	17,11	0,80	17,31	64,78
C/N	0 - 25	9,28	0,42	8,10	10,40	4,53	37,04	0,00	18,21	44,74
CaCO ₃ (%)	0 - 25	0,53	0,24	0,18	1,49	45,28	48,70	4,75	45,47	1,07
K ₂ O (CAL) (mg/100g)	0 - 25	17,53	3,82	11,50	31,40	21,79	87,42	0,00	0,00	12,58
P ₂ O ₅ (CAL) (mg/100g)	0 - 25	28,32	8,47	13,10	49,80	29,91	41,30	0,00	32,69	26,01
Lagerungsdichte (g/cm ³)	0 - 25	1,53	0,10	1,29	1,68	6,54	34,94	0,53	4,50	60,03
	30 - 50	1,69	0,06	1,57	1,88	3,55	44,45	30,83	0,00	24,72
	50 - 70	1,70	0,09	1,33	1,99	5,29	83,33	0,00	14,05	2,62
	70 - 90	1,71	0,07	1,55	1,91	4,09	39,61	11,85	13,71	34,83

Tab.1: Entnahmetiefe, Statistik und relative Varianzen der Variablen

Mikrobielle Aktivitäten in Stadtböden und ihre Bewertung
unter besonderer Berücksichtigung von Schwermetallbelas-
tungen

Weritz, N. und D. Schröder*

1. Einleitung

Unter dem Begriff Stadtböden werden urban, gewerblich und industriell überformte Flächen zusammengefaßt (AK STADTBÖDEN 1989). Die städtische Bodennutzung stellt eine der intensivsten und belastendsten Nutzungen des Bodens dar (KNEIB und SCHWARZE-RODRIAN 1986). Zugleich wird eine ausgeprägte Funktionsvielfalt von diesen Böden erwartet (vgl. PIETSCH 1985).

Ziel der hier vorgestellten Untersuchung war es, die Funktionsfähigkeit des mikrobiellen Potentials in Stadtböden als einem bedeutsamen Faktor zahlreicher Umsetzungsprozesse im Boden zu überprüfen. Dabei wurde der Schwerpunkt auf eine mögliche Beeinträchtigung des mikrobiellen Bodenlebens durch Schwermetallkontaminationen gelegt.

2. Standorte und Methodik

Es wurden 66 Untersuchungsflächen in den Stadtgebieten von Bonn-Bad Godesberg und Trier ausgewählt, die folgenden Nutzungstypen zugeordnet werden konnten: Wiesenbrachen, Kleine Grünflächen, Verkehrsgrünflächen, Parkrasen, Bolzplätze, Schuttgrundstücke, Parkplätze, Ruderalflächen, Industrie- und Gewerbebrachen und Schrottplätze. Das Ausgangsmaterial der Böden ist durch Umlagerungen bzw. Bauschuttzumischung veränderter Hochflutlehm von Rhein bzw. Mosel. Die Textur ist bei unterschiedlichem Skelettgehalt bis auf wenige Ausnahmen sandiger Lehm bis lehmiger Sand.

Die Probenahme erfolgte im Frühjahr 1988 als Mischprobe aus 0-15 cm Tiefe. Über die Ergebnisse einer ersten Untersuchungsphase im Herbst 1987 wurde an anderer Stelle berichtet (vgl. WERITZ und SCHRÖDER 1988). Als bodenchemische Kennwerte wurden der C-Gehalt nach der LICHTERFELDER-Methode, der pH-Wert in 0,01 m CaCl₂ und die Kationenaustauschkapazität nach MEHLICH bestimmt (zit. bei SCHLICHTING und BLUME 1966). Im Rahmen der bodenbiologischen Analysen wurde die CO₂-Bodenatmung unter Glucosezugabe im WÖSTHOFF-Gerät und die Enzymaktivitäten von Katalase, Urease und Xylanase

*Universität Trier, FB III, Abt. Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

ermittelt (zit. bei WERITZ und SCHRÖDER 1988). Schwermetallgesamtgehalte von Zn, Cd, Pb und Cu wurden im Königswasseraufschluß nach DIN 38414, T.7 extrahiert, leicht verfügbare Schwermetallfraktionen mit 0,1 m CaCl₂ 2 Stunden ausgeschüttelt (KÖSTER und MERKEL 1982). Die Messung erfolgte mit einem AAS (PERKIN-ELMER, HGA 400).

3. Ergebnisse

Die pH-Werte (Tab. 1) der untersuchten Flächentypen bewegen sich zwischen mittelsauer und schwach alkalisch. Wiesenbrachen und Parkrasen weisen die niedrigsten, Schuttgrundstücke und Schrottplätze die höchsten Werte auf. Die C-Gehalte streuen von 1,51% C der Wiesenbrachen bis zu 3,79% C auf den Schrottplätzen. Die Mittelwerte der Kationenaustauschkapazität bewegen sich zwischen 7,3 (Schrottplätze) und 16,7 mval/100gr (Parkrasen). Die Mittelwerte der biologischen Aktivitäten (Abb. 1) sind auf Ruderalflächen und Schuttgrundstücken besonders hoch. Auffallend niedrige Werte weisen Bolzplätze, Industrie- und Gewerbebrachen sowie Schrottplätze auf. Die Schwermetallgesamtgehalte sind als Mittelwerte (Tab. 2) auf Ruderalflächen und Schrottplätzen am höchsten. Auch auf Schuttgrundstücken wurden erhöhte Werte festgestellt. Als gering belastet erwiesen sich Wiesenbrachen. Für die Fraktion des leicht löslichen Zinks bzw. Cadmiums ergaben sich für Wiesenbrachen und Parkrasen hohe Werte, ebenso für Schrottplätze. Die leichtlöslichen Gehalte von Pb und Cu sind auf allen Flächentypen relativ gering.

4. Diskussion

Die Korrelationstabelle (Tab. 3) zeigt positive Korrelationen zwischen substratinduzierter CO₂-Bodenatmung, Urease und Katalase. Die Aussagekraft der bodenbiologischen Methoden wird somit bestätigt. Die Korrelationen zur spezialisierteren Xylanase sind schwächer ausgeprägt. Die Gesamtgehalte von Pb, Zn, Cd und Cu weisen untereinander ebenfalls positive Korrelationen auf. Die leicht löslichen Fraktionen von Cu und Pb korrelieren ebenso wie die von Zn und Cd miteinander. Zwischen Schwermetallgehalten und biologischen Parametern ergeben sich keine Korrelationen. Eine Beeinträchtigung der biologischen Aktivität durch Schwermetallbelastung scheint daher zumindest nicht dominant zu sein. OHYA et.al. (1988) fand in japanischen Stadtböden eine Hemmung substratinduzierter Bodenatmung durch Pb und Zn, deren Gehalte die hier gefundenen jedoch weit übersteigen. SCHULLER (1988) stellte auf stark schwermetallbelasteten Altlastenstandorten keine Verminderung der Bio-

masse fest, konnte aber eine Hemmung verschiedener Enzymaktivitäten nachweisen. Berechnet man aus den CO_2 -Bodenatmungswerten die Mikrobielle Biomasse (C_{mic}) nach ANDERSON und DOMSCH (1978, zit. bei WERITZ und SCHRÖDER 1988) und schließt Flächen mit einem außergewöhnlich geringen $C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$ -Verhältnis (8 Flächen) von der Korrelationsberechnung (Tab. 3) aus, ergibt sich eine positive Korrelation zwischen den bodenbiologischen Parametern und C. In einigen Flächen (z.B. Schrottplätzen) liegt demnach mikrobiell nicht verfügbarer Kohlenstoff vor.

Um die Vielzahl der untersuchten Parameter in kleinere, aussagestarke Gruppen zusammenzufassen wurde eine Hauptachsenfaktorenanalyse mit Kommunalitäteniteration und Varimaxrotation durchgeführt. Das Ergebnis (Tab. 4) zeigt vier Faktoren, die die biologische Aktivität, Gehalte von Pb und Cu bzw. Cd und Zn sowie pH-Wert, leicht lösliches Cd und Zn repräsentieren. Die Höhe der Ladung der einzelnen Variablen auf den jeweiligen Faktor kann Auskunft über den Indikatorwert der Variablen geben. Verglichen mit den anderen biologischen Parametern weist die CO_2 -Bodenatmung die höchste Ladung auf. Als Indikator für bodenbiologische Aktivität erscheint sie daher besonders geeignet. Die Unterschiede in der Ladungshöhe zwischen den Gesamtgehalten von Cu und Pb bzw. Cd und Zn sind gering. Um den Analyseaufwand zu verringern könnte je nach Fragestellung u.U. die Untersuchung je eines dieser Metalle genügen. Zur Beurteilung der mikrobiellen Aktivität auf gleicher Kohlenstoffbasis wurden die CO_2 -Bodenatmungswerte auf einen C-Gehalt von 1% bezogen (Abb. 2). Schuttgrundstücksböden erweisen sich auch nach dieser Korrektur als sehr aktiv. Während die Wiesenbrachen und Parkplatzböden nun eine relativ höhere Aktivität im Vergleich mit anderen Nutzungen aufweisen, verringerten sich die Werte der kleinen Grünflächen und Ruderalflächen überproportional. Auf diesen Flächen, die häufig einen hohen Input an organischem Material haben, ist die Höhe der Aktivität in erster Linie von dieser Zufuhr abhängig. Bezieht man den Skelettgehalt der Böden in eine Bewertung der Flächen mit ein (Abb. 3), ergibt sich, daß die vegetationstragenden Nutzungstypen wesentlich höhere Werte der CO_2 -Bodenatmung pro Fläche aufweisen als die übrigen Nutzungen. Die Mittelwerte der Schwermetallgesamtgehalte (Tab. 2) übersteigen auf einigen Standorten bei einzelnen Elementen die Grenzwerte der Klärschlammverordnung (KLOKE 1980) (Tab. 5). Die Mittelwerte der CaCl_2 -löslichen Gehalte an Zn und Cd überschreiten die Schweizerischen Grenzwerte (VSBO 1986) in Wiesenbrachen, Parkrasen und Schrottplatzböden.

Die Gefährdung, die durch eine Schwermetallbelastung des Bodens hervorgerufen wird, ist nicht nur abhängig von den Gesamtschwermetallgehalten, sondern auch von der Fähigkeit des Bodens Schwermetalle zu binden. Um die relative Belastung der untersuchten Böden mit Schwermetallen zu ermitteln, wurden die Gesamtgehalte von Cu und Zn auf 10 mval/100 gr Kationenaustauschkapazität bezogen (Tab. 6). Die geringste Belastung weisen Wiesenbrachen, Parkrasen, kleine Grünflächen und Bolzplätze auf. Aufgrund ihrer geringen Austauschkapazität ist die Pufferkapazität der Schrottplatzböden und der Schuttgrundstücksböden relativ gering. Mobilisationshemmend wirkt der hohe pH-Wert dieser Flächen.

Es läßt sich zusammenfassen, daß alle untersuchten Nutzungstypen über ausreichende biologische Aktivitäten verfügen. Die auffallend hohen Werte der Ruderalflächen werden durch die starke Abhängigkeit vom Humusgehalt relativiert und die der Schuttgrundstücke werden durch den hohen Skelettgehalt kaum wirksam in Bezug auf die Fläche. Die relativ hohen Schwermetallbelastungen einiger Nutzungstypen schädigen die biologische Aktivität zwar nicht, stellen aber bei Änderung der bodenchemischen Verhältnisse eine Gefahrenquelle durch Mobilisationsvorgänge dar.

5. Literatur

- AK STADTBÖDEN (1989): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der DBG für die bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden).- UFOPLAN Nr. 107 30 007/03 Berlin
- KLOKE, A. (1980): Richtwerte '80, Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden.- Landwirt.Forsch. 33,H.1-3, 402-423
- KNEIB, W.D., SCHWARZE-RODRIGAN, M. (1986): Entwicklung von Kenngrößen zum Einbezug des Bodenschutzes in die Stadtplanung.- UBA-Vorstudie, Kiel
- KÖSTER, W., MERKEL, D. (1982): Beziehungen zwischen den Gehalten an Zn, Cd, Pb und Cu in Böden und Pflanzen bei Anwendung unterschiedlicher Bodenuntersuchungsmethoden.- Landwirt.Forsch. Sh.39, 245-254
- OHYA, H. et.al. (1988): Microbial biomass and activity in urban soils contaminated with Zn and Pb.- Biol.Fertil.Soils 6, 9-13
- PIETSCH, J. (1985): Versiegelungen des Bodens in der Stadt und ihre Auswirkungen.- In: Boden - das dritte Umweltmedium.- Bonn, 121-128
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. (1966): Bodenkundliches Praktikum.- Berlin, Hamburg
- SCHULLER, E. (1988): Eignung der Bestimmung der Mikroorganismenbiomasse und der Enzymaktivität zur Prognose der Schwermetallanreicherung in Oberböden von Altlasten.- Diplomarbeit Essen
- VSDO (1986): Der Schweizerische Bundesrat - Verordnung über Schadstoffe im Boden.-
- WERITZ, N., SCHRÖDER, D. (1988): Mikrobielle Aktivität in Stadtböden unterschiedlicher Nutzung.- Mitt.dt.bodenkd.Gesell. 56, 399-404

Tab. 1: Bodenchemische Kennwerte (\bar{x})

	KAK*	C%	pH
Wiesenbrachen (6 Flä.)	10.9	1.51	5.6
Parkrasen (5)	16.7	2.24	6.2
Kl.Grünflächen (10)	16.4	2.47	7.0
Verkehrsgrün (13)	11.9	2.32	7.0
Bolzplätze (3)	10.8	1.60	6.8
Ruderalflächen (5)	15.9	3.06	7.1
Schuttgrundstücke (3)	9.9	2.21	7.5
Parkplätze (6)	7.8	1.59	7.3
Ind.u.Gewerbebr. (11)	8.3	3.43	7.4
Schrottplätze (4)	7.3	3.79	7.5

*KAK: Kationenaustauschkapazität (mval/100gr)

Tab. 2: Schwermetallgehalte (\bar{x})

	Gesamtgehalte (ppm)				CaCl ₂ -lösliches (ppm)			
	Pb	Cu	Cd	Zn	Pb	Cu	Cd	Zn
Wiesenbrachen (6 Flä.)	39(21)*	21(29)	0.28(43)	82(26)	0.02(50)	0.30(37)	0.11(118)	3.75(80)
Parkrasen (5)	183(110)	33(58)	0.28(32)	128(45)	0.02(85)	0.22(16)	0.04(64)	2.26(132)
Kl.Grünflächen (10)	203(61)	53(40)	0.30(33)	188(28)	0.02(50)	0.22(61)	0.01(100)	0.24(50)
Verkehrsgrün (13)	238(70)	52(52)	0.52(50)	196(44)	0.02(100)	0.26(65)	0.03(100)	0.40(148)
Bolzplätze (3)	101(34)	35(45)	0.24(54)	171(25)	0.01(0)	0.15(73)	0.02(50)	0.46(72)
Ruderalflächen (5)	604(162)	84(95)	0.67(107)	317(39)	0.02(50)	0.32(38)	0.01(100)	0.36(64)
Schuttgrundstücke (3)	239(64)	219(145)	0.47(38)	317(54)	0.01(100)	0.46(102)	0.00(-)	0.14(29)
Parkplätze (6)	112(129)	82(43)	0.22(50)	133(44)	0.01(0)	0.14(86)	0.01(100)	0.16(25)
Ind.u.Gewerbebr. (11)	159(101)	54(91)	0.36(100)	260(87)	0.01(100)	0.18(67)	0.01(100)	0.32(110)
Schrottplätze (4)	3461(82/4739)	89(89)	6.69(70/2000)	36(36)	0.17(182)	0.73(58)	0.25(88)	4.24(81)

() = CV%

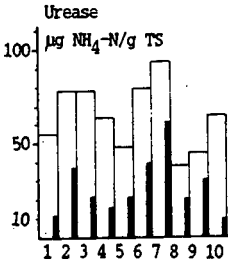
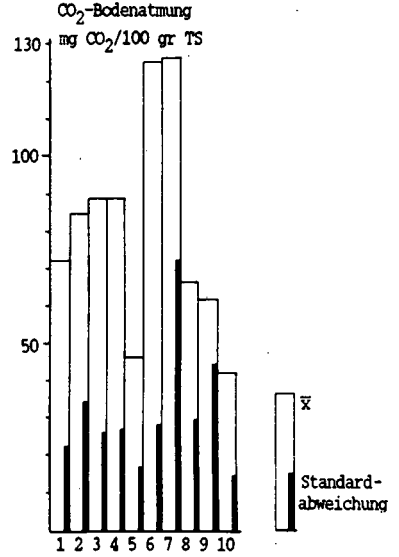
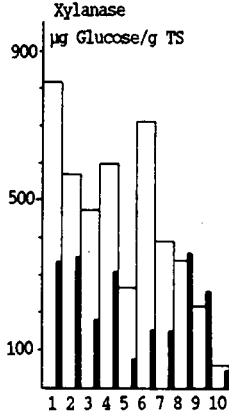
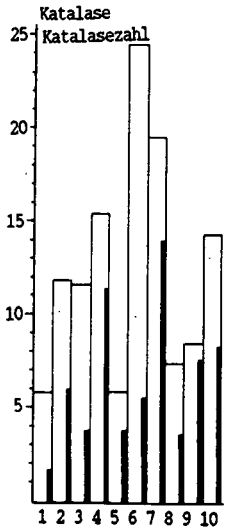
Tab. 3: Korrelationen

	Kata- Xyla- lase nase Urease pH C _{org}					Gesamtgehalte				CaCl ₂			
	CO ₂	lase	nase	Urease	pH	C _{org}	Pb	Cu	Cd	Zn	Pb	Cu	Cd
Katalase	.70*												
Xylanase	.52*	.36											
Urease	.70*	.64*	.44*										
pH	.01	.18	-.37	-.08									
C _{org} **	.57*	.62*	.46*	.51*									
C _{org}	.08	.20	-.06	.07	.11								
Ges.-Pb	-.13	.05	-.21	-.06	.22	.13							
Ges.-Cu	-.19	.02	-.26	-.02	.19	.10	.88*						
Ges.-Cd	-.21	.03	-.24	.02	.17	.21	.70*	.50*					
Ges.-Zn	-.22	.11	-.30	.05	.25	.26	.69*	.58*	.93*				
CaCl ₂ -Pb	-.11	-.01	-.13	-.03	.10	.04	.86*	.86*	.37	.33			
CaCl ₂ -Cu	.24	.30	-.03	.28	-.00	.15	.69*	.69*	.43*	.45*	.68*		
CaCl ₂ -Cd	-.14	-.06	-.08	-.01	-.28	.11	.42	.31	.65*	.60*	.26	.40*	
CaCl ₂ -Zn	-.22	-.12	-.02	-.06	-.64*	.03	.18	.18	.37	.34	.11	.26	.82*

n = 66, * a = 0.001
 ** unter Ausschluß der Fälle C_{mic}/C_{org} < 1.32

Tab. 4: Faktorenanalyse

	Faktor 1	Faktor 2	Faktor 3	Faktor 4
CO ₂	-.02	.91	-.06	.14
Katalase	-.07	.77	-.25	.24
Xylanase	-.09	.59	-.20	-.21
Urease	-.04	.80	-.13	-.04
pH	.07	-.15	.24	.92
Ges.-Pb	.85	-.13	.41	.06
Ges.-Cu	.89	-.16	.26	.08
Ges.-Cd	.33	-.17	.82	-.08
Ges.-Zn	.33	-.16	.91	-.03
CaCl ₂ -Pb	.96	-.09	.02	-.00
CaCl ₂ -Cu	.73	-.25	.30	-.07
CaCl ₂ -Cd	.23	-.05	.64	-.56
CaCl ₂ -Zn	.13	-.08	.38	-.80



- 1 = Wiesenbrachen (6 Flä.) 6 = Ruderalflächen (5)
- 2 = Parkrasen (5) 7 = Schuttgrundstücke (3)
- 3 = Kl.Grünflächen (10) 8 = Parkplätze (6)
- 4 = Verkehrsgrün (13) 9 = Ind.u.Gewerbefl. (11)
- 5 = Bolzplätze (3) 10 = Schrottplätze (4)

Abb. 1: Bodenbiologische Aktivitäten

Tab. 5: Grenzwerte für Schwermetallgehalte im Boden (ppm)

	Gesamtgehalte* (Königswasser)	Löslicher Gehalt** (0,1 m NaNO ₃)
Pb	100	1,0
Cu	100	0,7
Cd	3	0,03
Zn	300	0,5

*KLOKE (1980), **VSO (1986)

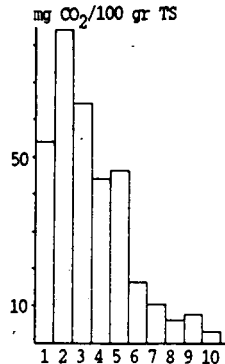
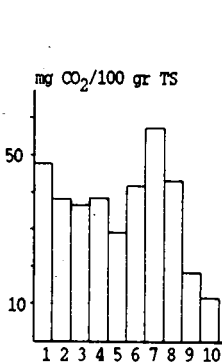


Abb. 2: CO₂-Bodenatmung bezogen auf 1% C (‰)

Abb. 3: CO₂-Bodenatmung bezogen auf Feinboden mit 5% Skelettanteil(‰)

Tab. 6: Korrigierte Schwermetallgehalte

	Gesamtgehalte bezogen auf 10 mval KAK	
	Cu	Zn
Wiesenbrachen (6 Flä.)	19	76
Parkrasen (5)	20	76
Kl.Grünflächen (10)	32	115
Verkehrsgrün (13)	44	165
Bolzplätze (3)	33	159
Ruderalflächen (5)	53	199
Schuttgrundstücke (3)	220	319
Parkplätze (6)	105	169
Ind.u.Gewerbebr. (11)	65	313
Schrottplätze (4)	6537	2759

Zur Genese und Gliederung der Steppenböden im
nördlichen Oberrheintalgraben

von
ZAKOSEK, H.*)

Im Verbreitungsgebiet der Steppenböden im nördlichen Oberrheintal sind die großmaßstäblichen Bodenkartierungen im Rheingau und Ried vollständig und in der Vorderpfalz und Rheinhessen größtenteils durchgeführt worden. Ergänzend dazu wurden Diplom- (SCHÖBEL, 1985, GIEK, 1987, BECK, 1989) und Doktorarbeiten (WOLLERSEN, 1982, LESSMANN, 1983, ZHANG, 1989) sowie einige zusätzliche Untersuchungen gemacht (ZAKOSEK, 1962, 1976, PLASS et al., 1977, STEPHAN, 1979, STÖHR, 1979, SCHÖNHALS et al., 1982, LESSMANN-SCHOCH et al., 1987). Dadurch ist es jetzt möglich, eine ziemlich umfassende Beurteilung der Rheintal-Tschernoseme vorzunehmen. Das hat dann auch eine Ad-hoc-Gruppe 1988/89 getan, in der Angehörige der unmittelbar betroffenen Geologischen Landesämter Mainz und Wiesbaden des AKs Bodensystematik der DBG, die AGs Terraplan und Bodenforschung und das Institut für Bodenkunde in Bonn unter Federführung des Autors mitgewirkt haben.

Irritation um den Rheintal-Tschernosem sind in den letzten Jahren vor allem durch

- Umbenennungen (AG BODENKUNDE 1982: 214-216; SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1982: 355, 368 und 1989: 400; AK BODENSYSTEMATIK 1985: 33, 34)
- abweichende Altersangaben (KUNTER et al., 1975, LESER & MAQSUD, 1975)
- und durch die Entdeckung des Grauen (nicht degradierten) Tschernosems aus Hochflutlehm (THIEL & WEIDNER, 1986)

entstanden. Auch die mit den Braunen Tschernosemen aus LÖB vergesellschaftete Smonitza wurde als Tschernosem aus Tonmergeln erkannt (NEUGEBAUER & ZAKOSEK, 1962, PLASS et al., 1977, LESSMANN, 1983, AK BODENSYSTEMATIK, 1985, LESSMANN-SCHOCH et al., 1987).

Unter Würdigung der kurz angesprochenen Entwicklungen hat die Ad-hoc-Kommission eine Gliederung der Rheintal-Tschernoseme erarbeitet. Hiernach sind die Rheintal-Tschernoseme gleichsam eine Unterklasse in der Klasse der Steppenböden mit nachfolgenden Typen und Subtypen:

*) Institut für Bodenkunde der Rhein. Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

- c Klasse: Steppenböden
Rheintal-Tschernosem
- I Typ: Brauner Tschernosem, entstanden aus LÖß, örtlich aus tertiären Schluffmergeln, mit den Subtypen
Typischer Brauner Tschernosem (Ap-Ah-AhC-Cc-Profil)
5-7 dm
Braunerde-Brauner Tschernosem (Ap-(Bv-)BvAh-(Ah-)AhC-Cc-Profil)
5-7 dm
Parabraunerde-Brauner Tschernosem (Ap-A1Ah-BtAh-AhC-Cc-Profil)
Smonitza-Brauner Tschernosem (Ap-Ah-AhC-Cc-Profil)
5-7 dm
Kolluvium-Brauner Tschernosem (Ap-M-II-Profil)
<4 dm
- II Typ: Grauer Tschernosem, entstanden aus lehmig-feinsandigen bis feinsandig-lehmigen fluviatilen Sedimenten, mit den Subtypen
Typischer Grauer Tschernosem (Ap-Ah-AhC-Cc-Profil)
5-7 dm
Braunerde-Grauer Tschernosem (Ap-(Bv-)BvAh-(Ah-)AhC-Cc-Profil)
5-7 dm
Parabraunerde-Grauer Tschernosem (Ap-A1Ah-BtAh-AhC-Cc-Profil)
Gley-Grauer Tschernosem (Ap-Ah-(AhGo-)Goc-Go-Gr-Profil)
>4 dm
Kolluvium-Grauer Tschernosem (Ap-M-II-Profil)
<4 dm
- III Typ: Smonitza, entstanden aus carbonathaltigen, tonigen Substraten tertiärer Herkunft (>50% Ton im Solum) mit den Subtypen
Typische Smonitza (Ap-Ah-AhC-Cc-Profil)
5-7 dm
Brauner Tschernosem-Smonitza (Ap-Ah-AhC-Cc-Profil)
5-7 dm
Pseudogley-Smonitza (Ap-Ah-(Ah-)Sw-Sd-Profil)
>4 dm
Gley-Smonitza (Ap-Ah-(AhGo-)Go-Gr-Profil)
>4 dm
Kolluvium-Smonitza (Ap-M-II-Profil)
<4 dm

Schriftenverzeichnis

- AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 3. Aufl., Hannover.
- AK BODENSYSTEMATIK (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland.-
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 44, 90 S.
- BECK, M. (1989): Vergleichende Untersuchungen an bulgarischen und Rheintal-
Tschernosemen.- Dipl.-Arbeit, Inst. Bodenk., Bonn.
- GIEK, R. (1987): Weizenenerträge in den Republiken Ukraine und Kasachstan in Ab-
hängigkeit von Klima und Boden.- Dipl.-Arbeit, Inst. Geogr., Bonn.
- KUNTER, K., KUNTER, M., PLASS, W. & SCHARPFF, H.J. (1975): Ein Glockenbechergrab
von Biblis - Wattenheim, Kreis Bergstraße.- Fundber. Hessen, 14, 157-
175.
- LESER, H. & MAQSUD, N. (1975): Spätglaziale bis frühholozäne Steppenbodenbildung
im südlichen rheinhessischen Tafel- und Hügelland.- Eiszeitalter u. Ge-
genwart, 26, 118-130.
- LESSMANN, U. (1983): Pollenanalysen an Böden im nördlichen Oberrheintal unter
besonderer Berücksichtigung der Steppenböden.- Diss. Bonn, 108 S.
- LESSMANN-SCHOCH, U., SCHÖBEL, Th. & STEPHAN, S. (1987): Zur systematischen Stel-
lung und Bodenentwicklung des Tschernosems des Oberrheintales und der
Smonica in Rheinhessen.- Z. Pflanzenern. Bodenk., 151, 9-14.
- NEUGEBAUER, V. & ZAKOSEK, H. (1962): Die Smonica.- Notizbl. hess. L.-Amt Boden-
forsch., 90, 341-353.
- PLASS, W., POETSCH, J., TRIBUTH, H. & ZAKOSEK, H. (1977): Die Entstehung eines
Smonica-Profiles in Rheinhessen.- Z. Pflanzenern. Bodenk., 140, 317-328.
- SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1982, 1989): Lehrbuch der Bodenkunde.- Enke Verlag
Stuttgart.
- SCHÖBEL, Th. (1985): Charakterisierung von Böden mit mächtigen Ah-Horizonten in
Rheinhessen.- Dipl.-Arbeit, Inst. Bodenk., Bonn.
- SCHÖNHALS, E., MAVROCORDAT, H., TRIBUTH, H., CHIRITA, C., ZANELLE, S. & MEMEDI-
TI, V. (1982): Pedogenetische Untersuchungen an Tschernosemen und Para-
braunerden der Donau-Ebene Rumäniens und des nördlichen Oberrheintief-
landes.- Gießener Abh. Agrar- u. Wirtschaftsforsch. d. europäischen
Ostens, 115, 157 S.
- THIELE, E. & WEIDNER, E. (1986): Mündliche Mitteilung.
- STEPHAN, S. (1979): Mikromorphologische Eigenheiten rheinhessischer Smonica-Pro-
file.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 29, 751-758.
- STÖHR, Th. (1979): Über "dunkle Böden" in Rheinhessen.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenk-
kundl. Gesellsch., 29, 669-676.

- WOLLERSEN, Th.W. (1982): Zur Boden- und Sedimententwicklung in spätpleistozänen und holozänen Hochflutlehmen von Rhein und Neckar im nördlichen Oberrheintalgraben.- Diss. Bonn, 260 S.
- ZAKOSEK, H. (1962): Zur Genese und Gliederung der Steppenböden im nördlichen Oberrheintal.- Abh. hess. L.-Amt Bodenforsch., 37, 46 S.
- ZAKOSEK, H. (1975): Über das Alter des Rheintal-Tschernosems und der würmeiszeitlichen Humuszonen in der Ziegeleigrube Wallertheim/Rheinhausen.- Geol. Jb. Hessen, 104, 57-59.
- ZHANG, T. (1989): Vergleichende Untersuchungen an deutschen und chinesischen Steppenböden.- Diss. Gießen und Bonn, 152 S.

ÜBER DAS ALTER VON STEINLAGEN (STONE LINES) IN BÖDEN SW-RWANDAS

von

Zech, W. ⁺) und H.Mühle ⁺⁺)

1. Einleitung

Steinlagen sind charakteristische Merkmale tropisch-subtropischer Böden. Über ihre Genese gibt es verschiedene Vorstellungen, dokumentiert in einer umfangreichen Literatur (z.B. Riquier, 1969). Vieles spricht dafür, daß Steinlagen Erosionsdiskordanzen darstellen und nicht auf in-situ-Anreicherung von Quarzkonkretionen oder Bioturbationen durch Termiten zurückzuführen sind (Fölster, 1969; Rohdenburg, 1969). Relativ wenig ist über die Arten von stone lines bekannt (Bibus, 1983; Emmerich, 1988). Im folgenden berichten wir über einige ¹⁴C-Analysen fossiler Humushorizonte in steinlagenreichen Böden SW-Rwandas.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet betrifft die Wasserscheide zwischen Kongo und Nil, d.h. den östlichen Gebirgsgraben des Zentralafrikanischen Grabens. Dort wurden 1985 in Zusammenhang mit dem Bau der Straße Butare-Cyangugu (am Kivu-See) kilometerlange Aufschlüsse bis zu einer Höhe von etwa 2500 m ü.NN im Bereich des Forêt de Nyungwe (2°30' s.Br., 29°15' ö.L.) freigelegt. Das Klima ist wechselfeucht-tropisch mit Wintertrockenheit (1600 mm Nj; 15°C Tj). Afromontaner Bergwald bedeckt die Hänge oberhalb 2000 m.

Geologisch stehen Quarzite, Schiefer und Arkosen (Burundien, Ruzizien) an, vielfach tiefgründig verwittert. Typische Böden im engeren Untersuchungsgebiet zwischen 2000-2500 m sind Umbric Cambisols, Mollic Leptosols, Histosols und z.T. Umbric Acrisols, oft durch Steinlagen vom liegenden Zersatz abgetrennt.

⁺) Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Univ. Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth.

⁺⁺) früher DED-Experte in Rwanda

3. Ergebnisse

Abb.1 zeigt schematisch charakteristische Geländebefunde. Das Liegende ist autochthon. Es handelt sich um fossile, gekappte Rotlehme, um Gesteinszersatz in-situ oder um frisches Gestein. Darüber folgt das Hangende. Es ist eine allochthone Deckschicht (hillwash), z.T. über 5 m mächtig. Im Gegensatz zum häufig hämatitreichen tonigen Liegenden ist es überwiegend braun (Goethit) und der Textur nach luS bzw. uL.

Zwischen dem Liegenden und Hangenden finden sich die Steinlagen. Sie bestehen aus Quarz, Fragmenten von Eisenkrusten, Pisolithen oder aus Bruchstücken des Anstehenden. Ihrer Form nach sind die Steine kantig bis gerundet, mit z.T. über 10 cm Durchmesser. Die Mächtigkeit der Steinlagen variiert stark (bis über 1 m), auch kann sie unterbrochen sein, wellig oder eben.

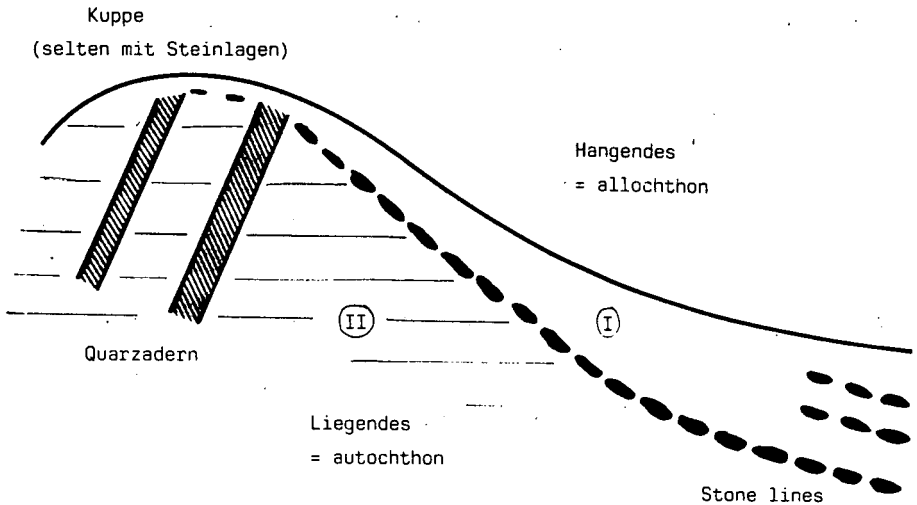


Abb.1: Schematische Darstellung der Geländebefunde. Oft trennten die stone lines das Hangende (=I) vom in-situ-Zersatz (=II).

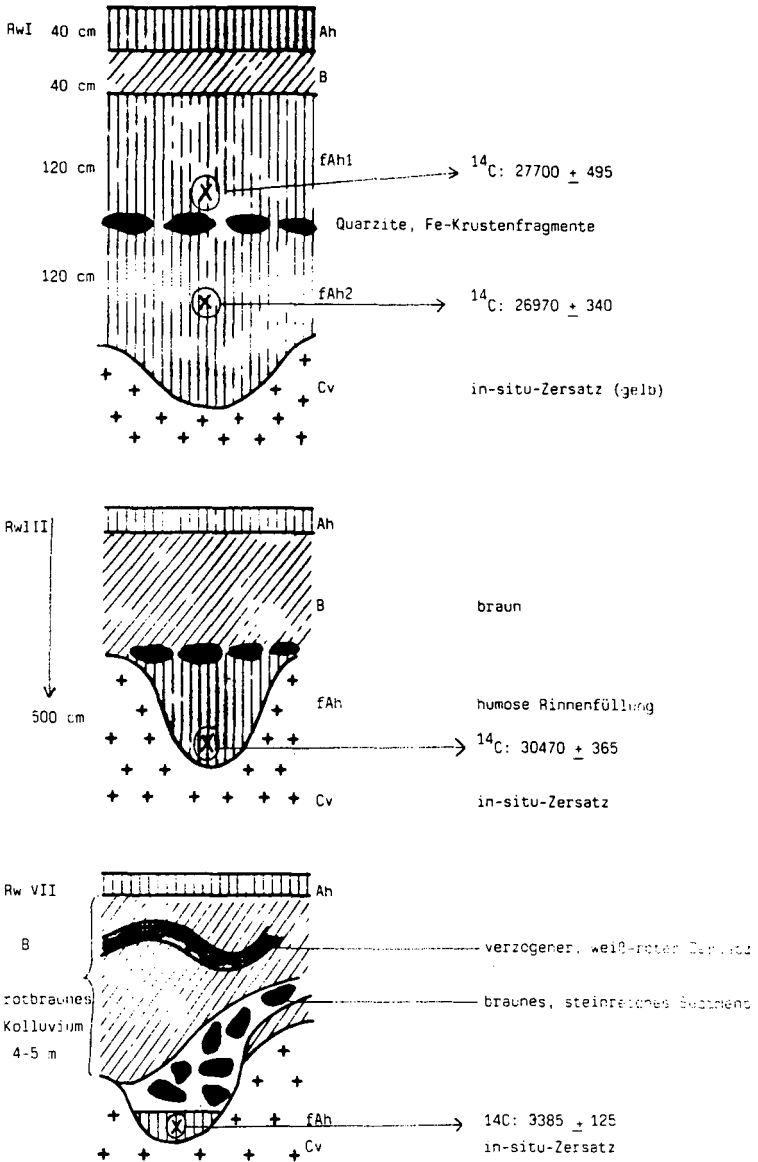


Abb. 2: Schichtfolge in den Profilen Rw I, Rw III und Rw VII sowie die Entnahmestellen für die ^{14}C -Datierungen.

Aus diesen Geländebefunden folgt, daß Steinlagen alte Erosionsoberflächen dokumentieren, die später wieder überdeckt wurden. Termitenaktivität als Ursache für die Entstehung der Deckschichten ist von untergeordneter Bedeutung, da über 5 m mächtige Deckschichten auf diese Weise nicht erklärt werden können. Zur Zeit der Entstehung der stone lines müssen die Hänge vegetationsarm gewesen sein mit episodischen Starkregen und ausgeprägter Spüldenudation. Dies ist die ideale Konstellation für den Abtransport des Feinmaterials und gleichzeitige Akkumulation des Grobmaterials. Spätere Änderungen der Morphodynamik verbunden mit höherer Hangstabilität bedingen die Anreicherung mehr oder weniger mächtiger Deckschichten (z.T. sicherlich unterstützt durch Bioturbation).

Auf Grund der in Abb.2 dargestellten ^{14}C -Datierungen ist für den Zeitraum von 30.000-27.000 B.P. im Untersuchungsgebiet mit entsprechenden Änderungen der Klima- und Morphodynamik zu rechnen. In der gleichen Zeit begann nach Flenley (1979) die Waldgrenze am 2400 m hoch gelegenen Sacred Lake im benachbarten Mt. Kenia-Massiv abzusinken, der Nakuvu- und Kivu-See fielen z.T. trocken (Grove, 1978). Aus dem Kongogebiet ist belegt, daß die Wälder der humiden und warmen Njilian-Periode vor etwa 30.000 Jahren verschwanden und sich Trockenheit anzeigende Savanne ausbreitete (=Leopoldvillian Periode; Schwartz et al., 1985; Caratini und Giresse, 1979). Michel (1967) konnte zeigen, daß im Senegalgebiet nach einer Transgression zwischen 40.000-30.000 B.P. (=Inchivien sup.) die etwa bis 12.000 B.P. dauernde Regression des Ocholien folgte, mit ausgeprägten Dünenfeldern. Diese mit dem hochwürmzeitlichen Gletschervorstoß in Mitteleuropa parallel verlaufende Aridität war im Bereich der Elfenbeinküste so ausgeprägt, daß damals (23.000 B.P.) nach Maley (1983) keine Regenwälder existieren konnten. Während des holozänen Klimaoptimums 12.000-7.500 B.P. stieg die Waldgrenze am Mt. Kenia auf ca. 3.200 m. Unser ^{14}C -Alter von 3.400 B.P. für den fAh in Profil Rw VII (Abb.2) könnte eventuell mit holozänen Klimaschwankungen zusammenhängen. So ist bekannt, daß nach der Nouakchott-Transgression um 5.000 B.P. zwischen 4.000-1.800 B.P. wieder aridere Bedingungen eintraten, während die nordafrikanischen Seen (z.B.Tschad) rapide an Ausdehnung verloren.

4. Folgerungen und Zusammenfassung

- a) Steinlagen kennzeichnen in SW-Rwanda Erosionsdiskordanzen. Die hangende, i.d.R. braune Deckschicht zeigt häufig Umbric Cambisols auf tiefgründigem in-situ Zersatz oder über gekaptem Rotlehm.
- b) Die stone lines in den höheren Lagen zwischen 2.000-2.500 m entstanden zu Beginn (30.000-27.000 B.P.) der jungpleistozänen Trockenphase, die von 30.000-12.000 B.P. dauerte und dem Würmhochglazial entspricht, mit maximaler Gletscherausdehnung in Mitteleuropa. Die jungholozäne Trockenphase zwischen 4.000-1.800 B.P. dürfte sich in dem ^{14}C -Alter des fAh im Profil Rw VII von 3.400 B.P. dokumentieren.
- c) Hämatitbildung scheint während der letzten 30.000 Jahre im Untersuchungsgebiet keine Rolle gespielt zu haben.
- d) Die rezenten Böden des Untersuchungsgebietes in SW-Rwanda sind überwiegend aus jungpleistozänen bis holozänen Umlagerungen bzw. Deckschichten entstanden.

Dank

Herrn Prof.Dr. M.A.Geyh, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, danken wir verbindlichst für die ¹⁴C-Analysen.

Literatur

- Bibus, E. (1983): Die klimamorphologische Bedeutung von stone-lines und Decksedimenten in mehrschichtigen Bodenprofilen Brasiliens. Z. f. Geomorphologie, Supplement 48, 79-98.
- Caratini, C. und Giresse, P. (1979): Contribution palynologique à la connaissance des environnements continentaux et marins du Congo à la fin du quaternaire. C. R. Acad. Sci., Sér D 288, 379-382.
- Emmerich, K.H. (1980): Relief, Böden und Vegetation in Zentral- und Nordwest-Brasilien unter besonderer Berücksichtigung der känozoischen Landschaftsentwicklung. Frankf. Geow. Arbeiten, Serie D, Bd.8, 218 S.
- Fölster, H. (1969): Slope development in SW-Nigeria during late Pleistocene and Holocene. Göttinger Bodenkundl. Berichte 10, 3-56.
- Grove, A.T. (1978): Late quaternary climatic change and the conditions for current erosion in Africa. Geo-Trop., 2, Bruxelles, 291-300.
- Fienley, J.R. (1979): The equatorial rain forest: a geological history. London, 162 S.
- Maley, J. (1983): Histoire de la végétation et du climat de l'Afrique nord-tropicale du Quaternaire recent. Pretoria, Bothalia 14, 3 und 4, 377-389.
- Michel, P. (1967): Les grandes etapes de la morphogénèse dans les bassins des fleuves Sénégal et Gambie pendant le quaternaire. VI ième Congrès Panafricaine de Préhistoire et du Quaternaire, Dakar, 1967.
- Riquier, J. (1969): Contribution à l'étude des "Stone-lines" en régions tropicales et équatoriales. Cah. O.R.S.T.o.M., sér. Pédol., 7, 71-112.
- Rohdenburg, H. (1969): Hangpedimentation und Klimawechsel als wichtigste Faktoren der Flächen und Stufenbildung in den wechselfeuchten Tropen an Beispielen aus Westafrika, besonders aus dem Schichtstufenland Südost-Nigerias. Göttinger Bodenkundl. Berichte, 10, 57-152.
- Schwartz, D., Delibrias, G., Guillet, B. und Lanfranchi, R. (1985): Datations par les ¹⁴C d'aliots humiques; âge Njilien (40.000-30.000 B.P.) de la podzolisation sur sable Batéké (Rep. Pop. du Congo). C.R. Acad. Sci. 300, Ser.II, 17: 891-894.

KOMMISSION

VI

**Grundwasserbelastung durch Pflanzenschutzmittel
- Felduntersuchungen in oberflächennahen
und tieferen Grundwässern -**

Ahlsdorf, B., C. Ehrig, E. Zeeb, U. Müller-Wegener, G. Milde *)

Im Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes werden im Rahmen eines Forschungsvorhabens Richtgrößen zur Bewertung von Grundwasserbelastungen durch Pflanzenschutzmittelanwendung erarbeitet. Am Beispiel der Wirkstoffe Aldicarb (Insektizid) und Simazin (Herbizid) werden Freilandlysimeterversuche und Felduntersuchungen in oberflächennahen sowie auch tieferen Grundwässern vorgestellt. Die Felduntersuchungen wurden unter Baumschulnutzung in heterogenen Lockersedimenten Norddeutschlands durchgeführt. Die üblichen Aufwandmengen liegen bei ca. 0,5-1,5 kg/ha Simazin und ca. 4-5 kg/ha Aldicarb.

Aldicarb und Simazin haben bei der Zulassung eine Wasserschutzgebietsauflage (W-Aufl.) erhalten, d.h. keine Anwendung in Wasserschutzgebieten. Aufgrund der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Wirkstoffe ist Aldicarb als sehr mobil und Simazin als mobil bis mäßig mobil anzusehen (vergl. Tab.1). Wegen der schnellen Metabolisierung des Aldicarb unter oxidativen Bedingungen wird im folgenden ausschließlich dessen Hauptmetabolit, das Aldicarbsulfon, betrachtet.

Tab.1: Eigenschaften der Wirkstoffe
(verändert nach Cohen et. al.)

Wirkstoff	Löslichkeit *)	Dampfdruck *)	T 1/2 **)	K oc ***)	Mobilität im Boden*)
Aldicarb (einschl. Metaboliten) W-Aufl. (ehem. W1)	4	2	10	36-46	sehr mobil
Simazin W-Aufl. (ehem. W2)	1	0	4-16	140	mobil - mäßig mobil

*) Einteilung in 5 Klassen (0 - 4)
**) in Wochen im Oberboden
***) Sorptionskonstante bezogen auf Gehalt an C org

Um das Verhalten der beiden Wirkstoffen unter kontrollierten Bedingungen untersuchen zu können, wurden Lysimeterversuche mit sandigen Braunerden durchgeführt, auf denen Aldicarb und Simazin mit je 1 kg/ha appliziert wurden.

*) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes, Berlin-Dahlem

In Abbildung 1 und 2 sind die Konzentrationsverläufe von Simazin und Aldicarb-sulfon sowie des Tracers Chlorid im Bodenwasser von 2 m Tiefe dargestellt. Bei diesen Versuchen zeigen sich deutlich die Mobilitätsunterschiede der beiden Wirkstoffe. Nach Applikation im April erfolgt ein gleichzeitiger Konzentrationsanstieg von Aldicarb-sulfon und Chlorid, während der Anstieg beim Simazin erst mit deutlicher Verzögerung von ca. 3 Monaten zu beobachten ist. Die Höhe der gemessenen Konzentrationen ist vergleichbar.

Als Beispiel für das Eintragsverhalten der Wirkstoffe in das oberflächennahe Grundwasser sind in Abbildung 3 und 4 Felduntersuchungen unter einem Podsol-Hortisol und einem Gley-Podsol dargestellt. Beide Standorte befinden sich unter Baumschulnutzung mit Aufwandmengen von ca. 1 kg/ha Simazin und ca. 4 kg/ha Aldicarb. Wie bei den Lysimeterversuchen zeigt sich auch hier die unterschiedliche Mobilität der Wirkstoffe, wobei zusätzlich deutliche Standortunterschiede zu erkennen sind. Unter dem Podsol-Hortisol ist beim Simazin sowie etwas geringer auch beim Aldicarb-sulfon eine Verzögerung des Eintrags festzustellen. Eine deutliche Reduzierung der Konzentrationen im Grundwasser unter diesem humosen Standort kann nur beim Simazin nachgewiesen werden. Die hohen Aldicarb-sulfonkonzentrationen im Grundwasser im Vergleich zum Simazin sind auf die 4-fach höhere Aldicarbaufwandmenge zurückzuführen.

Grundwasseruntersuchungen nach mehrjähriger Anwendung der Wirkstoffe auf Hortisol-Braunerden, die sich durch das Vorhandensein einer Lehmdeckschicht zwischen 100 und 200 cm unterscheiden, zeigen ein ähnliches Bild. Der Eintrag von Simazin ist durch die Lehmdeckschicht zwar nicht verhindert worden, es ist jedoch eine deutliche Reduzierung der Konzentrationen festzustellen (Abb.5). Beim Aldicarb-sulfon zeigen sich hingegen keine Konzentrationsunterschiede zwischen den Standorten (Abb.6).

Inwieweit die Befunde im oberflächennahen Grundwasser auch für tiefere Grundwässer von Relevanz sind, ist in Abbildung 6 dargestellt. In einem Brunnen mit einer Filtertiefe von ca. 10-22 m Tiefe sind nach mehrjähriger Anwendung im näheren Einzugsgebiet beide Wirkstoffe in dieser Tiefe nachweisbar. Die Konzentrationen liegen jedoch niedriger als im oberflächennahen Grundwasser. Der Vergleich der beiden Wirkstoffe zeigt wie auch im oberflächennahen Grundwasser deutlich die Auswirkung der hohen Aufwandmenge des Aldicarb.

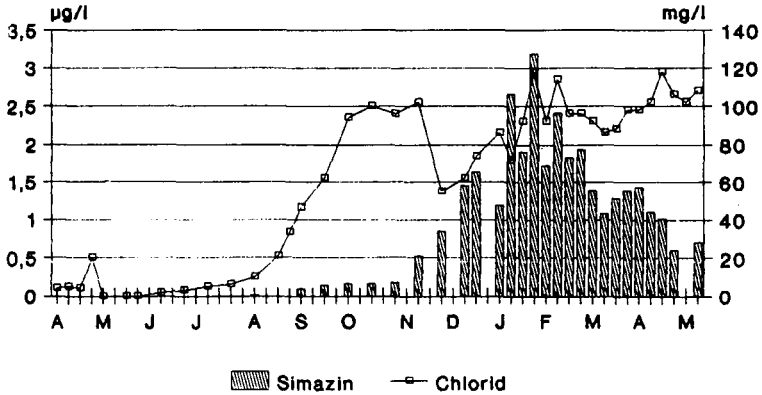
Schlußfolgerungen:

Das Eintragsverhalten von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser wird im wesentlichen von folgenden Faktoren beeinflusst:

- Stoffeigenschaften (Mobilität, Persistenz)
- Anwendungspraxis bzw.-intensität (Aufwandmenge, Anwendungshäufigkeit)
- Bodeneigenschaften (organische Substanz, Substrat)

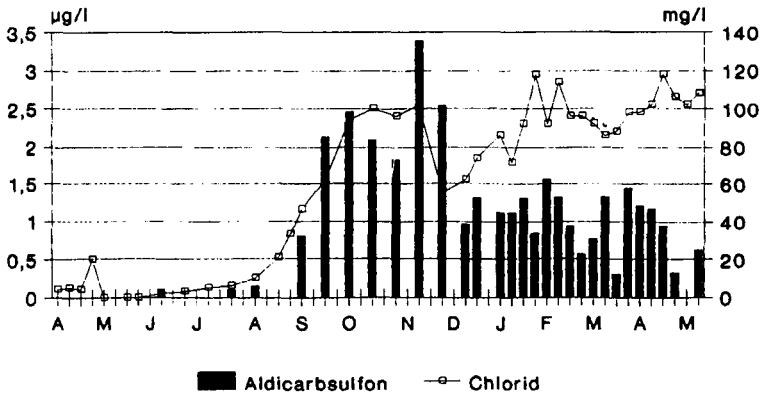
Es stellt sich nun die Frage, welche Bedeutung die Bodeneigenschaften im Hinblick auf eine Verhinderung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser haben. Nach den bisherigen Ergebnissen zeigt sich, daß mit zunehmender Mobilität eines Wirkstoffs und mit zunehmender Anwendungsintensität die Bedeutung der Bodeneigenschaften sinkt. Die Bodeneigenschaften erhalten hingegen eine zunehmend übergeordnete Bedeutung, wenn sich die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln an folgenden Leitlinien orientiert: kein Einsatz von Wirkstoffen mit hoher Mobilität, keine hohen Aufwandmengen, keine langjährigen Anwendungen.

Abb.1: Konzentrationsverlauf von Simazin im Ablauf (2m) eines Lysimeters (sandige Braunerde)



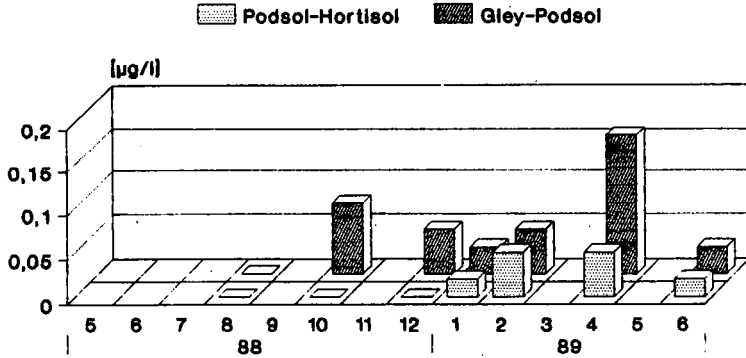
Aufwandmenge 1 kg Simazin/ha
Applikationstermin April 1988

Abb.2: Konzentrationsverlauf von Aldicarbsulfon im Ablauf (2m) eines Lysimeters (sandige Braunerde)



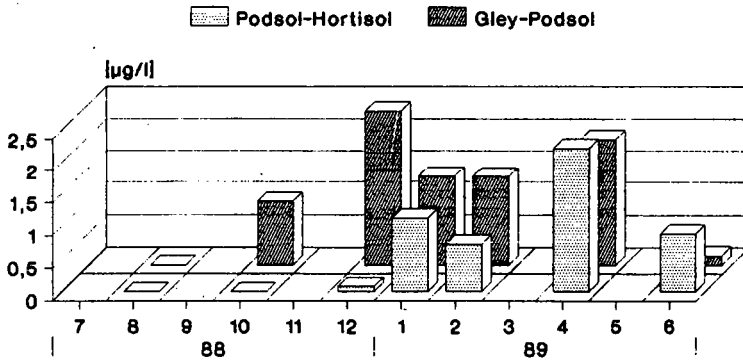
Aufwandmenge 1 kg Aldicarb/ha
Applikationstermin April 1988

**Abb.3: Simazin
Konzentrationsverlauf im
oberflächennahen Grundwasser**



Podsol-Hortisol: GW 1,60m, org.S. 3%
Gley-Podsol: GW 1,10m, org.S. 2%
Aufwandmenge: 0,8 kg/ha, Mai 1988

**Abb.4: Aldicarb-sulfon
Konzentrationsverlauf im
oberflächennahen Grundwasser**



Podsol-Hortisol: GW 1,60m, org.S. 3%
Gley-Podsol: GW 1,10m, org.S. 2%
Aufwandmenge: 4 kg/ha, Juli 1988

Abb.5: Simazin
Konzentrationsverlauf im Grundwasser
unter Hortisol-Braunerden

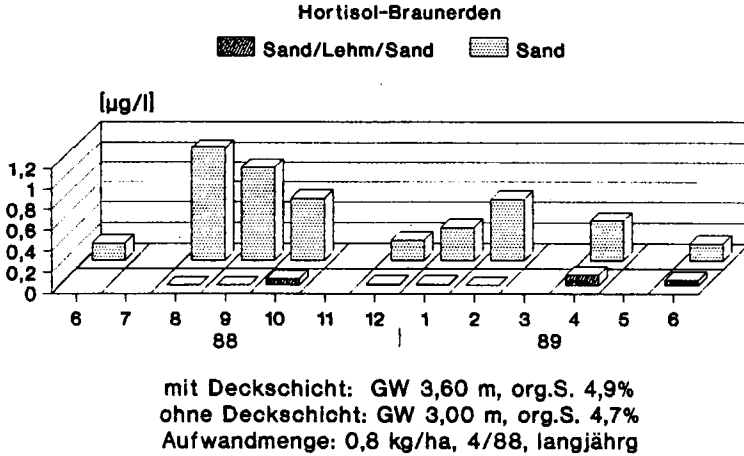
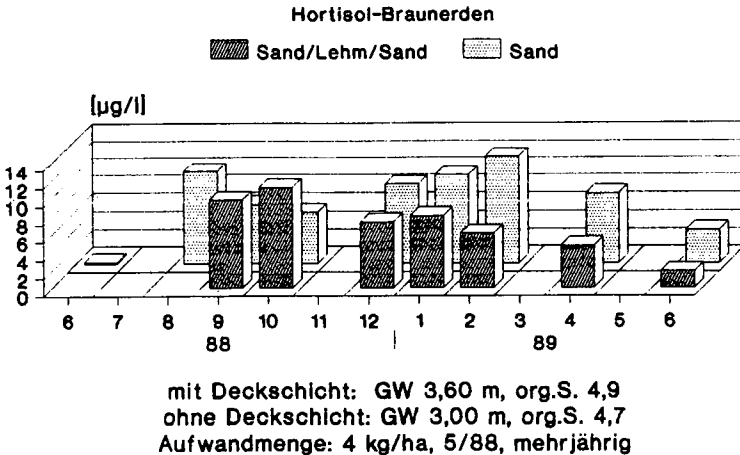
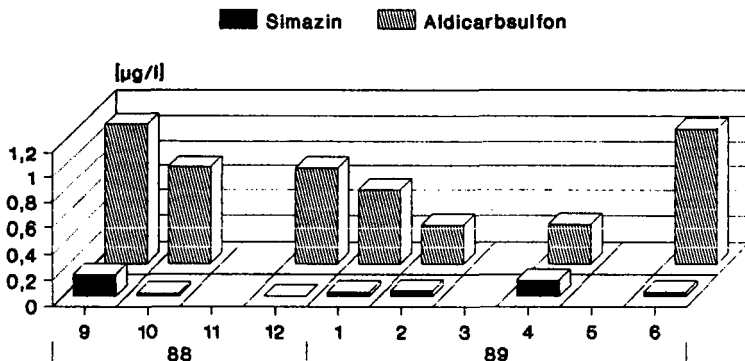


Abb.6: Aldicarb-sulfon
Konzentrationsverlauf im Grundwasser
unter Hortisol-Braunerden



**Abb.7: Aldicarb-sulfon und Simazin
Konzentrationsverlauf in einem Brunnen
mit einer Filtertiefe von ca. 10-22 m**



**Einzugsgebiet mehrjährige Anwendung
von Simazin (20J.) und Aldicarb (4J.)
teilw. geschlossener. GWL (Ls3)**

Literatur:

Cohen, S. Z., Creeger, S. M., Carsel, R. F., Enfield, C. G.:
Potential for Pesticide Contamination of Groundwater resulting from Agricultural
Uses. In: R. F. Krueger and J. N. Seiber (Editors): Treatment and Disposal of
Pesticide Wastes. Amer. Chem. Soc. Symp. Series (1984) 259, 297-325.

Ahlsdorf, B., Stock, R., Müller-Wegener, U., Milde, G.:
Zum Verhalten ausgewählter Pflanzenschutzmittel in oberflächennahen Grundwassern
heterogener Lockersedimente. Gewässer und Pflanzenschutzmittel VI. Schr.-F. Ver.
WaBoLu, Band 79, G. Fischer Verlag, Stuttgart 1989.

Bodenmeliorationen im Emsland und ihr Einfluß
auf die Abflußmorphologie der Gewässer

von

J. Blankenburg* und V. Neemann**

Einleitung

Kultur- und landbautechnische Maßnahmen werden den Bodenwasserhaushalt und darüber hinaus die Abflußmorphologie der Gewässer beeinflussen. Zur Klärung der Frage, ob durch Meliorationsmaßnahmen eine Zunahme der Hochwasserereignisse infolge kürzerer Fließwege (Grabenausbau, Zerstörung von wasserstauenden Bodenschichten) oder eine Verminderung durch Schaffung von größerem Retentionsvolumen in den Böden (tiefere Grundwasserstände, Porenraumveränderungen) auftritt, wurden im Emsland Boden- und Wasserhaushaltsuntersuchungen von 1980-1987 in drei definierten Einzugsgebieten (1,2-1,7 km²) ausgeführt. Die Untersuchungsgebiete liegen im Zuständigkeitsbereich des Wasser- und Bodenverbandes Lohne. Die Maßnahmen wurden durch die Emsland-GmbH gefördert.

Untersuchte Parameter - Methoden

Niederschlag, Temperatur und Luftfeuchte, potentielle Verdunstung nach HAUDE, Grundwasserstände, Abflußmessung mit abgewandeltem Thomsonwehr, Bodenfeuchtemessungen mit Quecksilbertensiometern, Bodenkartierung, Messung der gesättigten Wasserdurchlässigkeit im Felde, Dränabflußmodell "DRAINMOD" (SKAGGS, 1978).

Einzugsgebiete

Exemplarisch wird das Einzugsgebiet "Holländergraben" (144 ha), in dem über drei Jahre vor und drei Jahre nach Grabenausbau und Tiefpflugkulturmaßnahmen Meßdaten vorliegen, vorgestellt. Die Meliorationsmaßnahmen beinhalten Grabenvertiefung um 0,3 m (von 1,0 m auf 1,3 m) und Tiefumbruch (von 0 auf 43 %). Vorherrschende Bodentypen waren Podsol-Gley und flaches Niedermoor über fluviatiles Sand. Parallel zu den Meliorationen änderte sich die Nutzung (Tab. 1).

Tab. 1: Nutzungsformen im Einzugsgebiet

	%	
	vor	nach
	Melioration	
Acker	15	82
Grünland	83	16
bebaute Fläche	2	2
(+ freie Wasserfläche)		

Ergebnisse und Diskussion

Die ausgeführten Meliorationen haben sich auf die Grundwasserstände nicht ausgewirkt (Tab. 2). Sehr stark haben die monatlichen mittleren Abflüsse (MoMQ) zugenommen, noch stärker die Niedrigwasserabflüsse. Die monatlichen höchsten Abflüsse haben im Mittel um 83 %

Anschriften: *Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bodentechnologisches Institut, Friedrich-Mißler-Str. 46/50, 2800 Bremen 1.

** Wasser- und Schifffahrtsdirektion Nord, Hindenburgufer 247, 2300 Kiel.

zugenommen, das Verhältnis MoHHQ : MoMQ reduzierte sich von 4:1 auf 2:1 (Tab. 2).

Die hydrologische Analyse der Niedrigwasserabflüsse zeigt eine Zunahme des grundwasserbürtigen Abflußanteils durch die Maßnahmen von 1,5 l/s auf 20 l/s an. Dieses Wasser fließt dem Gebiet als "Fremdwasser" zu, wie umfangreiche Untersuchungen im Umfeld bestätigten.

Tab. 2: Hydrologische Veränderungen durch Meliorationen

	vorher	nachher
Grundwasser cm u. GOF	67	69
MoMQ (l/s)	12	42
" (%)	100	340
MoHHQ (l/s)	50	90
" (%)	100	183
MoHHQ : MoMQ	4	2

Tab. 3: Berechnete Abflüsse in mm/d (1986)

	Grabenwasserspiegel (cm u. GOF)			
	100		140	
	Acker	Grünland	Acker	Grünland
max. Abfluß	12,4	12,4	4,7	4,5
jährl. Abflußhöhe	406	317	440	361

Um die einzelnen Einflüsse herausarbeiten zu können, wurde das Dränabflußmodell "DRAINMOD" eingesetzt. Die Kalibrierung der Modellparameter (z.R. Infiltrationsrate, pF, Kf) erfolgte durch Vergleich der gemessenen und berechneten Grundwasserstände. Die ersten vorläufigen Ergebnisse des Jahres 1986 sind in Tab. 3 aufgezeigt. Die maximale tägliche Abflußhöhe zeigt nur eine geringe Nutzungabhängigkeit, jedoch eine starke Abnahme mit tiefer liegendem Grabenwasserspiegel. Bei einem Grabenwasserspiegel von 100 cm u. GOF erreichte das Grundwasser kurzfristig die Geländeoberfläche, daher treten dann sehr hohe Abflüsse auf.

Die jährliche Abflußhöhe wird hingegen sehr stark durch Nutzung und Grabentiefe beeinflusst. Im vorliegenden Beispiel nimmt die jährliche Abflußhöhe durch Grünlandumbruch und nachfolgender Ackernutzung im Mittel um 84 mm zu. Eine Grabenvertiefung um 0,4 m bewirkt einen Anstieg im Mittel um 39 mm. Zur Beurteilung des Hochwassergehens sind jedoch nur die Spitzenabflüsse von Bedeutung.

Weitere Berechnungen sind auch in den zwei anderen Einzugsgebieten sowie über den gesamten Zeitraum vorgesehen.

Literatur

SKAGGS, R.W. (1978): A Water Management Model for Shallow Water Table Soils. - Water Resources Research Institute, University of North Carolina, 1785.

**Häufigkeit, Struktur und Erosivität (R-Faktoren) der Niederschläge
an ausgewählten Standorten in Nordrhein-Westfalen**

von

Botschek, J.⁺⁾ , H. Wiechmann⁺⁺⁾ u. S. Kremer⁺⁺⁺⁾

Ein wichtiger Gesichtspunkt bei der Abschätzung der Erosionsgefährdung eines Standortes ist die Erosivität der standortspezifischen, natürlichen Niederschläge, für die WISCHMEIER (1978) im Rahmen seiner Universalen Bodenabtragsgleichung (UBAG) als Maßzahl den Regen- und Oberflächenabflußfaktor R entwickelte.

Untersuchungen zu den R-Faktoren in NRW liegen bisher nicht vor, so daß die Abtragsgleichung hier noch keine Anwendung finden konnte.

Im Zusammenhang mit Erosionsmessungen auf ungestörten Böden wurden für ausgewählte Standorte in NRW auch die Charakteristika natürlicher Regen untersucht. Einige Ergebnisse dreier Standorte sollen hier vorgestellt werden.

Standorte u. Niederschläge

Die Lage der Meßstationen zeigt **Abb. 1:** a) Standort "Niederkaستنholz" liegt auf der Nordabdachung des Münstereifeler Waldes zur Zülpicher Börde bei Euskirchen.

b) Standort "Eschmar" liegt auf der Terrassenlehne der rechtsrheinischen Niederterrasse auf der Höhe von Bonn.

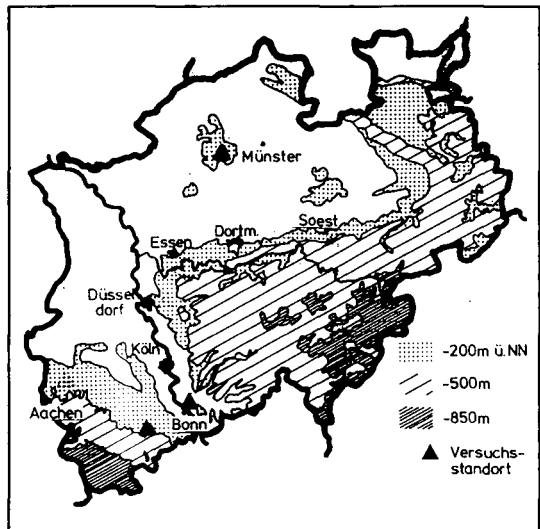


Abb. 1: Lage d. Versuchsstandorte

⁺⁾ Inst.f.Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn

⁺⁺⁾ Inst.f.Bodenkunde, Allendeplatz 2, 2000 Hamburg 13

⁺⁺⁺⁾ Lehrst.f.Landw.Wasserbau u. Kulturtechnik, Nußallee 1, 5300 Bonn

c) Auf dem Bombergplateau im Kernmünsterland befindet sich Standort "Nottuln". Für alle drei Standorte liegen Regenschreibstreifen der letzten 10-13 Jahre vor.

Die folgende Tabelle verschafft einen ersten Überblick über die Regencharakteristika der Stationen, Extremereignisse eingeschlossen:

Standort	Jahres- Sommer-		Jahr Sommer		Jahr Sommer		Jahres- Sommer-	EI-Wert
	Niederschlagshöhe		Niederschlags- häufigkeit		erosive Niederschlagshöhe			
Niederkastenholz	504	308	207	101	201	161	51,1	47,0
Eschmar	613	354	193	93	259	186	44,9	40,0
Nottuln	706	363	212	99	322	183	47,4	34,7

In Niederkastenholz fallen etwa 500mm Jahresniederschlag, 61% davon im Sommer. Die geringe Niederschlagshöhe dieses Standortes ist auf seine Lage im Innern der Kölner Bucht und im Lee der Nordeifel zurückzuführen.

In Eschmar fallen 600mm Niederschlag, 58% davon im Sommer. Der Standort ist geprägt durch das milde Klima des Bonner Raumes mit gleichmäßigen Niederschlägen übers ganze Jahr.

Nottuln ist mit 700mm der niederschlagsreichste Standort in dieser Reihe, 51% davon fallen im Sommer. Die jährliche Niederschlagsmenge liegt höher als im Umland, da sich die von West nach Südwest kommenden feuchten Luftmassen hier stauen.

In der Anzahl der Regen insgesamt unterscheiden sich die ausgewählten Standorte nur unwesentlich; etwa 48% aller Regenereignisse entfallen auf die Sommermonate Mai -Oktober.

Unterschiede zeigen sich bezüglich der potentiell erosionswirksamen Niederschläge: Etwa 39% der jährlichen Regenmenge fallen in Niederkastenholz als erosive Starkregen, also mit mehr als 10mm Niederschlag oder/und einer 30-Minuten-Intensität von mehr als 10mm/h, in Eschmar sind es 41%, in Nottuln 45%. Bezogen auf die Sommerniederschläge sind es an allen Standorten etwa 50%.

Die drei Stationen verzeichnen mit zunehmender jährlicher Niederschlagshöhe und parallel dazu ansteigenden Sommerniederschlägen auch einen Anstieg der erosiven Regenmenge. Dieser Anstieg ist sogar überproportional: je feuchter der Standort, desto größer wird auch der erosive Anteil am Gesamtniederschlag. Dem entspricht aber nicht unbedingt die Erosivität der Niederschläge. In diesem Zusammenhang ist hier lediglich von EI-Summen und nicht von R-Faktoren die Rede, weil der Einfluß der Schneeschmelze nicht mit erfasst wurde.

An allen drei Stationen fallen im Sommer die erosivsten Niederschläge. Der

relativ feuchte Standort Nottuln (700mm) weist den niedrigsten Sommer-EI-Wert auf, nur 73% der Jahreserosivität entfallen auf die Sommermonate. An den anderen Stationen sind es um 90%. Der relativ trockene Standort Niederkastenholz (500mm) weist sowohl die höchste Jahreserosivität, als auch die höchste Sommererosivität auf.

Spezifizierung erosiver Starkregen

Wesentlich schwieriger als "Häufigkeit" und "Erosivität" der Niederschläge ist ihre "Struktur" zu umreißen. Es ist seit längerem bekannt, daß es keine 'typischen' Niederschläge gibt, nicht einmal 'typische Starkregen' oder 'typische erosive Regen'. Bodenerosion kann durch sehr unterschiedliche Niederschlagsereignisse ausgelöst werden. Trotzdem liegt es nahe, daß am Einzelstandort mit seinen spezifischen geographischen und klimatischen Bedingungen nicht nur eine eigene Regenerosivität vorliegt, sondern auch ein standorttypisches Muster der erosionsauslösenden Niederschlagsereignisse.

Einen Ansatz zur Charakterisierung von Regennustern bietet der Regen- und Oberflächenabflußfaktor der UBAG. Bei der Berechnung des R-Faktors werden drei Klassen erosiver Regen als erosive Starkregen zusammengefaßt:

Regen mit mehr als 10mm Niederschlagshöhe - also ergiebige Regen; Regen, die weniger als 10mm erbringen, aber eine hohe 30-Minuten-Intensität von wenigstens 10mm/h aufweisen - also heftige Regen; schließlich die Regen, die beide Kriterien erfüllen, die Niederschlagshöhe und die Niederschlagsintensität - also ergiebige und zugleich heftige Regen.

Mit Hilfe eines am Lehrstuhl für Landwirtschaftlichen Wasserbau und Kulturtechnik in Bonn entwickelten Rechnerprogrammes wurden die digitalisierten erosiven Regen in diese drei Klassen eingeordnet und für jeden Standort erneut durchgerechnet, um auf diesem Weg möglicherweise zu standorttypischen Regennustern zu gelangen.

Dabei ergaben sich zunächst durchaus unterschiedliche Häufigkeiten der Einzelklassen:

Abb. 2 zeigt in Klammern die mittlere standortspezifische Anzahl aller erosiven Regen pro Jahr. Sie liegt in Niederkastenholz, dem trockensten Standort am niedrigsten, in Nottuln, dem niederschlagsreichsten Standort am höchsten. In gleicher Richtung nimmt der Anteil der ergiebigen Regen von 61 auf 74% zu. Dieser Anstieg geht zu Lasten der ergiebigen und zugleich heftigen Regen, deren Anteil in Niederkastenholz bei 27%, in Eschmar bei 23%, in Nottuln nur noch bei 16% aller erosiven Regen liegt. Der Anteil der heftigen, aber wenig ergiebigen Niederschläge bewegt sich zwischen 10 und 14%.

Abb. 3 gibt auf der linken Hälfte einen Eindruck von der Bedeutung der drei Klassen erosiver Regen für die Höhe der erosiven Niederschläge: Die erosive Nieder-

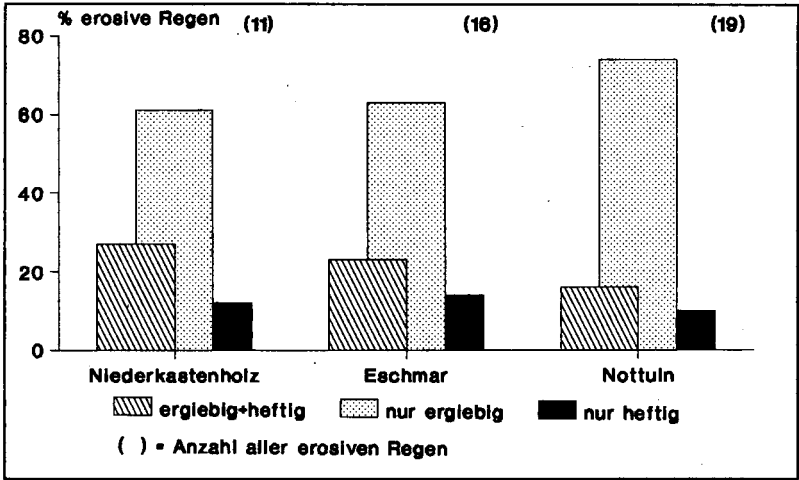


Abb. 2: Häufigkeit der Regenklassen

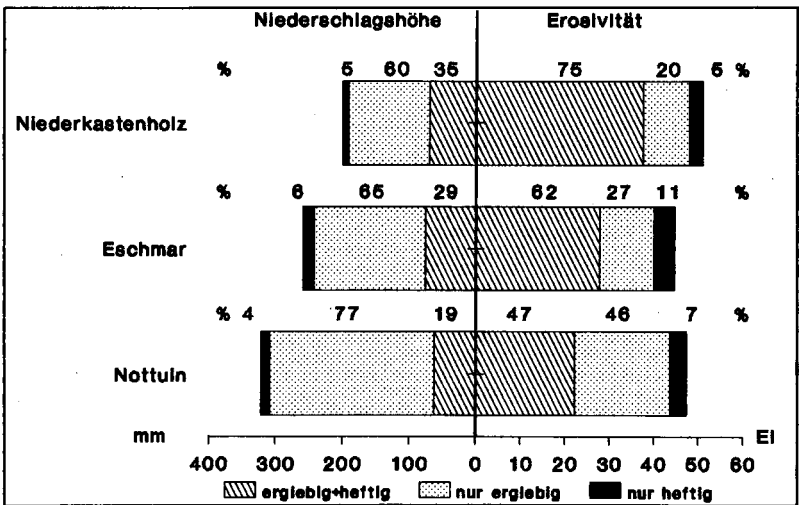


Abb. 3: Regenmenge u. -erosivität

schlagshöhe beträgt in Niederkastenholz im Mittel 201mm, in Eschmar 259mm, in Nottuln 322mm. An allen Stationen überwiegt der Anteil der ergiebigen, wenig intensiven Regen an der erosiven Niederschlagshöhe. In Niederkastenholz fallen 60% der erosiven Regenmenge als ergiebige Regen, immerhin 35% als ergiebige und zugleich heftige Regen. In Nottuln ist das Übergewicht der ergiebigen Regen am deutlichsten, der Anteil der ergiebigen und heftigen Regen sinkt auf 19% ab.

Die heftigen Regen mit geringer Ergiebigkeit treten naturgemäß mit um 5% in den Hintergrund.

Die rechte Hälfte der Abb. 3 gewichtet die Regenklassen bezogen auf ihre Erosivität: Obwohl Niederkastenholz die geringste erosive Niederschlagshöhe hat, ist die Erosivität mit einem EI-Wert von 51 hier die höchste. 75% der Erosivität gehen auf die Klasse 'ergiebig u. heftig' zurück, 20% auf die Klasse 'nur ergiebig' und 5% auf die Klasse 'nur heftig'. In Nottuln dagegen mit seiner großen Anzahl ergiebiger Niederschläge (s. Abb. 2) und ihrer mengenmäßigen Bedeutung (s. linke Hälfte Abb. 3) beträgt der Anteil dieser Klasse etwa genauso viel wie der der Klasse 'ergiebig u. heftig'. Der Anteil der 'nur heftigen' Regen an der Erosivität ist in Eschmar mit 11% und in Nottuln mit 7% höher als ihr mengenmäßiger Anteil, in Niederkastenholz beträgt er wieder 5%.

Erwartungsgemäß haben nur ergiebige und nur heftige Niederschläge eine geringere Erosionswirkung als die Regen, die beide Merkmale in sich vereinen. Anzahl und Niederschlagshöhe der beiden unterlegenen Klassen, insbesondere der Klasse der ergiebigen Regen, können jedoch so groß sein, daß sie - wie an der Station Nottuln - für die Regenerosivität maßgeblich sein können.

Die Einordnung der erosiven Regen in Regenklassen kann Konsequenzen für die Auswahl geeigneter Erosionsschutzmaßnahmen haben: Wo neben der Ergiebigkeit auch die Intensität der Regen eine große Rolle spielt, muß die Splash-Wirkung der Regentropfen stärkere Beachtung finden (Bodenbedeckung) als dort, wo nur ergiebige, wenig intensive Regen zu erwarten sind (Verbesserung der Infiltration, Dränung).

Schlußbemerkung

Die Auswertung der Niederschlagsdaten ausgewählter Stationen in NRW gibt erste Anhaltspunkte für die Beurteilung der Niederschläge unter den Gesichtspunkten Bodenerosion und Oberflächenabfluß. Eine Aussage zur Regenerosivität in Nordrhein-Westfalen allgemein ist aufgrund der vorgestellten Ergebnisse nicht möglich. Es zeichnet sich jedoch unter Berücksichtigung weiterer Stationen ab, daß die Regenerosivität hier deutlich niedriger liegt als beispielsweise in Hessen und Bayern. Vermutlich ist dieser Sachverhalt auf die mehr mengen- als intensitätsbetonten Starkregen im atlantischen Klima Nordrhein-Westfalens zurückzuführen.

Jedenfalls ist die von ROGLER u. SCHWERTMANN (1981) für Bayern entwickelte Regressionsgleichung zur Abschätzung der Erosivität aus den Sommerniederschlägen für NRW nicht anwendbar (KREMER 1989; noch unveröff.). Sie würde die Regenerosivität zu hoch einschätzen.



Berechnungen tropischer Böden zur Bestimmung ihres Infiltrations- und Erosionsverhaltens

von
Breuer, J. +)

In den humiden Tropen Kameruns wurde das Erosions- und Infiltrationsverhalten von 9 Böden bei künstlicher Beregnung untersucht. Die Böden wurden entsprechend ihrer geographischen Verbreitung und landwirtschaftlichen Bedeutung ausgewählt. Sie unterscheiden sich in Bodentyp (FAO-Klassifikation: 5 humic Acrisols, 2 humic Ferralsols, 1 ferric Acrisol, 1 humic Andosol), Bodenart (Spannweite der Tongehalte 13 - 84 %), Ausgangsgestein der Bodenentwicklung und Gehalten an Eisenoxiden (Spannweite 0.3 - 9.5 % Fe_d) und organischem Kohlenstoff (Spannweite 0.9 - 9.2 %). Zur Durchführung der Berechnungen wurde ein einfacher Kapillarregner konstruiert (Breuer, 1988).

Eine relative Einstufung und Bewertung der Erodibilität der untersuchten Böden ist mit dem verwendeten Kleinregner gut möglich. Dagegen zeigt der Vergleich der Ergebnisse mit Abtragungsmessungen auf Großparzellen (Bernard, 1989), daß eine Bestimmung von K-Faktoren für die Verwendung in der Universal Soil Loss Equation (Wischmeier et al., 1971) problematisch ist.

Anders als vom Wischmeier-Nomogram vorhergesagt, verhalten sich:

+) Lehrstuhl f. Bodenkunde, TU München-Weihenstephan,
8050 Freising

- sehr sandige Böden (vergleiche Martin, 1989),
- Böden, die von vulkanischen Aschen beeinflusst sind (Einfluß der Struktur überwiegt Einfluß der Textur),
- ein humic Ferralsol mit hohem Gehalt an freien Eisenoxiden (> 20 %).

Die Unterschiede der Böden im Erosionsverhalten und in der Verschlammungsneigung lassen sich aus Unterschieden im Gehalt an Ton und/oder an Eisenoxiden erklären. Eine Trennung der Variablen Tongehalt und Eisenoxidgehalt bezüglich ihrer Wirkung auf das Abtragsverhalten der Böden ist statistisch nicht möglich, da die beiden Variablen hochsignifikant interkorreliert sind ($r = 0.97^{***}$).

Der Verlauf der Infiltrationskurven wird entscheidend von der Verschlammung der Bodenoberfläche bestimmt. Diese läßt sich statistisch besser vorhersagen als der Bodenabtrag durch die künstliche Beregnung.

Die Ergebnisse zeigen, daß eine multiple Regression zur Vorhersage des Abtragsverhaltens aller untersuchten Böden nicht ausreicht. Für die Beratung und Planung wäre es daher besser, Modelle nur für Gruppen von Böden mit ähnlichen aggregierenden Bestandteilen zu verwenden oder die Boden-erodierbarkeit typischer Böden ("benchmark soils") direkt im Feld zu bestimmen.

Literatur:

- Bernard, M. (1989): unveröffentlicht
- Breuer, J. (1988): Infiltrations- und Bodenabtragsmessungen an tropischen Böden mit einem Regensimulator. Diplomarbeit, Lst. f. Bodenkunde d. TUM, Freising.
- Martin, W. (1988): Die Erodierbarkeit von Böden unter simulierten und natürlichen Regen und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften. Dissertation, Lst. f. Bodenkunde d. TUM, Freising.
- Wischmeier W.H. et al. (1971): A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. J. Soil and Water Cons. 26(5), 189-193.

ERFASSUNG DER BODENEROSION MIT HILFE DER GMK-25

von

Erdmann, K.-H.¹ und Hardenbicker, U.²1. Einleitung

Die aquatische Bodenerosion, d.h. der durch Niederschlag ausgelöste und durch Eingriffe des Menschen in den Naturhaushalt begünstigte Verlust an Bodenkrume in hängigem Gelände, stellt auch in der Bundesrepublik Deutschland eine außerordentliche Gefährdung des Geopotentials Boden dar. WISCHMEIER/SMITH (1978) entwickelten mit der "Universal Soil Loss Equation" ein empirisches Verfahren, mit dessen Hilfe der potentielle Bodenabtrag für einzelne Ackerflächen aus den erosionsbedingenden Faktoren zu berechnen ist.

Um diese Methode auch außerhalb der USA anwenden zu können, sind regionale Eichungen der Faktoren erforderlich. SCHWERTMANN/VOGL/KAINZ (1987) legten aus diesem Grunde das an mitteleuropäische Verhältnisse angepaßte modifizierte Verfahren "Vorausschätzung des Bodenabtrags durch Wasser mit Hilfe der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung - ABAG -" vor. Auf der Basis dieses verbesserten quantitativen Bemessungsinstrumentariums ist es nun möglich, Maßnahmen zur Reduzierung der Wassererosion auch für Mitteleuropa realistisch abzuschätzen.

2. Bodenerosion und Geomorphologische Karte 1 : 25.000

Am Beispiel der Kartierung zum DFG-Schwerpunktprogramm "Geomorphologische Karte 1 : 25.000" (GMK-25) (STÄBLEIN 1978) TK 25 Blatt 5308 Bonn-Bad Godesberg sowie Blatt 5309 Königswinter (in Auszügen) stellen wir in Anlehnung an STÄBLEIN (1987) dar, wie - ohne zusätzliche Geländeaufnahmen - die Ableitung einer Karte des "natürlichen Bodenerosionsgefährdungspotentials" (nBGP) erfolgen kann. Das nBGP wird als Konstante bestimmt, die den jährlich zu erwartenden Bodenabtrag angibt, unabhängig vom tatsächlichen L-, C- und P-Faktor. Berücksichtigung finden im nBGP die Parameter Erosivität der Niederschläge, Erodibilität der Böden sowie die Hangneigung. Die Hanglänge geht gleichbleibend mit 100 m in die Berechnung ein. Zur Bestimmung der Erosivität der Niederschläge im Untersuchungsraum wurde das Verfahren nach SCHWERTMANN/VOGL/KAINZ (1987, S. 15) angewendet. Danach entspricht der durchschnittliche Jahresniederschlag von ca. 700 mm im Kartierungsgebiet einem geschätzten R-Faktor von 56.

Auf der Basis der GMK-Auszugskarte "Substrat" erfolgte unter Hinzuziehung von Tab. 1 eine Gliederung des Untersuchungsraumes hinsichtlich der Erosionsanfälligkeit der Böden (vgl. Abb.1).

Abb. 2 entspricht der GMK-Auszugskarte "Neigung". Die Einteilung in 6 Hang-

¹ MAB-Geschäftsstelle, Geographische Institute der Universität Bonn, Meckenheimer Allee 166, 5300 Bonn 1

² Geographische Institute der Universität Bonn, Abteilung für spezielle und angewandte physische Geographie, Meckenheimer Allee 166, 5300 Bonn 1

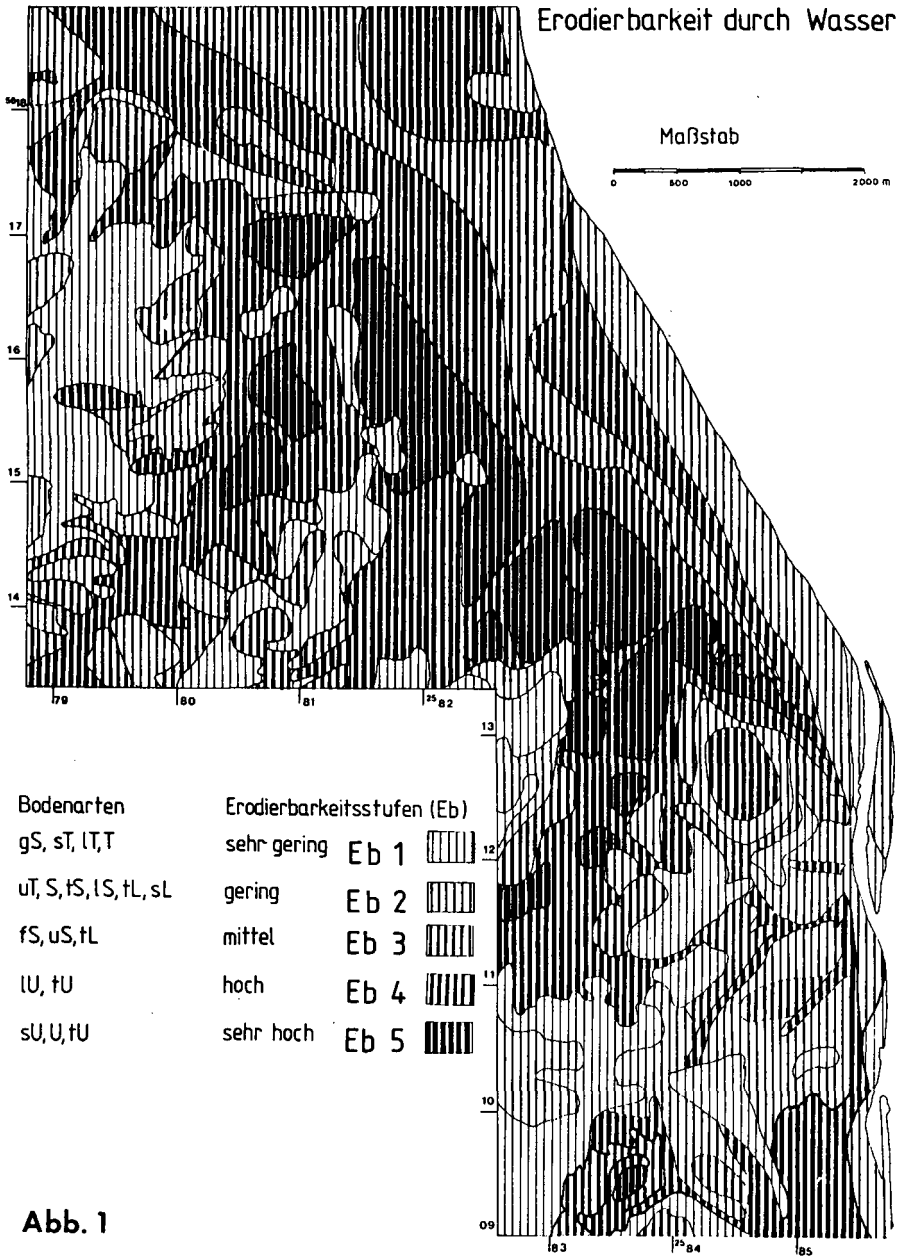


Abb. 1

Neigungskarte

Maßstab

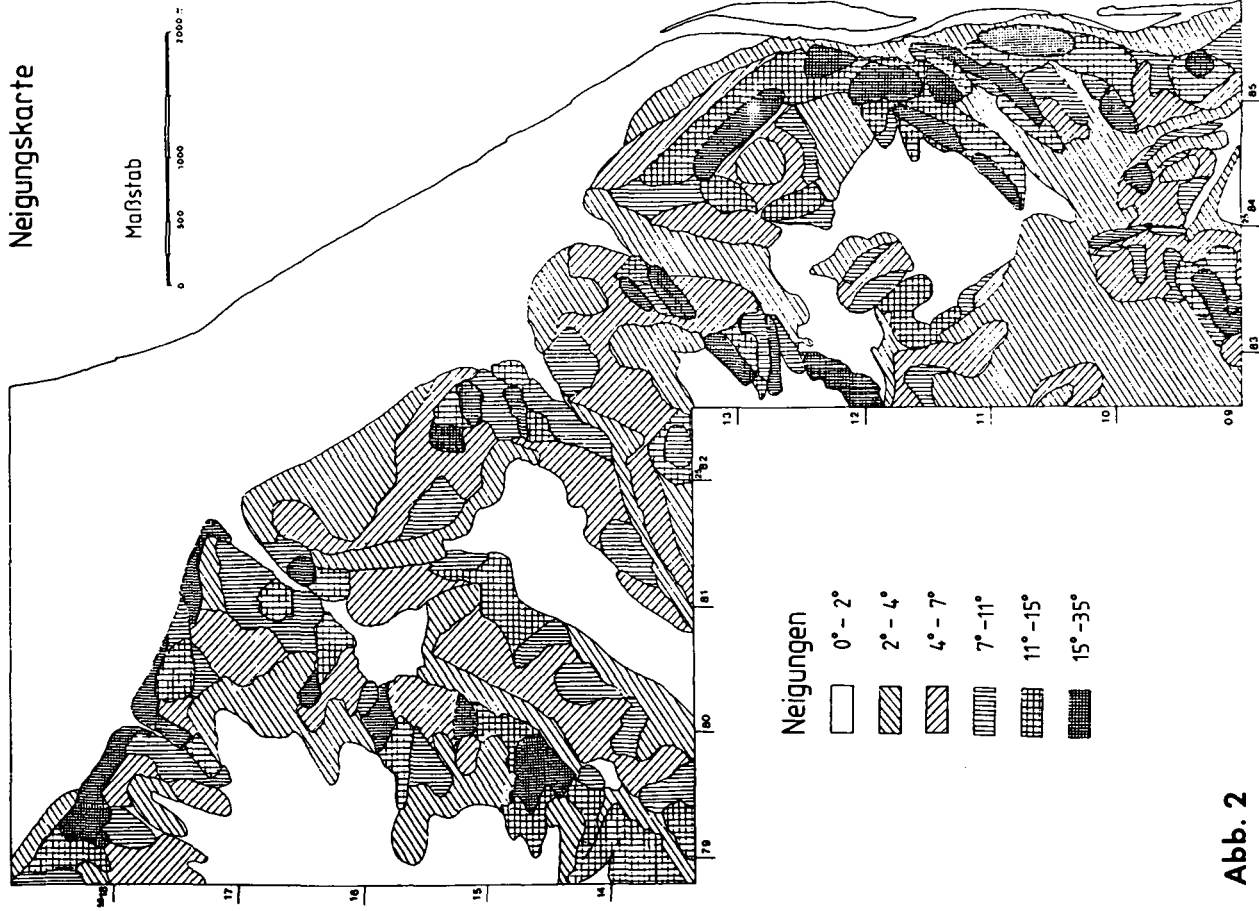
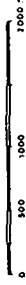


Abb. 2

neigungsstufen (Ea) (vgl. Tab. 2) wurde, abweichend von der GMK-Konzeption, aufgrund der örtlichen Gegebenheiten geringfügig modifiziert.

Bodenarten	K-Faktoren nach Wischmeier & Smith (1978)	Erodierbarkeitsstufen (Eb)	
		Bezeichnung	Kurzzeichen
gS, sT, lT, T	≤ 0,10	sehr gering	Eb 1
uT, S, tS, lS, tL, sL	0,11 bis 0,25	gering	Eb 2
fS, uS, tL	0,26 bis 0,50	mittel	Eb 3
lU, tU	0,51 bis 0,75	hoch	Eb 4
sU, u, tU	> 0,75	sehr hoch	Eb 5

Tab. 1: Erodierbarkeit der Bodenarten durch Wasser (nach ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE 1982; S. 172)

Erodierbarkeitsstufen der Bodenarten (Eb)	Hangneigungsstufen (Ea)					
	Ea 1 0°-2°	Ea 2 2°-4°	Ea 3 4°-7°	Ea 4 7°-11°	Ea 5 11°-15°	Ea 6 15°-35°
Eb 1	0	0-1	1-2	2	3	4-5
Eb 2	1	1-2	3	3-4	4	5
Eb 3	1-2	2	3-4	5	5	5
Eb 4	2	3	4-5	5	5	5
Eb 5	3	4	5	5	5	5

Tab. 2: Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (Efw) bei Regenfaktor R = 56 in Abhängigkeit von der Hangneigung (Ea) und der Erodierbarkeit der Bodenarten (Eb) auf der Basis von gleichbleibender Hanglänge (100 m) und Schwarzbrache (C = 1,0; P = 1,0) (nach: ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE 1982; S.174)

Zur Berechnung der potentiellen Erosionsgefährdung durch Wasser (Efw), bzw. des nBGP, waren die Erodierbarkeitsstufen der Bodenarten (Eb) mit den Hangneigungsstufen (Ea) - auf der Basis von gleichbleibender Hanglänge (100 m) und Schwarzbrache C = 1; P = 1) - miteinander zu verknüpfen (vgl. Tab. 2). Die Einstufung der Efw in Tab. 3 ist an den zu erwartenden jährlichen Bodenabträgen orientiert.

In Abb. 3 ist die Verbreitung der Efw im Kartierungsgebiet dargestellt. Die Karte verdeutlicht, daß auf ausgedehnten Flächen bodenschützende Maßnahmen erforderlich sind. Ein Vergleich von Abb. 3 mit der aktuellen Bodennutzung - eine Veröffentlichung erfolgt an anderer Stelle - unterstreicht die Notwendigkeit von Schutzmaßnahmen. Neben einigen Gebieten, die Waldbedeckung tragen, sind vor allem ackerbaulich genutzte Flächen in die besonders bodenerosionsgefährdete 5. Efw-Klasse einzustufen. Um wirkungsvolle Bodenschutzmaßnahmen planen zu können, ist das nBGP mit verschiedenen Bodennut-

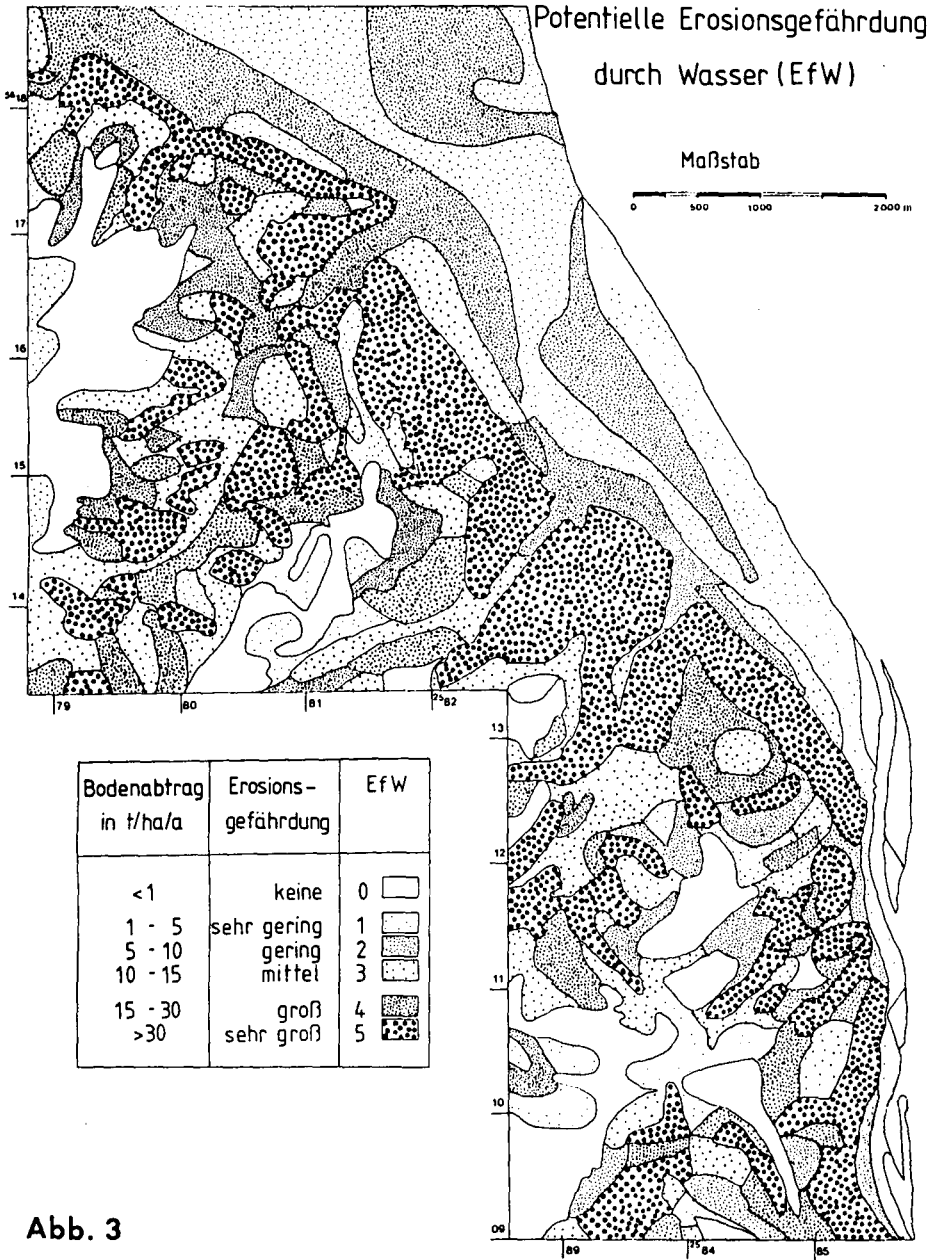


Abb. 3

zungsvarianten und unterschiedlichen Hanglängen zu verknüpfen. Für einzelne Flächen können auf diese Weise landschafts- und kulturspezifische Bodenabtragsraten prognostiziert werden.

EfW	Kurzbezeichnung	Bodenabtrag in t/ha/a nach Wischmeier & Smith (1978)	Schutzmassnahmen
0	keine	< 1	nicht erforderlich
1	sehr gering	1 bis 5	je nach Nutzung
2	gering	5 bis 10	differierend
3	mittel	10 bis 15	erforderlich
4	gross	15 bis 30	zwingend
5	sehr gross	> 30	erforderlich

Tab. 3: Einstufung der potentiellen Erosionsgefährdung durch Wasser (EfW) aufgrund der zu erwartenden jährlichen Abtragsmengen (nach: ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENKUNDE 1982; S. 175)

3. Zusammenfassung

Nach WILLIAMS/MORGAN (1976) können mit Hilfe Geomorphologischer Karten auch für größere Landschaftsräume besonders bodenerosionsgefährdete Areale identifiziert werden. Am Beispiel eines südlich von Bonn gelegenen Landschaftsausschnittes wurde auf der Basis von Kartierungen zur GMK-25 eine Karte entwickelt, in der das natürliche Bodenerosionsgefährdungspotential in seiner räumlichen Differenzierung als Ergebnis der Landschaftsinventarisierung dargestellt wird.

4. Literatur

ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover, 3. verbesserte und erweiterte Auflage, 331 Seiten

SCHWERTMANN, U./VOGL, W. und KAINZ, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen, Stuttgart, 64 Seiten

STÄBLEIN, G. (1978): Geomorphologische Detailaufnahme. Beiträge zum GMK-Schwerpunktprogramm = Berliner Geographische Abhandlungen 30, 95 Seiten

STÄBLEIN, G. (1987) Bodenerosion und geomorphologische Kartierung. Probleme und Ansätze einer angewandten Geomorphologie = Münstersche Geographische Arbeiten 27, Seite 29 - 41

WILLIAMS, A.R. und MORGAN, R.P.C. (1976): Geomorphological mapping applied to soil erosion evaluation in: Journal of Soil and Water Conservation 31, Seite 164 - 168

WISCHMEIER, W.H. und SMITH, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning = Agricultural Handbook No. 537, 58 Seiten

Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf die
Oberflächenstabilität und die Makroporenversickerung

von

Frede, H.-G., R. Beisecker, S. Gäth und K. Mollenhauer *)

In Beregnungsexperimenten wurde der Einfluß unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf die Stoffverlagerung in Makroporen, d.h. ungespannten Wasserfluß, untersucht. Die Untersuchungen wurden auf einer Tschernosem-Parabraunerde aus Löß und einer Braunerde aus Flugsand durchgeführt. Beregnungszeitpunkte waren Herbst 1988 und Frühjahr 1989, jeweils bei Wassergehalten nahe der Feldkapazität. Als Tracer diente Chlorid. Die Untersuchungen lieferten folgende Ergebnisse:

1. In allen drei untersuchten Bodenbearbeitungssystemen wurde unter den gegebenen Versuchsbedingungen Versickerung in Makroporen beobachtet. Im Mittel aller Versuche und Standorte wurde eine Verlagerung an Chlorid in Makroporen von ca. 50 % beobachtet.
2. Die Annahme, daß unter reduzierter Bodenbearbeitung ein erhöhter Makroporenfluß stattfindet, konnte nicht erhärtet werden.
3. Makroporenfluß wurde eindeutig bestimmt vom gesamten Wasserdurchsatz. Je größer dieser war, um so größer war auch der Makroporenfluß. Diese Aussage ließ sich erhärten unabhängig vom Bodentyp, der Bearbeitungsintensität und der Jahreszeit der Untersuchung.

Eine ausführliche Darstellung der eingesetzten Methodik und der gewonnenen Ergebnisse erfolgt zu einem späteren Zeitpunkt.

*) Inst. f. Landeskultur, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen



**Entwicklung und Anwendung digitaler Hof-Bodenkarten als Grundlage
rechnergestützter Pflanzenproduktion (CAF)**

von

Gottfriedt, K., J. Lamp u. E. Schnug+

Ziel der rechnergestützten Pflanzenproduktion ist die Berücksichtigung der kleinräumlichen Variabilität von Standortmerkmalen bei der Bemessung der Aufwandmengen von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln und des Saatgutes. Gezielte Bodenbearbeitung vor der Saat und nach der Ernte sowie lokale Ernteermittlung ergänzen den Regelkreis bei der optimierten Bodennutzung, in der ökologische und ökonomische Anforderungen koordiniert werden.

Der Landwirt nutzt digitale Hof-Bodenkarten für gezieltes Bodenmanagement, indem

- Daten mit der Ackerschlagkartei ausgetauscht,
- Werte einzelner Pedozellen editiert und aktualisiert,
- Sollwertkarten für Dosierungen auf den Bordrechner übertragen,
- Meßwerte von Sensoren eingespeichert und ausgewertet werden.

Grundlage für CAF sind digitale Hof-Bodenkarten, in denen aus Vorinformationen (Tab. 1), Bodensondierungen und Laboranalysen gewonnene Standortdaten räumlich und inhaltlich verknüpft werden.

Tab. 1: Vorinformationen für digitale Hof-Bodenkarten

Vorinformation	Quelle	Form
Bodenschätzung		
Grablochdaten	Finanzamt	Tabellen(Punktdaten)
50 m Raster	Finanzamt	Karte (Punktdaten)
Klassenflächen	Finanzamt	Karte (Polygondaten)
Topographie	Landesvermessungsamt	Karte oder digital
Dig. Höhenmodell	Landesvermessungsamt	digitale Rasterdaten
Erfahrungen	Landwirt	Kartenskizze
Wasserführung	Landwirt, Dränunternehmer	Karte (Liniendaten)

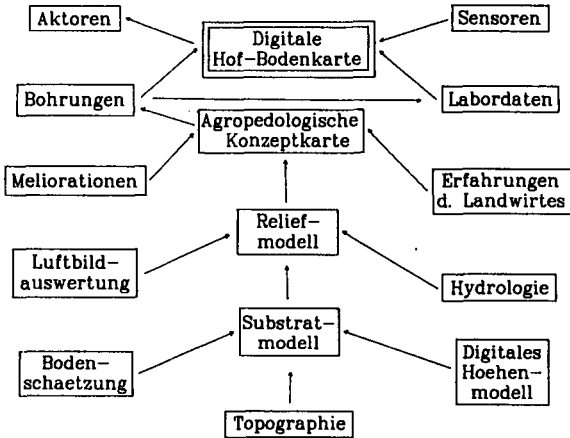
Vorinformationen in Form von Karten werden in dem in Abbildung 1 dargestellten **Konstruktionsablauf** digitalisiert, korrigiert, überlagert und mit Punkt in einer Datenbank verknüpft.

Abbildung 2 zeigt ein Produkt der Überlagerung und Verknüpfung von drei Schichten der **Bodenschätzung**, mit Hilfe des Geographischen Informationssystems:

- Klassenflächen (mit Klassenzeichen),
- Substrate im 50 m Raster,
- Bestimmende und Unbestimmende Grablocher (Lage und Nr.).

An einem Teilgebiet (Schlag 2) des 80 ha großen Betriebes Philipsthal (Schleswig-Holstein, Angeln) wird in Abbildung 3 die Überlagerung von Substrat, Schlaggrenze und Höheninformation zu einem Substratmodell demonstriert.

Abb. 1: Ablaufschema zur Konstruktion digitaler Hof-Bodenkarten



Bei der Erstellung des Geländemodells ist eine direkte Übernahme von digitalen Daten vom Landesvermessungsamt möglich, ebenso bei der Luftbildauswertung (Abb. 4), bei der im Zuge der Erstellung der Deutschen Grundkarte 1:5000 die eingespannten Luftbilder ausgewertet wurden (wir danken dem Landesvermessungsamt Schleswig-Holstein für die photogrammetrischen Arbeiten und die Überlassung der digitalen Daten).

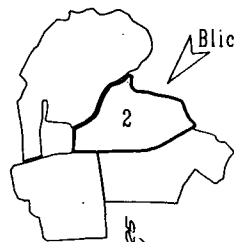
Dränagepläne und Erfahrungen des Landwirtes werden in Karten eingetragen und ebenfalls digitalisiert. Die Einbeziehung des Bodennutzers in die umfassende Auswertung von Vorinformationen ist von großer Bedeutung für die Akzeptanz der digitalen Hof-Bodenkarte.

Die durch Überlagerung der Vorinformationen erstellte agropedologische Konzeptkarte dient einer optimierten Nacherhebung durch gezielte Bohrungen und darauf aufbauende Laboranalysen. Dadurch wird die Beprobungsdichte erheblich reduziert.

Als Werkzeuge bei der Konstruktion digitaler Hof-Bodenkarten werden benutzt





- Datenbanksysteme (dBASE, Oracle),
- Interpolationsprogramme (SURFER),
- Geographische Informationssysteme (pcARC/INFO),
- spezielle Auswertungsprogramme (CRIES, eigene Entwicklungen).

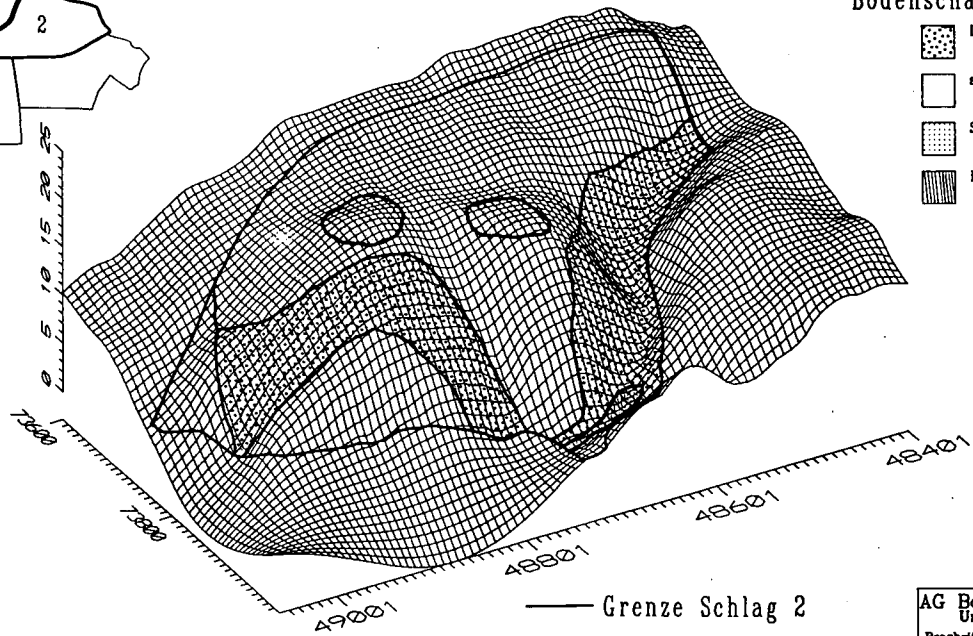
Substratmodell



Blickrichtung

Bodenarten der Bodenschätzung

-  L
-  sL
-  SL
-  ISMo








— Grenze Schlag 2

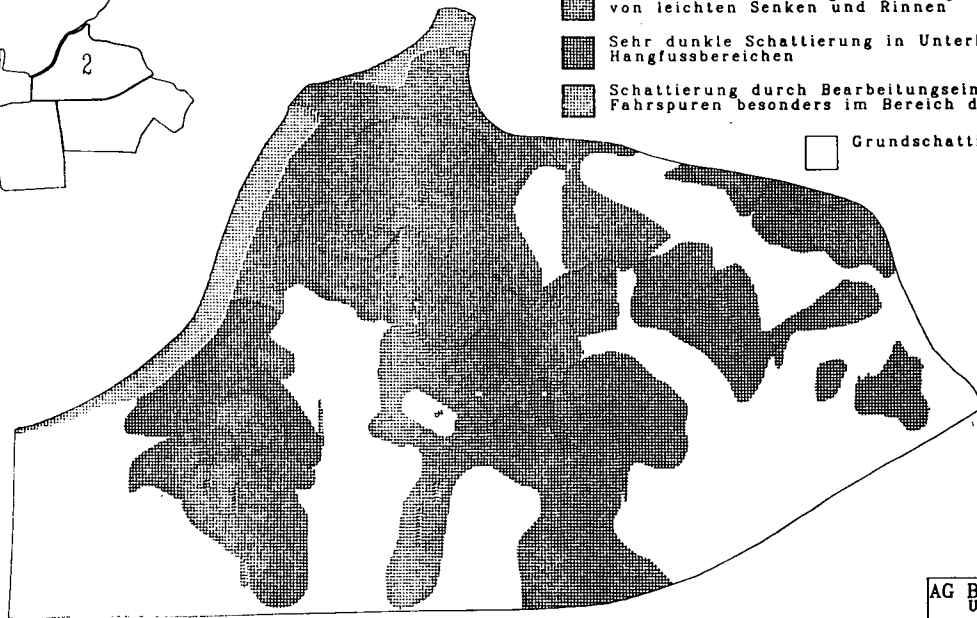
AG Bodeninformatik
 Universität Kiel
 Bearbeitung: Kai Gottfried
 mit pcARC/INFO und SURFER

Quelle: digitales Höhenraster des LVA Schl.-Holst.
 Abbildung 3

Luftbildauswertung



-  Hellere Flaechen, ueberwiegend in Bereichen von erodierten Kuppen und Haengen
-  Dunklere Schattierung, ueberwiegend in Bereichen von leichten Senken und Rinnen
-  Sehr dunkle Schattierung in Unterhang- und Hangfussbereichen
-  Schattierung durch Bearbeitungseinfluss, viele Fahrspuren besonders im Bereich des Vorgewendes
-  Grundschiattierung



Photogrammetrie. LVA Scbl. Holst.

Abbildung 4

M 1 : 2000

0 20 100 m 200

AG Bodeninformatik
Universitaet Kiel

Bearbeitung : Kai Gottfried



NATIONALES FORSCHUNGSPROGRAMM

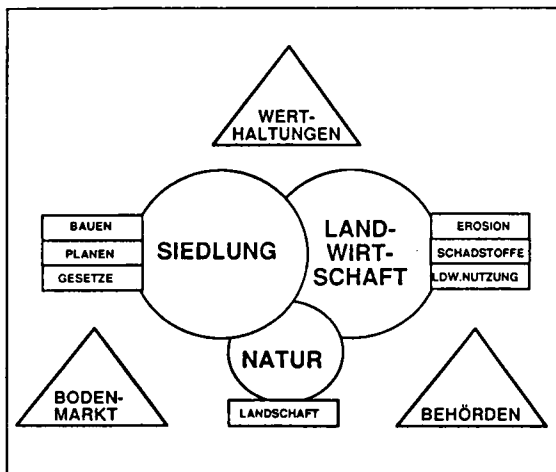
"NUTZUNG DES BODENS IN DER SCHWEIZ" 1985-1991

Rudolf Häberli und Hans Sticher

1. PROGRAMMAUFTRAG UND UEBERSICHT

Seit 1985 und bis 1991 läuft in der Schweiz das Nationale Forschungsprogramm "Nutzung des Bodens in der Schweiz". Ziel dieses praxisorientierten Programms ist es, Lösungsvorschläge für eine haushälterische Nutzung des Bodens zu erarbeiten. Es sollen Wege aufgezeigt werden um die Bodenfruchtbarkeit langfristig zu erhalten, den Bodenverbrauch zu vermindern und die Bodennutzung im weitesten Sinn besser zu verteilen. Es wurden 58 Forschungsprojekte bewilligt. Die Ergebnisse sollen in 7 Teilsynthesen und in einer Gesamtsynthese ausgewertet werden. Programmübersicht:

"BODEN"



2. PROBLEME UND LÖSUNGSANSÄTZE

Nachfolgend wird für jeden Programmbereich kurz beschrieben, welche Probleme sich stellen und in welcher Richtung Lösungen gesucht werden.

SIEDLUNG (17 Projekte)

Problem: Die Siedlungen wachsen unaufhaltsam (jährlich etwa 2 % mehr Gebäude); sie beanspruchen dafür bisher grünes Land und zerstören Natur (jährlich 2000-4000 Hektaren). Dabei wird oft bestes Landwirtschaftsland überbaut (die Schweiz hat nur noch etwa 200'000 Hektaren beste Ackerböden).

Lösung: Die Siedlungen nicht mehr weiter "nach aussen" (auf der grünen Wiese), sondern nur noch "nach innen" entwickeln (auf Böden, die bereits für Siedlungszwecke beansprucht und damit verändert sind). "Siedlungsentwicklung nach innen":

- Siedlungsflächen auf 200-250'000 ha begrenzen (heute: ca. 180'000 ha)
- qualitativ verdichten und die Funktionen Wohnen, Arbeiten und Versorgen durchmischen
- zweckmässige Standortsplanung (Verkehr!)
- Siedlungserneuerung und Recycling von Siedlungsflächen
- Flächensparen (beim Wohnen, beim Arbeiten, beim Verkehr, bei den Freizeitansprüchen usw.)

LANDWIRTSCHAFT (16 Projekte)

Problem: Die günstig gelegenen Landwirtschaftsflächen werden ständig intensiver und einseitiger genutzt (jährlich um 1,5 % und mehr steigende Erträge), was vermehrte Bodenverdichtung (verminderte Wasseraufnahmefähigkeit!) und Bodenerosion (auf 20 % der Ackerflächen) zur Folge hat, die Böden gebietsweise übermässig mit Schadstoffen belastet und sich auf das Wasser und die Luft sowie auf Flora und Fauna (Artenschwund!) auswirkt.

Lösung: Rückkehr zu wiederum gesamtheitlich orientierter Agrarproduktion, in welcher vorerst die sanften Mittel wie Kulturwahl, Fruchtfolge und Sortenwahl eingesetzt werden, bevor in möglichst zurückhaltender Weise die rabiateren Mittel der mechanischen Bearbeitung und der chemischen Hilfsstoffe angewendet werden. "Integrierte Produktion" (=IP):

- IP weiterentwickeln, einfacher umschreiben, lehr- und lernbar und auch kontrollierbar machen
- IP mit agrarpolitischen Mitteln fördern (finanzielle Anreize, z.B. aufgrund von Verträgen mit den Landwirten, evt. mit Auszeichnung der Produkte durch "Label" usw.)

NATUR (5 Projekte)

Problem: Durch die Siedlungsausdehnung und die intensivierete landwirtschaftliche Produktion wird die Natur bedrängt und zerstört. Zahlreiche Pflanzen- und Tierarten werden selten und sterben aus (rote Listen!). Damit gehen Genressourcen verloren und die Regenerationsfähigkeit des Naturraumes nimmt ab. Unser Lebensraum wird trivialer.

Lösung: Die verbleibenden naturnahen Flächen im schweizerischen Mittelland (rund 80'000 Hektaren) sollen erhalten und zusätzliche Flächen (rund 70'000 Hektaren) sollen wieder in einen naturnahen Zustand zurückgeführt werden. Damit könnte der mutmassliche Biotopbestand der frühen 1960-er Jahre (rund 150'000 Hektaren naturnahe Flächen) wiederhergestellt werden.

- Naturraumkonzept und Sachplan "Naturflächen"
- "Naturschutz-Produktion" anstelle landwirtschaftlicher Produktion
- Verträge mit den Landwirten und Entschädigungen

BODENMARKT (9 Projekte)

Problem: Steigende Bodenpreise (z.B. im Kanton Freiburg um mehr als 100 % innerhalb von 10 Jahren) verursachen Verdrängungsprozesse und schaffen soziale Ungerechtigkeiten (Einkommens- und Vermögensumverteilung). Steigende Bodenpreise veranlassen aber dazu, den Boden vermehrt haushälterisch zu nutzen.

Lösung: Der Bodenmarkt allein führt nicht zu haushälterischer Bodennutzung. Starke Raumnutzungsvorschriften müssen den Rahmen für die Bodennutzung setzen. Innerhalb dieses Rahmens soll der Bodenmarkt aber möglichst gut spielen können.

- Markttransparenz und Marktzugang verbessern
- Handänderungsgebühren abschaffen
- soziale Ungerechtigkeiten mit sozialpolitischen Massnahmen (z.B. Steuern, Direkthilfen) angehen und nicht mit Interventionen auf dem Bodenmarkt

BEHÖRDEN (7 Projekte)

Problem: Haushälterische Bodennutzung ist möglich. Sie entsteht jedoch nicht von selbst, denn die individuellen Interessen jedes Einzelnen, der Familien, der Promotoren, der Gemeinden und zahlreicher Sondergruppen steuern in die entgegengesetzte Richtung. Nach wie vor sind wir geneigt, unsere individuellen und kurzfristigen Probleme auf Kosten des Bodens zu lösen.

Lösung: Um die haushälterische Bodennutzung zu fördern, braucht es aktive Behörden, die mithelfen, die zahlreichen Hindernisse einer "Siedlungsentwicklung nach innen" zu überwinden, indem sie

- informieren
- wegweisende Projekte unterstützen
- selber auf dem Bodenmarkt tätig werden
- Demonstrativprojekte realisieren

WERTHALTUNGEN (4 Projekte)

Problem: Es gibt keine absoluten Kriterien, wie weit der Boden belastet werden kann, bis allgemein und kurzfristig erkennbare Schäden entstehen. Wenn wir aber den Boden besser schützen wollen, so kommen wir um Abstriche bei anderen Zielsetzungen nicht herum (z.B. zusätzlicher Wohnkomfort, billige Lebensmittel, Mobilität).

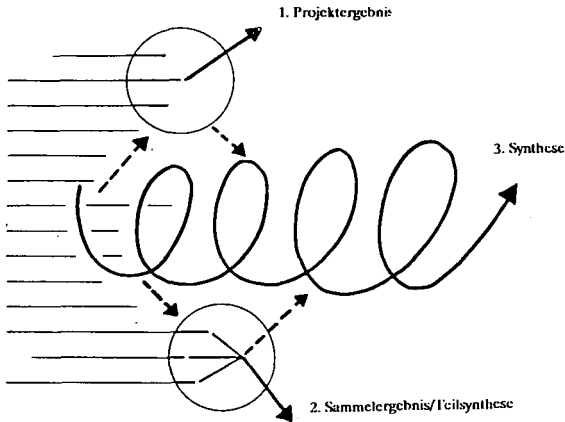
Lösung: Es kann nicht das Ziel einer Wohlstandsgesellschaft sein, ihre eigenen Lebensgrundlagen bis an die Grenzen zu belasten. Je höher der Lebensstandard, desto mehr gehört eine intakte Umwelt mit zur Lebensqualität. Die Landschaft, der Boden und seine Oekosysteme sichern durch ihre Ausgleichsfunktionen unsere Lebensgrundlagen. In einem weiteren Sinne gehören sie aber auch in die Reihe der "Kulturgüter", zu unserer "Heimat", die wir erhalten möchten. Anzustreben ist in diesem Sinne eine neue, umfassend verstandene "Bodenkultur".

3. SYNTHESE UND UMSETZUNG

Das breit angelegte Forschungsprogramm soll Ergebnisse auf verschiedenen Stufen erbringen:

- Projektergebnis: für spezifischen Adressatenkreis
- Teilsynthesen: Aufarbeitung der Ergebnisse mehrerer Projekte auf "mittlerer Stufe", bereits bis zu einem bestimmten Grade vernetzt und zusammengefasst, jedoch noch alle wesentlichen Ergebnisse (Fakten) zum jeweiligen Thema enthaltend.

- **Synthese:** Die Spirale veranschaulicht den interaktiven Syntheseprozess. Bereits seit dem 2. Programmjahr wird versucht, die Zusammenhänge in den Mechanismen der Bodennutzung zu erfassen und auf die zentralen Fragen Antworten zu finden. Da sich die Synthese an ein allgemein interessiertes Publikum und insbesondere auch an Politiker richtet, wird sie sich in ihrem Umfang beschränken müssen und nur noch diejenigen Ergebnisse detailliert wiedergeben können, die für den angesprochenen Adressatenkreis von Interesse sind.



Zum Programmauftrag gehört auch, dass die Ergebnisse bekannt gemacht werden. Dieses Ziel wird von der Programmleitung - wie auch von Projektbearbeitern - verfolgt, indem sie:

- in einem "Bulletin" periodisch über die Programmarbeit informiert;
- Workshops, Seminarier und öffentliche Tagungen durchführt und mit entsprechenden Adressatenorganisationen zusammenarbeitet;
- Ergebnisberichte einzeln - oder im Abonnement - bei der Programmleitung beziehen lässt;
- zu wichtigen Programmereignissen Medienkonferenzen veranstaltet.

4. DOKUMENTATION

Das Programmbulletin - in deutscher oder in französischer Sprache - kann gratis bei der Programmleitung (s. unten) abonniert werden. Die Berichte können - zu einem bescheidenen Preis - bei der Programmleitung bestellt werden.

Anschrift der Verfasser

Rudolf Häberli, Dr.sc.techn., Programmleiter Nationales Forschungsprogramm "Boden", Schwarzenburgstrasse 179, CH 3097 Liebfeld-Bern, Tel. 031 59 88 51

Prof. Dr. Hans Sticher, Präsident der Expertengruppe des Nationalen Forschungsprogrammes "Boden", ETH Zentrum, CH 8092 Zürich

Die Wirksamkeit verschiedener Meliorationsverfahren in verdichteten und vernähten Böden aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier.-

von M. Haubold & D. Schröder, Universität Trier⁺

1. Einleitung

Im Rheinischen Braunkohlenrevier zwischen Köln und Aachen wurden bislang ca. 23000 ha durch den Bergbau in Anspruch genommen, etwa 6000 ha wurden landwirtschaftlich rekultiviert. Für die Rekultivierung wird ein Gemisch aus humosem Material der Krume, verlehmtem Löß und frischem Rohlöß verwendet. Die Lößmächtigkeit beträgt häufig 10m und mehr, der vorherrschende Bodentyp ist die Parabraunerde mit Bodenwertzahlen von etwa 75-85. Das kulturfähige Material wird auf eine 1-2m mächtige Schicht aus Sand und Kies aufgebracht, die die verstützten tertiären und quartären Abraumschichten überdeckt, um eine ausreichende Versickerung zu gewährleisten. Die Kulturdecke wird heute hauptsächlich mit schwenkbaren Absetzern verkippt. Dabei werden Rippen oder Haufen aufgeschüttet, die anschließend einplaniert werden müssen. In einem zweiten Verfahren wird der Löß mit Wasser ca. 1:2 vermischt und über Rohrleitungen in vorbereitete Polder gepumpt. Die Endmächtigkeit soll bei Verkipfung 2m, bei Einspülung 1m betragen. Vom Bergbautreibenden werden anschließend im Rahmen der Zwischenbewirtschaftung zunächst 2-3 Jahre Luzerne, dann Getreide angebaut. Nach 7 Jahren werden die Flächen i.d.R. an die Folgenutzer übergeben, die ortsüblich mit der Fruchtfolge Zuckerrüben-Winterweizen-Wintergerste wirtschaften (Rheinbraun 1985, SCHRÖDER 1988).

Die rekultivierten Böden weisen anfangs niedrige Nährstoff- und Humusgehalte sowie eine geringe biologische Aktivität auf. Bei ordnungsgemäßer Rekultivierung und schonender Bewirtschaftung sind sie jedoch aufgrund guter bodenphysikalischer Eigenschaften sehr fruchtbar bei hohem Ertragsniveau (SCHRÖDER 1988). Durch Fehler bei der Rekultivierung wie z.B. das Absetzen des Materials aus zu großer Höhe, das häufige Überfahren mit Planiertrauben und die Re-

⁺ Fb.III/Abt.Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

kultivierung bei nasser Witterung sowie durch unsachgemäße Bewirtschaftung dieser gefügelabilen, wenig entwickelten Neulandböden sind jedoch vielerorts Verdichtungen von z.T. erheblichen Ausmaßen entstanden, die häufig tiefer als 90cm reichen und zu einer extremen Verschlechterung des Wasserhaushaltes führen (HAUBOLD, HENKES & SCHRÖDER 1987, SCHRÖDER, STEPHAN & SCHULTE-KARRING 1985). In den letzten Jahren wurden mehr und mehr geschädigte rekultivierte Böden durch Tieflockering, Dränung oder eine Kombination beider Verfahren melioriert. Immer wieder wird in der Literatur jedoch auf die Schwierigkeit einer nachhaltigen Melioration von Schluffböden hingewiesen (GRASS 1972, KUNTZE 1981, MÜLLER 1985). Im Falle der rekultivierten Lößböden wurde bislang kaum über Erfahrungen berichtet (SAMADANI 1970, SUNKEL 1983). Die nachfolgend dargestellten Untersuchungsergebnisse sind Bestandteil eines vom BMFT geförderten Gemeinschaftsprojektes des Institutes für Pflanzenbau und Angewandte Bodenphysik der Universität Bonn und der Abt. Bodenkunde der Universität Trier zur Wirksamkeit verschiedener Meliorationsverfahren und bodenschonender Bewirtschaftung auf Wasserhaushalt, Durchwurzelung und Erträge rekultivierter Lößböden. Sie behandeln den Teilaspekt der Wirkung und Nachhaltigkeit unterschiedlicher Maßnahmen der Unterbodenlockerung auf die bodenphysikalischen Eigenschaften der Neulandböden aus Löß.

2. Material und Methoden

Hierzu wurden an 15 Standorten im Rheinischen Braunkohlenrevier Proben aus Profilgruben in tiefgelockerten bzw. tiefgepflügten und benachbarten ungelockerten Böden entnommen. An jeweils drei Standorten war die Unterbodenmelioration mit starrem Lockerungsgerät, Wippscharlockerer, Tiefpflug und Stechhublockerer vor 1-6 Jahren, an drei Standorten mit Stechhublockerer vor 11-15 Jahren durchgeführt worden. Die Proben wurden in 0-35, 35-55, 55-75 und 75+ cm Tiefe entnommen, im Falle der gelockerten Profile aus der Lockerungsfurche. An Stechringproben (100cm) wurden bestimmt: Porengrößenverteilung (RICHARDS), Rt u. Ges.-PV (HARTGE), Luftdurchlässigkeit (KMOCH), Wasserdurchl. (HANUS & FRANKEN), Eindringwiderstand bei 300mbar WS mit Pocket-Penetrometer. An gestörtem Probenmaterial wurden bestimmt: Korngrößenverteilung (KÖHN), CaCO₃-Gehalt (SCHEIBLER), C-Gehalt (Lichterfelde), ph (0.01M CaCl₂).

3. Ergebnisse

Die untersuchten Lössböden enthalten ca. 15-20% Ton, 65-80% Schluff und 5-15% Sand. Trotz hoher Karbonatgehalte von 5-10% - die pH-Werte liegen i.d.R. $>7,5$ - ist das Bodengefüge sehr instabil. Der Gehalt an stabilisierendem Humus beträgt in der Krume 0,35-1%, im Unterboden weniger als 0,2%.

Die Struktur der nicht gelockerten Böden ist im Unterboden kohärent, in den verdichteten Bereichen massiv und fest, die Pflugsohle weist häufig feine bis mittlere Plattigkeit auf. In der Krume entstehen durch Bearbeitung klumpige bis bröckelige Gefügekörper, nur z.T. treten krümelige oder subpolyedrische Strukturen auf. Die Durchwurzelung des Unterbodens ist gering. Regenwurmgänge sind selten oder fehlen ganz.

In den Lockerungsfurchen ist das massive Bodenmaterial in unregelmäßig geformte Trümmer und Fragmente zerbrochen. In einigen, nicht beprobten Fällen war der Boden zu feucht für eine ordnungsgemäße Tieflockerung. Hier sind die Bodenpartikel um den Lockerungskanal herum zu plattigen Strukturen verpreßt worden, die den Wasserzutritt hemmen. Ein Aufbruch wurde nicht erreicht. Sehr oft ist eine Wiederverdichtung im Pflugsohlenbereich in 35-55cm Tiefe zu beobachten. Die Durchwurzelung ist in den Lockerungsfurchen erheblich verbessert. Durch zu große Furchenabstände sind beim Tiefpflügen teilweise große kompakte Balken lediglich umgelagert worden.

In Tab.1 werden einige bodenphysikalische Eigenschaften der untersuchten rekultivierten Lössböden dargestellt. Die ungelockerten Böden sind dicht und fest. In einigen Fällen reichen die Verdichtungen tiefer als 75cm, was auf fehlerhafte Rekultivierung als Ursache hinweist. Das Gesamtporenvolumen des Unterbodens ist gering. Insbesondere der Anteil der Grobporen liegt mit Werten $<3\%$ sehr niedrig. Hieraus resultieren geringe Luft- und Wasserdurchlässigkeiten. Hohe Trockenraumgewichte und Eindringwiderstände verdeutlichen den Grad der Verdichtung. An einigen Standorten erreicht das Trockenraumgewicht Werte über $1,75\text{g/cm}^3$.

Die Unterbodenmelioration hat zu einer Verbesserung der physikalischen Eigenschaften in allen untersuchten Profilen geführt. Das Gesamtporenvolumen konnte angehoben werden, vor allem zugunsten der Poren $>50\mu\text{m}$. Als Folge wurden Luft- und Wasserdurchlässigkeit verbessert. Verringerte Lagerungsdichten und Eindringwiderstände zeigen die lockerere Lagerung an. Die berechneten Grenzdifferenzen zeigen die Signifikanz der gefundenen Unterschiede.

In Tab.2 wird die Wirkung der Lockerungsmaßnahmen getrennt nach unterschiedlichen Lockerungsgeräten dokumentiert. Eine positive Lockerungswirkung wurde in 35-75 cm Tiefe durch alle Gerätearten erzielt. Einzelergebnisse und Feldbeobachtungen weisen darauf hin, daß die Meliorationen mit dem Stechhublockerer zu den besten Ergebnissen führt. In allen drei Fällen der Lockerung mit dem Wippschar war die Geräteausstattung nicht ausreichend, um Tiefen größer 55-60cm zu erreichen. Auch in Böden, bei denen die Lockerung bereits 11-15 Jahre zurückliegt, ist noch eine schwache Wirkung zu erkennen. Differenzierende Einflüsse von Gerätart oder Alter der Lockerung lassen sich jedoch mit dem vorhandenen Datenmaterial statistisch noch nicht absichern.

Tab.1: Physikalische Eigenschaften rekultivierter Lößböden - unbehandelte (U) und gelockerte (G) Standorte.

	Tiefe (cm)	Ges.-PV (%)		Poren (µm)		
		>50	50-10	10-.2	<2	
U (n=15)	0-35	40,9	6,6	3,2	17,9	13,2
	-55	35,5	2,2	3,0	15,6	14,7
	-75	36,5	2,6	3,2	16,4	14,3
	75+	37,6	3,4	3,4	16,7	14,1
G (n=15)	0-35	40,5	6,9	3,1	17,3	15,3
	-55	39,4	5,6	4,0	16,4	13,4
	-75	39,6	5,2	3,7	17,2	13,5
	75+	38,5	4,1	3,7	17,0	13,7
GD(5%)		2,2	1,9	1,7	2,1	1,7

	Tiefe	Rt	EW	ka	kf
		(g/cm ³)	(N/cm ²)	(µ ²)	(cm/d)
U (n=15)	0-35	1,57	22,6	15,3	175,8
	-55	1,72	46,2	2,3	19,3
	-75	1,69	40,3	2,3	13,2
	75+	1,66	34,5	2,7	14,4
G (n=15)	0-35	1,58	23,4	19,3	264,6
	-55	1,61	25,6	6,5	42,1
	-75	1,61	25,2	5,7	39,3
	75+	1,64	28,6	3,1	16,7
GD(5%)		0,06	9,8	3,3	25,4

Tab.2: Physikal. Eigenschaften rekultivierter Lößböden - unbehandelte(U) und mit unterschiedl. Geräten gelockerte(G) Standorte.

	Tiefe (cm)	Rt	P>50µ (%)	EW	ka	kf
		(g/cm ³)	(%)	(N/cm ²)	(µ ²)	(cm/d)
Starrs Lockerungsgerät (1-4 Jahre,n=3)						
U	35-55	1,73	2,2	48,7	0,8	8,2
	55-75	1,72	2,1	48,8	1,0	8,4
G	35-55	1,65	4,3	29,2	4,6	47,8
	55-75	1,62	5,1	34,0	9,4	57,1
Wippscharlockerer (1-5 Jahre,n=3)						
U	35-55	1,71	1,4	45,2	3,4	7,9
	55-75	1,65	2,4	26,4	3,5	9,3
G	35-55	1,53	7,0	21,4	10,0	30,6
	55-75	1,61	3,5	22,7	2,0	12,6
Tiefpflug (3-4 Jahre,n=3)						
U	35-55	1,72	2,9	>60,0	2,0	30,1
	55-75	1,69	2,2	40,8	1,7	13,3
G	35-55	1,62	5,6	20,5	3,1	52,9
	55-75	1,58	5,5	17,5	3,6	67,7
Stechhublockerer (1-6 Jahre,n=3)						
U	35-55	1,68	2,2	32,2	4,1	18,9
	55-75	1,69	3,0	38,9	4,4	15,7
G	35-55	1,59	6,7	22,1	9,7	53,6
	55-75	1,57	6,5	18,8	5,4	41,0
Stechhublockerer (11-15 Jahre,n=3)						
U	35-55	1,74	2,4	>60,0	1,0	8,3
	55-75	1,71	3,4	46,4	1,1	19,1
G	35-55	1,68	4,1	34,8	4,7	44,2
	55-75	1,66	5,2	33,2	7,9	17,9

4. Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, daß die Unterbodenmelioration verdichteter rekultivierter Lößböden zu zufriedenstellenden Ergebnissen führen kann. Luft- und Wasserdurchlässigkeit werden erhöht und die Dichtlagerung vermindert. Hierdurch kann Wasserstau vermieden und die Durchwurzelung verbessert werden. Abtrocknung und Erwärmung des Oberbodens treten im Frühjahr eher ein. Die Maßnahmen sollten jedoch nur bei ausreichend trockenem Unterboden durchgeführt werden, da sonst kein Aufbruch des massiven Kohärentgefüges erfolgt, sondern Verpressungen beim Durchziehen des Lockerungsschares entstehen.

Wenn die Zugkraft nicht ausreichend ist, dann bleibt die Lockerung nur flachgründig, tiefliegende Verdichtungen werden nicht erreicht. In vielen Fällen reichen die Verdichtungen aber tiefer als 70-80cm, also den Tiefenbereich, der von den meisten Lockerungsgeräten nicht mehr unterschritten wird. In diesen Fällen kommt es zu Wasserstau auf der Sohle der Lockerungsfurche. Hierdurch werden Wiederverdichtung und Verschlämmung der durch die Lockerung geschaffenen großen Hohlräume begünstigt. Das Aufbrechen von Verdichtungen in Tiefen >80cm durch Tiefpflügen erbrachte nicht immer zufriedenstellende Ergebnisse, da zu große Gefügekörper abgeschält wurden. Darüberhinaus erfordert das Tiefpflügen der verdichteten Lößböden immense Zugkraft und es werden hohe Bodenwellen zurückgelassen, die anschließend eingeebnet werden müssen, was eine zusätzliche Befahrung der frisch gelockerten Fläche verursacht.

Um also bei tiefreichenden Verdichtungen eine Vernässung der gelockerten Flächen zu vermeiden, sollten vor der Lockerung Dränsysteme eingezogen werden. Auf der anderen Seite ist es bei extrem geschädigten Flächen zweckmäßig, eine erforderliche Drainung durch eine quer zu den Saugern durchgeführte Tieflockerung zu ergänzen, um in diesen Haftnässeböden die Zuführung des Sickerwassers zu den Dränsträngen zu verbessern.

Die geringe Gefügestabilität der rekultivierten Lößböden beinhaltet die Gefahr der Verschlämmung und Rückverdichtung. Nahezu alle der untersuchten tiefgelockerten Profile ließen beginnende bzw. mehr oder weniger weit fortgeschrittene Wiederverdichtung im Pflugsohlenbereich erkennen. Diese war besonders intensiv an Standorten mit starker Vernässung oder zu geringer Lockerungstiefe.

Dies verdeutlicht auch die geringe mechanische Belastbarkeit der tiefgelockerten Böden. Die Bewirtschaftung muß deshalb unbedingt der neuen Situation angepaßt werden. In der Vergangenheit ist dies kaum geschehen. Der Verzicht auf den Anbau von Zuckerrüben in mindestens zwei an die Melioration anschließenden Rotationen, die Nutzung von Terrareifen, Gerätekombinationen zur Vermeidung von Befahrungen, Mulch- oder Direktsaatverfahren sind geeignet, die positiven Wirkungen einer Tieflockerung zu unterstützen. Eine Umsetzung solcher Konzepte in die landwirtschaftliche Praxis wird jedoch ohne finanzielle Hilfen für die Landwirte nicht möglich sein.

5. Zusammenfassung

Die Auswirkungen von Maßnahmen zur Unterbodenmelioration mit unterschiedlichen Geräten auf bodenphysikalische Eigenschaften verdichteter und vernähter rekultivierter Böden aus Löß wurden untersucht. Die Tieflockerung verbesserte die physikalischen Bodeneigenschaften - sie steigerte Luft- und Wasserdurchlässigkeit sowie die Durchwurzelung - unabhängig vom benutzten Gerätetyp. Da die meliorierten Lößböden sehr anfällig für Rückverdichtungen sind, ist eine angepaßte Bewirtschaftung der meliorierten Flächen erforderlich, bei tiefliegenden Verdichtungen sollte eine ergänzende Dränung durchgeführt werden.

6. Literatur

- GRASS, K. (1972): Einfluß von Tieflockerung und Tiefendüngung auf pseudovergleyten Parabraunerden und Pseudogleyen.- in: SCHLICHTING, E. & SCHWERTMANN, U. (Hrsg.): Pseudogley und Gley.- 667-676, Weinheim
- HAUBOLD, M., HENKES, L. & SCHRÖDER, D. (1987): Qualität und Entwicklung rekultivierter Böden aus Löß.- Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 53, 173-178
- KUNTZE, H. (1981): Melioration vom Hofe aus.- (=RKL-Schrift 108)
- MÜLLER, W. et al. (1985): Die Gefügemelioration durch Tieflockerung - Erfahrungen und Ergebnisse.- (=DVWK-Schrift 70) Hamburg, Berlin
- Rheinbraun (Hrsg.) (1985): Neues Ackerland folgt dem Tagebau.- Köln
- SCHRÖDER, D. (1988): Bodenschonende Rekultivierung von Lößböden in Braunkohlentagebauen.- in: ROSENKRANZ, D. (Hrsg.): Bodenschutz.- Berlin
- SCHRÖDER, D., STEPHAN, S. & SCHULTE-KARRING, H. (1985): Eigenschaften, Entwicklung und Wert rekultivierter Böden aus Löß im Gebiet des Rheinischen Braunkohlentagebaues.- Z. Pflanzenernähr., Bodenk. 148, 131-146
- SCHULTE-KARRING, H. (1987): 150 Jahre Technik der Tieflockerung.- Bad Neuenahr - Ahrweiler
- SAMADANI, Z. (1970): Möglichkeiten der Unterbodenmelioration durch Tieflockern, dargestellt an Untersuchungen auf drei Standorten.- Diss. Gießen
- SUNKEL, R. (1983): Neunjährige Gefügeuntersuchungen nach Tieflockerung eines rekultivierten Lößrohbodens.-

Untersuchungen zur Dynamik der Regentropfenerosion und der Oberflächenverschlammung bei unterschiedlichen Strukturzuständen und Wasserspannungen an der Bodenoberfläche

von
Henk, U.^{*)}

Einleitung

Die Regentropfenerosion, d.h. die Ablösung von Bodenteilchen von der Bodenoberfläche durch Regentropfenaufprall, stellt einen Initialprozeß der Bodenerosion dar. Durch den Prozeß der Regentropfenerosion kommt es zu den entscheidenden erosionsauslösenden und -verstärkenden Veränderungen an der Bodenoberfläche, wie

- der Veränderung der Aggregatgrößenverteilung an der Bodenoberfläche durch die Ablösung feiner, leicht durch Oberflächenabfluß abtransportierbarer Bodenteilchen, was zu einer Erhöhung der Sedimentkonzentration im Oberflächenabfluß führt,
- der Verschlammung der Bodenoberflächen, wodurch es zur Verminderung der Infiltrationsrate kommt,
- der Verminderung der Oberflächenrauigkeit, was eine Erhöhung der Fließgeschwindigkeit des Oberflächenabflusses zur Folge hat.

Die Widerstandsfähigkeit der Bodenoberfläche gegen Regentropfenaufprall, bzw. die Ablösbarkeit der Bodenoberfläche geht in Regentropfenerosionsmodelle und in Erosionsmodelle, die die Simulation einzelner Starkregeneignisse gestatten, bisher als statische, substratabhängige Größe ein, unabhängig vom Zustand der Bodenoberfläche zu Ereignisbeginn.

Verlauf und Ausmaß der Regentropfenerosion sowie der Oberflächenverschlammung werden jedoch in sehr starkem Maße vom Strukturzustand der Bodenoberfläche (feinaggregiert, grobagggregiert, verschlammte), der Anfangswasserspannung sowie der Befeuchtungsgeschwindigkeit beeinflusst, was im folgenden dargestellt wird.

Material und Methoden

Für Beregnungsversuche wurden Bodenproben aus dem A_p-Horizont eines Ackerschlaes im Versuchsgebiet Neuenkirchen (Versuchsgebiet des SFB 179 in Braunschweig "Wasser- und Stoffdynamik in Agrarökosystemen") im nördlichen Harzvorland entnommen. Bei dem Boden handelt es sich um einen schluffigen Lehm aus Lößkolluvium mit 19% Ton, 49% Grobschluff, 1,2% C_{org} und einer 90%-Belegung der Austauschschicht mit Calcium plus Magnesium. Im lufttrockenen Zustand wurden 5 Aggregatgrößenklassen abgesiebt. Die Aggregate wurden sowohl getrennt nach Größenklasse als auch als definierte Aggregatgemische 3 cm hoch in dichtester Aggregatpackung in einen Bodenbehälter mit einer 0,1 qm großen Oberfläche und einer Höhe von 23 cm gefüllt und eine Stunde lang mit 32,6 mm/h beregnet. Drei in Feinsand eingebettete Keramikkerzen mit einer Schlauchverbindung nach außen befinden sich auf dem Boden des Behälters und ermöglichen sowohl eine kapillare Befeuchtung der Aggregate vor der Beregnung als auch eine Entwässerung der Probe während der Beregnung. Es wurden sowohl zu Versuchsbeginn lufttrockene (pF 6) als auch auf verschiedenen Wasserspannungen (pF 0,48, pF 1, pF 1,3, pF 1,7, pF 2, pF 2,52) kapillar vorbefeuchtete Aggregate der Beregnung ausgesetzt. Das durch Regentropfenaufprall von der Bodenoberfläche abgelöste und gegen eine seitliche Auffanghaube geworfene Bodenmaterial wurde in Fünf-Minuten-Intervallen aufgefangen und anschließend getrocknet und gewogen.

^{*)} Institut f. Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn

Da die minimale Wurfweite der Bodenteilchen kleiner als der Behälterdurchmesser war, mußten zusätzliche, aufwendige Beregnungsversuche kleinerer Bodenbehälter durchgeführt werden, um Korrekturfaktoren zur Ermittlung der Gesamtbodenablösung zu erhalten. Während der Beregnung wurden die Flächenanteile mit Schluffbedeckung und mit Wasserfilmbedeckung in Fünf-Minuten-Intervallen kartiert. Der Schluffbedeckte Flächenanteil der Bodenoberfläche als Maß der Oberflächenverschlammung (Ton-Schluff-Trennung) wurde nach der Beregnung mittels Videokamera mit automatischer Grauwertmessung ermittelt. Durch Kapillaren unterschiedlicher Durchmesser und eine Kombination von Drahtnetzen verschiedener Maschenweiten unterhalb der Tropfplatte gelang es für drei Niederschlagsintensitäten zwischen 13 und 33 mm/h naturnahe Tropfenspektren zu erzeugen. Bei einer Fallhöhe von 23 m erreichten alle Tropfen Fallengeschwindigkeit. Eine ausführliche Beschreibung der Beregnungsanlage und des Versuchsaufbaues gibt HENK (1989).

Ergebnisse

Der Verlauf und das Gesamtausmaß der Bodenablösung durch Regentropfenaufprall werden in sehr starkem Maße vom Äquivalentdurchmesser der Aggregate zu Versuchsbeginn und der Anfangswasserspannung beeinflusst (Fig. 1).

Während der Beregnung der zu Versuchsbeginn lufttrockenen (pF 6) Aggregate (Fig. 1A) kommt es infolge der sehr schnellen Befeuchtung (32.6 mm/h) bei allen Aggregatgrößenfraktionen zu

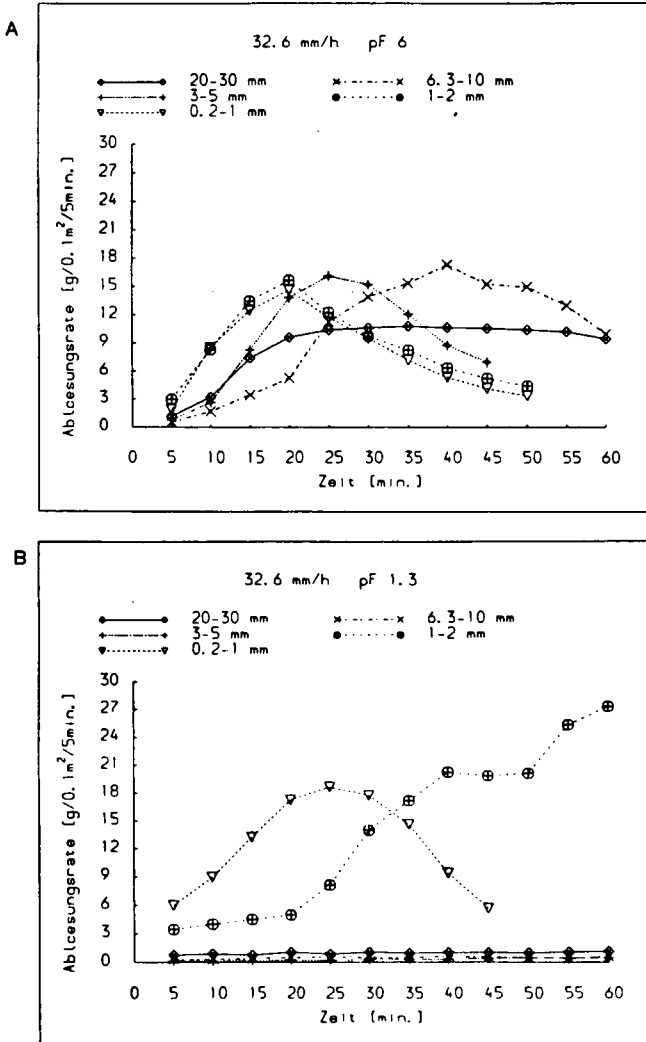
- starkem Aggregatzerfall,
- einem starken Anstieg der Bodenablösungsrate,
- einer hohen Gesamtbodenablösung (umgerechnet bis zu 12 t/ha),
- einer Versiegelung sämtlicher Interaggregatporen mit Feinmaterial,
- einer starken Ton-Schluff-Trennung (40-50 %ige Bedeckung der Oberfläche mit Schluffpartikeln),
- einer Wasserfilmbildung an der Oberfläche, bei der kleinsten Aggregatgrößenfraktion nach 25 Minuten, bei der größten nach 45 Minuten.

Die Bodenablösungsrate steigt tendenziell umso stärker an, erreicht umso frühzeitiger einen Maximalwert und sinkt umso eher wieder ab, je kleiner der Äquivalentdurchmesser der Aggregate zu Versuchsbeginn ist. Die höchste Bodenablösungsrate wird gemessen, wenn die Bodenoberfläche wassergesättigt ist und große Mengen feiner Aggregatbruchstücke an der Oberfläche vorhanden sind. Zunehmende Ton-Schluff-Trennung, Einregelung der feinen Bodenteilchen in dichteste Packung und Porenverstopfung führen zur Zunahme des Scherwiderstandes an der Bodenoberfläche und zur Wasserfilmbildung und damit zur Abnahme der Bodenablösungsrate.

Noch wesentlich größere Unterschiede im Verlauf und im Gesamtausmaß der Bodenablösung zeigen sich zwischen den Aggregatgrößenfraktionen bei einer Wasserspannung von pF 1.3 (und noch stärker bei pF 1.7 und pF 2) zu Versuchsbeginn (Fig. 1B). Werden lufttrockene Aggregate mit Äquivalentdurchmessern größer 3 mm vor der Beregnung kapillar auf eine Wasserspannung von pF 1.3 befeuchtet und anschließend eine Stunde lang mit einer Intensität von 32.6 mm/h beregnet, so erweisen sie sich während der gesamten Beregnung als sehr stabil. Es werden nur sehr geringe Bodenmengen von der Oberfläche abgelöst (im Durchschnitt um den Faktor 25 weniger als bei einer Anfangswasserspannung von pF 6), am Ende der Beregnung sind noch sämtliche Interaggregatporen an der Oberfläche offen, es ist zu keinem sichtbaren Aggregatzerfall und zu keiner Ton-Schluff-Trennung gekommen, und es ist kein Wasserfilm an der Oberfläche entstanden. Dagegen erweisen sich die Aggregate mit Äquivalentdurchmessern kleiner 2 mm zu Versuchsbeginn trotz der relativ langsamen kapillaren Befeuchtung auf pF 1.3 als sehr instabil während der Beregnung. So kommt es zu einem starken Ansteigen der Bodenablösungsrate und hoher Gesamtbodenablösung. Die Interaggregatporen sind nach der Beregnung mit Feinmaterial völlig versiegelt, 20 bzw. 35 % (bei den 0.2-1 mm großen Aggregaten) der Oberfläche sind mit Schluffpartikeln bedeckt und insbesondere bei der kleinsten Aggregatgrößenfraktion bildet sich ein Wasserfilm an der Oberfläche aus. Wie in Sonderversuchen gezeigt werden kann (HENK 1989), erweisen sich kleine Aggregate sowohl empfindlicher gegen Tropfenaufprall (geringere träge Masse) als auch gegen schnelle Befeuchtung (größeres Verhältnis von Oberfläche zu Volumen -> schnellere Durchfeuchtung -> stärkere Luftkompression im Inneren) als große Aggregate.

Außerdem können kleine Aggregate auch ohne vorhergehenden Zerfall von der Oberfläche abgelöst werden (besonders die kleinste Größenfraktion), wobei es bei den 1-2 mm großen Ausgangsaggregaten jedoch erst durch Aggregatzerfall zu einem starken Anstieg der Bodenablösungsrate kommt.

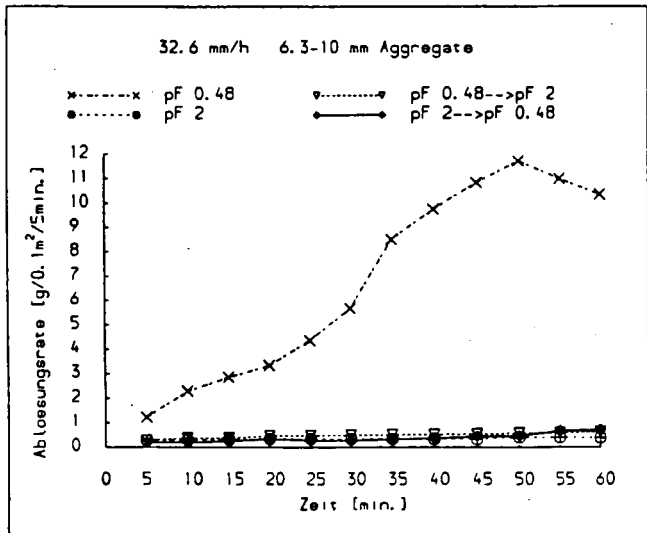
Fig. 1: Einfluß der Aggregatgröße und Wasserspannung zu Versuchsbeginn auf den zeitlichen Verlauf der Bodenablösungsrate.
Niederschlagsintensität: 32.6 mm/h; Äquivalentdurchmesser der Aggregate zu Versuchsbeginn: 20-30, 6.3-10, 3-5, 1-2 und 0.2-1 Millimeter.
Wasserspannungen zu Versuchsbeginn: pF 6 (A), pF 1.3 (B)



Die strukturzerstörende Wirkung schneller Befeuchtung zeigt sich auch bei der Beregnung einer lufttrockenen, stark verschlammten Bodenoberfläche im Vergleich zu einer feuchten (pF 2), stark verschlammten Oberfläche (bei gleichem Verschlämmungsgrad). Im ersten Fall kommt es infolge der schnellen Befeuchtung bereits kurz nach Beregnungsbeginn zu einem deutlich sichtbaren Aufplatzen der Kruste und einer anfangs hohen Bodenablösungsrate. Erst nach 15- bis 20-minütiger Beregnung mit 32.6 mm/h entsteht wieder eine neue, dichtgelagerte Kruste an der Oberfläche, und es bildet sich ein Wasserfilm aus. Demgegenüber erweist sich die feuchte, verschlammte Oberfläche als sehr stabil. Eine Krustenzerstörung durch Regentropfenaufprall wird nicht sichtbar, die Bodenablösungsrate bleibt vergleichsweise gering, und es entsteht sehr frühzeitig ein Wasserfilm an der Oberfläche.

Fig. 2: Einfluß der Anfangswasserspannung, der Befeuchtungsgeschwindigkeit sowie einer Entwässerung schnell befeuchteter Aggregate auf den zeitlichen Verlauf der Bodenablösungsrate.

Niederschlagsintensität: 32.6 mm/h; Äquivalentdurchmesser der Aggregate zu Versuchsbeginn: 6.3-10 mm; Befeuchtungsgeschwindigkeit vor Versuchsbeginn und Probenvorbereitung zur Variation der Befeuchtungsgeschwindigkeit:
 pF 0.48: Lufttrockene Aggregate wurden direkt auf pF 0.48 befeuchtet
 pF 2: Lufttrockene Aggregate wurden direkt auf pF 2 befeuchtet
 pF 2-->pF 0.48: Lufttrockene Aggregate wurden erst auf pF 2 und anschließend auf pF 0.48 befeuchtet
 pF 0.48-->pF 2: Lufttrockene Aggregate wurden erst auf pF 0.48 befeuchtet und anschließend auf pF 2 entwässert



Werden lufttrockene 6.3-10 mm große Aggregate auf die Feinsandschicht des Bodenbehälters gelegt und bei einer angelegten Saugspannung von pF 0.48 (3 mbar) befeuchtet, also relativ schnell, und dann beregnet (Fig. 2), so kommt es zu starkem Aggregatzerfall, hoher, rasch ansteigender Bodenablösung, zur Versiegelung sämtlicher Interagregatporen an der Oberfläche, starker Ton-Schluff-Trennung und zur Entstehung eines Wasserfilmes. Werden hingegen die lufttrockenen Aggregate erst auf pF 2 befeuchtet und dann auf pF 0.48 (d.h. langsame, stufenweise Befeuchtung) und dann beregnet, so erweisen sich die Aggregate als sehr stabil. Die Bodenablösungsrate ist - wie bei den auf pF 2 befeuchteten Aggregaten - sehr gering und nahezu konstant, die Interagregat-

gatporen an der Oberfläche bleiben vollständig erhalten, und es findet keine Ton-Schluff-Trennung und Wasserfilmbildung statt. Dies zeigt, daß nicht der Anfangswasserspannung an sich, sondern vielmehr der Befeuchtungsgeschwindigkeit der entscheidende Einfluß auf das Ausmaß und den Verlauf der Bodenablösung zukommt. Der Wassergehalt der schnell auf pF 0.48 befeuchteten Aggregaten beträgt 58 Vol.% bezogen auf das Volumen trockener (105 Grad Celsius) Aggregate, der Wassergehalt der langsam auf pF 0.48 befeuchteten Aggregate 39 Vol.%, ebenfalls auf das Volumen trockener Aggregate bezogen. Daraus folgt, daß es bei schneller Befeuchtung zu einer Volumenausdehnung der Aggregate, zu einer Zerstörung von Intraaggregatbindungen und zur Entstehung von Mikrorissen kommen muß, durch die die komprimierte, eingeschlossene Luft entweichen kann und die sich anschließend mit Wasser füllen. Entlang dieser vorgebildeten Mikrorisse erfolgt dann die Aggregatzerschlagung bei der Beregnung. Nach direkter Aufsättigung lufttrockener Aggregate auf pF 0.48 kann der Stabilitätsmindernde Effekt der schnellen Befeuchtung durch eine zweitägige Entwässerungsphase bei einer angelegten Saugspannung von pF 2 fast vollständig wieder rückgängig gemacht werden (Fig. 2), wobei es zu einer "Reparatur" zerstörter Intraaggregatbindungen und zu einer Eliminierung der zuvor entstandenen Mikrorisse gekommen sein muß. Die auf pF 2 entwässerten Aggregate erweisen sich als sehr stabil, d.h. es findet kein sichtbarer Aggregatzerfall statt, die Bodenablösungsrate ist sehr gering, die Interaggregatporen an der Oberfläche bleiben erhalten, es kommt zu keiner Ton-Schluff-Trennung und keiner Wasserfilmbildung. Dies zeigt die sehr starke Auswirkung von Befeuchtungs- und Austrocknungszyklen auf die Regentropfenerosion. Die zwischen einzelnen Aggregatgrößenfraktionen aufgezeigten Unterschiede hinsichtlich des Verlaufs der Bodenablösungsrate (Fig. 1) zeigen sich auch bei der Beregnung von Aggregatgemischen (Fig. 3). Von der Oberfläche des feinnagregulierten Zuckerrüben-Saatbettes mit einem gewogenen mittleren Durchmesser (GMD) von 6.3 mm werden umgerechnet 2 t/ha Boden mehr abgelöst, die Bodenablösungsrate steigt stärker an, und es bildet sich bereits 10 Minuten früher ein Wasserfilm aus als bei dem grobaggulierten Winterweizen-Saatbett (GMD = 15.4 mm). Da die kleinste Aggregatgrößenfraktion Bestandteil beider Aggregatgemische ist, bestehen keine Unterschiede hinsichtlich des Beginns der Ton-Schluff-Trennung. Der Flächenanteil mit Schluff-Bedeckung dehnt sich jedoch beim Winterweizen-Saatbett langsamer aus und erreicht zum Ende der Beregnung nur 20 %, während beim Zuckerrüben-Saatbett 38 % gemessen wurden.

Der Einfluß unterschiedlicher Strukturzustände und Wasserspannungen zu Beginn einer Starkregensimulation auf die Widerstandsfähigkeit der Bodenoberfläche gegen Regentropfenaufprall ist zusammenfassend in Tab. 1 dargestellt. Um 1 kg Boden von einer Oberfläche, die aus 6.3-10 mm großen Aggregaten besteht, bei einer Anfangswasserspannung von pF 2 abzulösen, ist eine Regenenergiezufuhr von 17327 Joule (R-Wert) notwendig. Dieser R-Wert liegt damit um das

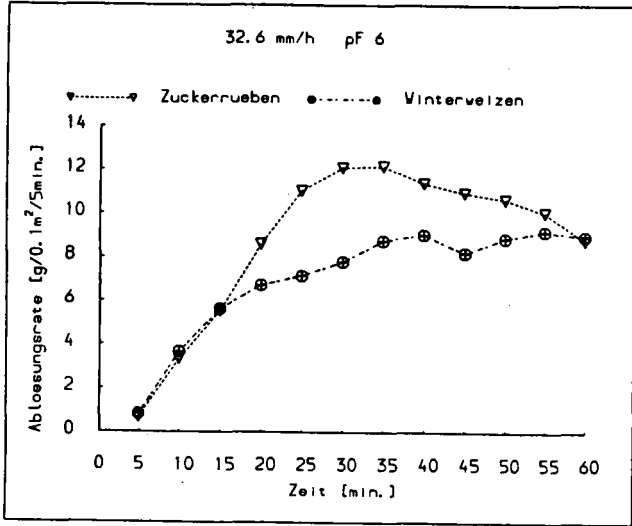
- 28-fache höher als der bei einem lufttrockenen Anfangszustand bei gleicher Ausgangsaggregatgröße (Befeuchtungseffekt),
- 2.3-fache höher als bei einer Anfangswasserspannung von pF 2.52 (bei der schnellen Befeuchtung während der Beregnung kommt es ab dieser Anfangswasserspannung bereits zu stärkerem Aggregatzerfall durch komprimierte Porenluft) bei gleicher Ausgangsaggregatgröße (Befeuchtungseffekt),
- 38-fache höher als bei einer Oberfläche, bestehend aus 0.2-1 mm großen Aggregaten bei gleicher Anfangswasserspannung (Aggregatgrößeneffekt),
- 3.5-fache höher als bei einer stark verschlammten Oberfläche bei gleicher Anfangswasserspannung (Verschlammungseffekt),
- 11-fache höher als bei einer stark verschlammten, lufttrockenen Oberfläche (Verschlammungs- und Wasserspannungseffekt).

Die Erodierbarkeit von Böden muß daher in Erosionsmodelle, die die Simulation einzelner Starkregenergebnisse gestatten, als dynamische, vom aktuellen Strukturzustand und der Ausgangswasserspannung abhängige Größe eingehen.

Literatur

HENK, U. (1989): Untersuchungen zur Regentropfenerosion und Stabilität von Bodenaggregaten.- Landschaftsgenese u.Landschaftsökologie, 15: 197 S.; Braunschweig.

Fig. 3: Einfluß der Aggregatgrößenverteilung von Aggregatgemischen auf den zeitlichen Verlauf der Bodenablösungsrate.
 Niederschlagsintensität: 32.6 mm/h; Wasserverspannung zu Versuchsbeginn: pF 6;
 Aggregatgrößenverteilung der Aggregatgemische zu Versuchsbeginn:
 Zuckerrüben-Saatbett: 15% 20-30 mm, 10% 6.3-10 mm, 30% 3-5 mm, 35% (Zuckerrüben) 1-2mm, 10% 0.2-1 mm
 Winterweizen-Saatbett: 55% 20-30 mm, 13% 6.3-10 mm, 9% 3-5 mm, 11% (Winterweizen) 1-2 mm, 12% 0.2-1 mm



Tab. 1: Widerstandsfähigkeit (R) des Bodens (Lößkolluvium, uL) gegen Regenaufprall in Abhängigkeit vom Zustand der Bodenoberfläche zu Versuchsbeginn. Der R-Wert gibt die erforderliche Regenenergie in Joule/m² an, um 1 kg Boden von der Oberfläche abzulösen

Anfangsaggregatgröße (mm)	Anfangswasserverspannung (log mbar)	Regenintensität (mm/h)	Regendauer (min.)	Einta des Regens (J/m²)	abgelöste Bodenmenge (kg/m²)	R (J/kg)
6.3-10	6	32.6	45	507.7	0.8383	605
6.3-10	2	32.6	45	507.7	0.0293	17327
6.3-10	2.52	32.6	45	507.7	0.0668	7600
6.3-10*	6	32.6	45	507.7	0.3226	1574
6.3-10*	2	32.6	45	507.7	0.1017	4992
0.2-1	2	32.6	45	507.7	1.1189	454

* = Zu Versuchsbeginn sehr stark verschlämmte Bodenoberfläche

**Strategie und bisherige Ergebnisse einer Beprobungsserie von
Eigenwasserversorgungsanlagen auf PSM-Belastungen im Grundwasser**

von

Kleine, W., Litz, N., Müller-Wegener, U. und Milde, G.*

Im Rahmen des Untersuchungsprogramms auf Pflanzenschutzmittel im Einzugsgebiet des Halterner Stausees erfolgte neben einer Bestandaufnahme im Oberflächenwasser ein Monitoring auf PSM im Grundwasser. Dieses sollte erkennen lassen, ob eine Beeinträchtigung des Grundwassers bereits vorliegt bzw. welche Größenordnung diese annimmt. Letzteres ist für ein Minimierungskonzept der PSM-Belastung des Stausees von Bedeutung, da die Vorfluter und damit auch der Stausee insbesondere in langen Trockenwetterzeiträumen naturgemäß überwiegend durch Grundwasser gespeist werden. Das Schwergewicht der Untersuchung lag im Bereich der Halterner Sande und Sande der Stever Niederterrasse (Porengrundwasserleiter) sowie im Bereich der Dülmener Sandkalke und Mergelkalksteine der Baumberge (Kluftgrundwasserleiter), da sie die bedeutendsten und zugleich auch die gefährdesten Grundwasservorkommen im Einzugsgebiet darstellen. Im östlichen Einzugsbereich dominieren flächenmäßig Grundwassergeringleiter der Sand- bis Tonmergelfazies des Campans. In dieser faziellen Ausbildung

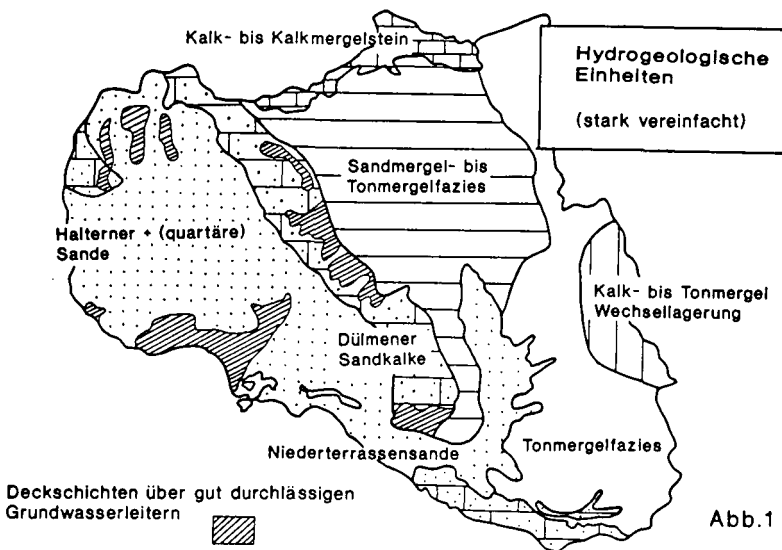


Abb.1

* Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene, Bundesgesundheitsamt, Corrensplatz 1, 1000 Berlin 33

der Kreide ist eine geringe Kluftwasserführung zumeist auf die oberflächennahe Auflockerungszone oder auf eingelagerte Hartmergelbänke beschränkt. Ferner sind diese Bereiche zumeist großflächig von quartärem, gering durchlässigem Geschiebelehm überlagert, der im Bereich der bedeutenderen Grundwasservorkommen lediglich inselartig auftritt (Abb. 1).

Da bei dieser Untersuchung die regional sehr unterschiedlichen Aquifer- und Deckschichtenausbildung Berücksichtigung finden sollte, mußte aufgrund des kleinen möglichen Stichprobenumfangs ein "worst case - Ansatz" für die jeweiligen Aquiferverhältnisse gewählt werden.

Die generellen Kriterien für die Brunnenauswahl sind:

- Sie liegen in ackerbaulich intensiv genutzten Gebieten
- Die Brunnentiefen und Grundwasserflurabstände sind entsprechend den Aquiferbedingungen möglichst gering
- Bei den gut durchlässigen, unbedeckten Grundwasserleitern mit freiem Wasserspiegel läßt sich ein landwirtschaftlicher Einfluß durch höhere Nitratwerte erkennen
- Im Oberstrom der Brunnen liegt 1988 ein höherer Maisanteil bei der landwirtschaftlichen Nutzung vor

Der höhere Maisanteil sollte deswegen vorhanden sein, da insbesondere auf das Maisherbizid Atrazin untersucht wurde, welches grundwassergängigere Eigenschaften als die übrigen mengenmäßig bedeutenden Pflanzenschutzmittel im Einzugsgebiet aufweist. Es ist dementsprechend auch das mit am häufigsten im Rohwasser von öffentlichen Grundwassergewinnungsanlagen gefundene PSM in Nordrhein-Westfalen und besonders auch im Münsterland (BERK, 1988 ; FRIEGE & KALTHOFF 1988).

Ein Problem stellt die Auswahl der Grundwasserentnahmestellen dar, die für die Untersuchung der vorliegenden Fragestellung geeignet erscheinen.

Die wenigen bestehenden Wasserwerke, die im Normalfall aufgrund ihrer großen Entnahmetrichter und der damit integrierenden Wirkung zur Erfassung einer flächenmäßigen Belastung am geeignetsten erscheinen, kamen im Einzugsgebiet aus verschiedenen Gründen nicht in Betracht. Entweder fördern sie aus einem unteren Stockwerk, weisen einen bedeutenden Uferfiltratanteil oder einen hohen Waldanteil im Einzugsgebiet auf. Quellaustrittswaren lediglich in den Baumbergen (nördlichstes Einzugsgebiet) für eine Beprobung geeignet. Im restlichen Einzugsgebiet lassen sie heutzutage oft keine definierte Probenahme mehr zu (z.B. liegen sie oft in Quellsümpfen, Teichen etc.). Ebenso waren die meisten Grundwasserbeobachter des Landesgrundwasserdienstes für eine derartige Probenahme ungeeignet, da sie zumeist nicht in ackerbaulich intensiv genutzten Gebieten liegen.

Aus den oben genannten Gründen heraus kam im wesentlichen nur eine Beprobung von Eigenwasserversorgungsanlagen in Betracht.

Für die Vorauswahl der Probenahmestellen wurden neben den hydrogeologischen und bodenkundlichen Karten insbesondere die Überprüfung der Eigenwasserversorgungsanlagen auf Nitrat und Bakteriologie berücksichtigt. Brunnen, die bakteriologische Befunde aufwiesen, wurden von vornherein ausgeschlossen, da dieses oft auf Hofabgänge bzw. Undichtigkeiten im Brunnensystem hindeutet

Nach der Durchsicht der Nitratwerte der Hausbrunnen ließen sich im Bereich der Halterner Sande und Dülmener Sandkalke hinsichtlich des Nitrats einige besonders sensible Räume feststellen, die verstärkt bei der Beprobung berücksichtigt wurden. Im Bereich von sauerstoffarmen bzw. reduzierenden Aquiferverhältnissen (Teilbereiche der Stever Niederterrasse und überwiegend im Bereich der Mergelfazies) lassen sich allerdings Nitratwerte als ein Punkt hinsichtlich eines Gefährdungsmaßes für PSM-Einträge nicht heranziehen.

Nachdem die Grundwasserfließrichtung und die landwirtschaftliche Nutzung im Oberstrom der potentiell in Frage kommenden Hausbrunnen 1988 nach Kartenlage und vor Ort ermittelt worden war, wurden insgesamt 26 Hausbrunnen, 5 Grundwasserbeobachter und 1 Quelle im Juni, August und Oktober 1988 sowie im März 1989 beprobt.

Neben der Ermittlung der PSM-Gehalte erfolgte eine Bestimmung der Hauptkat- und anionen sowie die Messung der physikalisch-chemischen Parameter vor Ort. Die Analytik auf PSM erfolgte nach flüssig-fest Extraktion auf C18-Phase mit anschließender gaschromatographischer Bestimmung.

Generell ist festzustellen, daß insgesamt bei über der Hälfte der untersuchten Grundwasserentnahmestellen keine bzw. nur qualitative Befunde unterhalb der Bestimmungsgrenze von $0,02 \mu\text{g/l}$ auftraten. Im August 1988, wo im Schnitt die höchsten Konzentrationen bzw. überhaupt ein Nachweis für die einzelnen Probenahmestellen vorlag, ergab sich folgendes Bild für die Atrazin- bzw. Desethylatrazinbelastung

- 13 Meßstellen ohne Befund
- 7 Meßstellen qualitativer Nachweis ($< 0,02 \mu\text{g/l}$)
- 9 Meßstellen Konzentrationen $< 0,1 \mu\text{g/l}$
- 3 Meßstellen Konzentrationen $> 0,1 \mu\text{g/l}$ (nur Grundwasserbeobachter)

Desethylatrazin tritt in der gleichen Häufigkeit und Größenordnung wie Atrazin auf. Letzteres entspricht auch den Befunden wie sie im süddeutschen Raum vorliegen (AMANN et al. 1989).

Der Tendenz nach ergeben sich die höchsten Konzentrationen in den Halterner Sanden und der Niederterrasse. In diesen Fällen waren es durchweg Befunde bei sehr flachen Hausbrunnen und Grundwasserbeobachtern im Bereich von sandigen Böden mit geringen Flurabständen. Quantitative Befunde traten auch in den beiden Probenahmestellen im Bereich der Quellregion in den Baumbergen (Mergelkalkstein) auf. Ähnlich hohe Nitratgehalte in Verbindung mit Anzeichen von Verkarstung und z.T. intensive landwirtschaftliche Nutzung lassen auch für andere Quellen eine Belastung in gleicher Größenordnung erwarten.

Das Niveau sowie die zeitliche Entwicklung der Triazinbelastung ist, wie an den drei Beispielen aus Abb 2 hervorgeht, nicht einheitlich, sondern ist von den jeweiligen Aufwandmengen und -zeitpunkten sowie von den Aquifer- und Deckschichtenverhältnissen im Einzugsgebiet abhängig. Der jahreszeitliche Verlauf der Atrazin- und Desethylatrazinkonzentrationen im Grundwasser ist hierbei insbesondere von den jeweiligen Abbaubedingungen sowie von der Höhe und dem zeitlichen Verlauf der Grundwasserneubildung geprägt. Da nach dem bisherigen Erkenntnisstand der Abbau von Triazinen generell im Grundwasserleiter wesentlich langsamer abläuft als in der ungesättigten Zone, deutet die Zunahme

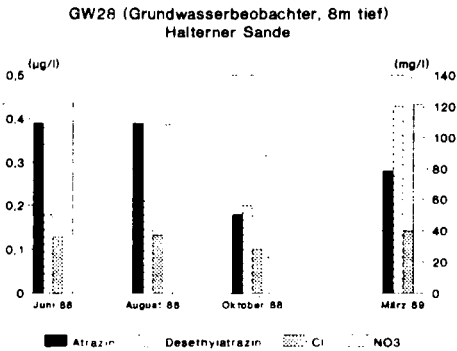
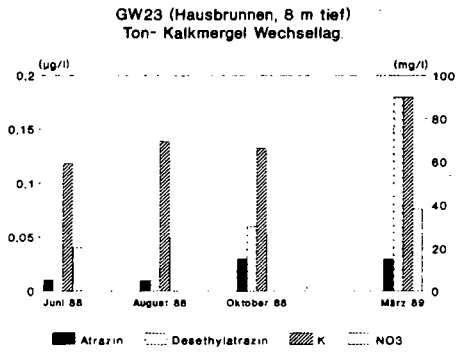
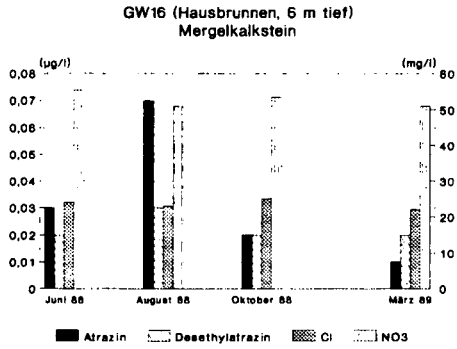


Abb.2

Balken bis 0,01 µg/l = qualitativer Nachweis

des Metaboliten Desethylatrazin gegenüber Atrazin im Jahresverlauf auf einen verstärkten Eintrag von Desethylatrazin im Herbst und Winter bei erhöhter Grundwasserneubildung hin (Beispiel GW23 und GW28). Insgesamt werden die positiven Konzentrationsschwankungen auf aktuelle Einträge der vorhergegangenen Spritzsaison zurückzuführen sein. Konzentrationen unterhalb des Schwankungsbereichs einer Meßstelle zeigen demgegenüber eine Grundbelastung durch vorherige PSM-Einträge (vor der Spritzsaison 1988) an, da es aufgrund der Witterungsbedingungen weitgehend auszuschließen ist, daß im Mai 1988 aufgebrauchte Triazine bereits bis Anfang Juni 1988 (erste Probenahme) in das Grundwasser eingetragen worden sind.

Im Vergleich mit den Atrazingehalten in den Trockenwetterabflüssen der Stever und auch der einzelnen Vorflutern im Bereich der Stever liegen die gefundenen Konzentrationen im Grundwasser um ein Vielfaches niedriger. Dieses liegt zum einen an einem deutlichen Aufkonzentrationseffekt bei niedrigem Abfluß, wie die Abb. 3 für die wichtigsten Vorfluter im Einzugsgebiet zeigt. Für die Vorfluter die den Gebieten der Halterner Sande und Dülmener Sandkalke entstammen (Flaesbecke - Sandbach) gilt dieses auch, nur aufgrund des höheren, unbelasteten Grundwasseranteils auf einem deutlich niedrigerem Niveau. Generell zeigte die Beprobung der Vorfluter das die Konzentrationen mit den Niederschlägen bzw. dem Abfluß deutlich zunehmen (LITZ et al., 1989).

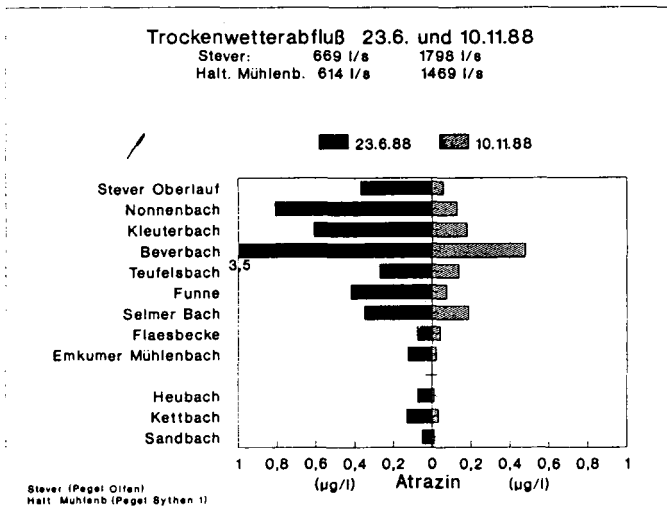


Abb.3

Die niedrigen Gehalte im Grundwasser und der Aufkonzentrationseffekt zeigen, daß bei Trockenwetterabflüssen (bei sehr niedrigem Abfluß entsprechend weniger verdünnt) noch bedeutende Anteile an höher belastetem Interflow (Hangzugwasser, Dränagewasser) am Abfluß der Vorfluter in den Mergelgebieten beteiligt sind. Dieses gilt auch für den Halterner Mühlenbach; nur liegen hier die niedrigsten Konzentrationen im Trockenwetterabfluß durchaus schon in der Größenordnung, wie sie auch im Grundwasser der Porengrundwasserleiter gefunden wurden, wie der folgende überschlägige Vergleich zeigt.

	Porengrundwasserleiter (Halterner Sande und Steuer Niederterrasse, n = 19) arith. Mittelwert August 1988	Halterner Mühlenbach (Trockenwetterabfluß)	
Atrazin (µg/l)	0,05	0,08	0,05
Desethylatrazin (µg/l)	0,04	0,03	<0,025

Da aber etwa nur 30 % des Mühlenbacheinzugsgebietes ackerbaulich genutzt sind, müßte der Mittelwert der Grundwasserbefunde etwa auch dreifach so hoch liegen, wenn die Gehalte im Trockenwetterabfluß allein dem Grundwasseranteil entstammen würden. Dementsprechend scheint auch im Trockenwetterabfluß der größeren Vorfluter aus den ergiebigen Grundwasserleitern, ein Restanteil von höher belastetem Interflow enthalten zu sein.

Literatur

- AMANN, W.; SCHUSTER, M.; GILSBACH, W.; KEES, H. & RAPPL, A. (1989): Auftreten von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser in Bayern. In: G. Milde und U. Müller-Wegener (Hrsg.): Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Schriftenreihe des Vereins f. Wasser-, Boden- und Lufthygiene e.V. Band 79, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/Ney York, 159-182
- BERK VAN, W. (1988): Grundwasserbelastung in NRW. In: LWA-Materialien 2/88 Pestizide im Gewässer, Fachgespräch des LWA am 3.2.1988 in Düsseldorf, Landesamt für Wasser und Abfall, Düsseldorf
- FRIEGE, H. & KALTHOFF, H. (1983): Pestizide im Grundwasser Nordrhein-Westfalen. In: Jahresbericht 1988 des Landesamtes für Wasser und Abfall Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
- LITZ, N.; KLEINE, W.; MÜLLER-WEGENER, U. MILDE, G. (1989): Erste Ergebnisse einer Studie zur Kontamination von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (in diesem Band)

Modelle und Verfahren zum Management und Bodenschutz
in der Bodennutzung

von

Kneib, W.D.*) und Runge, I., Schemschat, B.**)

Dem Vortrag liegt eine für den BMFT und von der Sonderarbeitsgruppe "Informationsgrundlagen Bodenschutz" initiierte Studie mit dem Titel "Verfahren und Modelle für den Bodenschutz zur Belastungs- und Risikoabschätzung von Schadstoffeinträgen - Darstellung des Forschungsstandes und -bedarfs" zugrunde.

Aus der Fülle von 16.000 Quellen wurde nach folgenden Bewertungsschritten ausgewählt:

1. Generelle Benotung

- umfassende quantitative Modelle (B)
 - halbquantitative Modelle (B)
 - umfassende qualitative Modelle (A)
 - quantitative und qualitative Modelle zu Teilaspekten (B)
 - keine Modellierung (aber behandelt: Emissionsraten, Grenzwerte, Belastungszustand etc.) (A)
 - nicht nutzbar für die Fragestellung
- (A) - Aufarbeitung der grundlegenden Schadstoffproblematik und Erstellung der Pfadbetrachtung (Forschungsstand)
- (B) - Zuführung zu Bewertungsschritt 2 (132 Quellen)

*) büro für bodenbewertung, Rehsenweg 75, 2300 Kiel 14

***) Bodenschutzdienst GmbH, Wischhofstraße 1-3, 2300 Kiel 14

2. Tabellarische Präsentation der zuvor mit (B) gekennzeichneten Quellen (132)

- geordnet nach Thematik:
- Wasserdynamik
 - Stoffunspezifisch
 - Nitrat
 - Schwermetalle
 - Säurebildner
 - Organische Schadstoffe

- gegliedert nach:
- Fragestellung
 - Modellstruktur
 - Bemerkungen

3. Operationalisierbarkeit/Umsetzbarkeit durch Bodenkarten

aktuell - prinzipiell

Voraussetzungen:

- Angabe der Eingabe- und Steuerdaten
- Berücksichtigung der natürlichen und anthropogenen Varianz
- Abgrenzung des "belastbaren" und risikowirksamen" Bodensraums
- Flächenaussagekraft
- Verwaltungsvollzug

4. Tabellarische Präsentation von 15 Quellen, die

- den Bewertungsschritt 2 erreicht haben,
- nicht nur Teilaspekte der Schadstoffdynamik modellieren,
- Auskunft über die benötigten Eingangsdaten geben,
- einen Anwenderbezug aufweisen,

und Prüfung der angegebenen Eingangsdaten:

- Basisdaten (Bestimmung der Kartieranleitung zu entnehmen)
- einfache Schätzgrößen (Ermittlung aus Basisdaten mit Modellen, die in der bodenkundlichen Grundlagenliteratur im wesentlichen auch in der Kartieranleitung - zu finden sind)
- komplexe Schätzgrößen (Ermittlung entweder über besondere Hilfsmodelle, die auf verfügbaren Grunddaten aufbauen, oder über spezielle Messungen im Feld oder/und Labor)

Bis zur Veröffentlichung kann die Studie als Ansichtsexemplar bei den Verfassern angefordert werden.

Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme

auf die Nitratverlagerung

(Kurzfassung)

von

KOHL, R.^{*)}

Während der Sickerperiode 1988/89 wurden die langjährig differenzierten Bodenbearbeitungsvarianten Pflug, Direktsaat und Flügelscharrubber-Rotoregge (FR) im Hinblick auf das Nitratverlagerungsgeschehen verglichen. Es wurden folgende Beobachtungen gemacht. 1. Die Varianten unterscheiden sich deutlich in ihrem Mineralisationsverhalten 2. Gerade bei Starkregen zeigt sich ein sehr unterschiedliches Infiltrationsverhalten der Direktsaat gegenüber den Varianten Pflug und FR, wodurch die Nitratkonzentration in der Bodenlösung wesentlich beeinflusst wird. 3. Die kumulierten N-Austräge aus 40 und 60 cm Profiltiefe lagen bei der Direktsaatvariante um bis zu 50 kg/ha Nitrat-N niedriger als bei Pflug- und FR-Variante.

Methoden: Die Versuchsfläche liegt bei Ossenheim in der Wetterau. Es handelt sich um eine Tschernosem-Parabraunerde aus Löß mit vergleytem Unterboden. Der Ackerstandort war während des Untersuchungszeitraumes ohne Bewuchs. In Abständen von etwa 14 Tagen wurden unter Einsatz der Saugkerzentechnik Bodenwasserproben in 6-facher Wiederholung je Tiefe entnommen. Am Autoanalyzer wurden die Nitrat-, Ammonium- und Gesamt-N-Konzentrationen jeder Einzelprobe getrennt bestimmt. Die Sickerraten wurden mit einem einfachen Wasserhaushaltsmodell rekonstruiert (ANLAUF et al., 1988), um zusammen mit der regelmäßig gemessenen Nitratkonzentration die konvektiven N-Austräge zu errechnen. Wöchentliche Saugspannungsmessungen in 6-facher Wiederholung je Tiefe mittels Einstichtensiometer (MARTHALER et al., 1983) dienten der Validierung des Modells. Einschränkend ist zu erwähnen, daß das Modell von vollständi-

+) Inst. f. Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität, Wiesenstr. 3-5, D-6300 Gießen

gem Matrixfluß des infiltrierenden Niederschlages ausgeht - Makroporenfluß bleibt unberücksichtigt.

Ergebnisse: Ammonium sowie organisch gebundener Stickstoff als Differenz von Gesamt-N und mineralischem N lagen zu allen Meßterminen in sehr geringen und nicht nach Varianten differenzierbaren Konzentrationen in der Bodenlösung vor.

Die Zeitverläufe der Nitratkonzentration in der Krume (20 cm Meßtiefe) belegen zum einen die deutlich höhere Mineralisation nach einer herbstlichen Pflugfurche und zum anderen die verzögerte Mineralisation der Direktsaat im Frühjahr.

Starkregen im Herbst und Frühjahr lassen bei der Pflug- und FR-Variante eine Sickerwasserfront entstehen, welche Nitrat in die Tiefe verdrängt. Es kommt zur Ausbildung eines Nitrat-Peaks. Bei der Direktsaatvariante ist die Verdrängungsbewegung sehr viel weniger ausgeprägt. Es zeigt sich ein nur verhaltener Rückgang der Nitratkonzentration in der Bodenlösung und es entsteht kein Nitrat-Peak. Hier scheint ein erheblicher Teil des Niederschlages direkt entlang kontinuierlicher Grobporen an der Matrix vorbeizufließen, ohne daß es zu größeren Wechselwirkungen, d.h. zu Diffusionsprozessen kommen kann. Durch diesen "Bypass-Effekt" bei der Direktsaat wird in der Matrix vorhandenes Nitrat praktisch konserviert.

Bei den für die gesamte Sickerperiode ermittelten N-Austrägen zeigte sich eine Differenzierung erst unterhalb der Krume in 40 und 60 cm Profiltiefe. Hier lagen die kumulierten N-Austräge bei der Direktsaatvariante um bis zu 50 kg/ha Nitrat-N niedriger als bei Pflug- und FR-Variante.

Literatur:

- ANLAUF,R. & KERSEBAUM,K. & LIU,Y. & NUSKE-SCHÜLER,A. & RICHTER,J.
& SPRINGOB,G. & SYRING,K. & UTERMANN,J.(1988): Modelle für Prozesse im Boden. - Enke Verlag, Stuttgart
- MARTHALER,H. & VOGELSANGER,W. & RICHARD,F. & WIERENGA,P. (1983): A pressure transducer for field tensiometers. - Soil Sci. Soc. Am. J.-47, 624-627

Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind

von

Kuntze, H.*, R. Beinbauer** und G. Tetzlaff***

1. Ist Winderosion ein Bodenschutzproblem?

Analog zur Wassererosion nehmen Schäden durch Winderosion zu, wenn:

1. Halbbrachefrüchte wie Rüben und Mais vorherrschen,
2. Großflächenbewirtschaftung zunimmt und
3. nach Bodenart, Humusgehalt und Bodenfeuchte kritische Böden anstehen und nach Entwässerung aus Dauergrünland zu Ackerland umgewandelt werden.

In der Bundesrepublik ist es bisher nur möglich, nach Kartieranleitung die potentielle Erodierbarkeit der Böden durch Wind aus Bodenart, Humusschwellenwert und ökologischer Feuchte graduell zu bewerten. Danach sind z.B. für Niedersachsen nach Capelle (1989) rund 900.000 ha (= 20% der Landesfläche oder 1/3 der LF) gefährdet. Nach Erhebungen der Niedersächsischen Landwirtschaftskammern waren 1985 rund 120.000 ha aktuell von Winderosion betroffen.

Eine Quantifizierung des Bodenabtrags durch Wind ist bisher nicht möglich. Ein Ansatz zur Lösung dieser wichtigen Bodenschutzfrage ist mit der allgemeinen Bodenabtragungsgleichung durch Wind nach Woodruff und Siddoway (1965) gegeben.

$$E = f(K, Z, U, L, V)$$

E = potentielle Erosion (t/ha)
 K = Bodenerodierbarkeit (Körnung, Bodenfeuchte, Gefüge)
 Z = Bodenrauigkeit
 U = Klimafaktor (Windgeschwindigkeit, Niederschläge)
 L = Feldlänge
 V = Vegetation

Erosivität

*Bodentechnologisches Institut, Fr.-Mißler-Str.46/50, 2800 Bremen

** DWD, Agrarmeteorologische Beratungs- u. Forschungsstelle, Heinrich-Hertz-Str. 20, 2085 Quickborn

*** Universität Hannover, Institut für Meteorologie u. Klimatologie, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

Sie macht interdisziplinäre Zusammenarbeit von Meteorologen, Bodenkundlern und Geographen erforderlich. Über den Stand der seit 1987 im Gelände und im Windkanal laufenden Untersuchungen eines BMFT-Projektes vorrangig zur Erfassung von K und U wird hier berichtet.

2. Entwicklung hoch auflösender Sedimentfallen zur Messung des Bodenabtrags

Vom Institut für Meteorologie der TU Hannover (Prof. Tetzlaff, Dipl.-Meteorol. Janssen) wurde eine Sedimentfalle konstruiert (vgl. Neemann et al. 1989), im Windkanal getestet und an 3 Meßfeldern im Gelände erprobt.

Die Sedimentfalle wird von der mit Bodenpartikeln beladenen Luft durchströmt (vgl. Abb. 1). Innerhalb der Falle wird die vertikale Luftbewegung so weit minimiert, daß Quarzpartikel $> 30\mu$ sedimentieren (berechnet nach Stoke'schem Gesetz) und in eine Auffangschale fallen. Die Schale wird automatisch stündlich ± 1 mg genau gewogen, die Meßdaten werden aufgezeichnet.

Mit Hilfe von Eichfaktoren muß die Masse des gesammelten Sedimentmaterials in Abhängigkeit von Windgeschwindigkeit und Teilchendurchmesser korrigiert werden. Diese Eichung ist erforderlich, da infolge Begrenzung des Durchflusses in der Falle vor der Einfangöffnung ein Stau der Luftströmung auftritt, so daß ein Teil der aufzufangenden Bodenteilchen an der Öffnung vorbeigelenkt wird. Die hierbei auftretenden Fangverluste werden numerisch mit Hilfe der Potentialströmungstheorie und der Partikelbewegung in Luftströmungen bestimmt sowie experimentell im Windkanal bestätigt. Eine weitere Korrektur ist erforderlich, um Abweichungen infolge Winddruck auf die Waage zu kompensieren.

3. Ermittlung des Bodenerodierbarkeitsfaktors K

Dazu dienten Windkanalexperimente mit 13 repräsentativen Böden und Feldmessungen auf 3 typischen Winderosionsstandorten (vgl. Neemann et al. 1989). Die Bestimmung des Bodenerodierbarkeitsfaktors (K-Faktor) erfolgte über die Anpassung der im Windkanal gemessenen Bodenabträge an eine modifizierte Sandtransportformel nach BAGNOLD (1966).

$$Q = K * (V - V_t)^2 * V$$

Q = Bodenabtrag (kg/s.m²)

V = Windgeschwindigkeit (m/s)

V_t = Schwellenwindgeschwindigkeit (m/s)

K = Bodenerodierbarkeitsfaktor (kg.s²/m⁵)

Die so ermittelten K-Faktoren sind in Tab. 1 dargestellt. Es besteht eine enge positive Korrelation zwischen dem K-Faktor und dem Feinsand/Feinstsandgehalt. Zum Kornanteil > 0,63 mm sowie zum Ton- und Schluffgehalt besteht eine negative Korrelation. Die Beziehungen zwischen K-Faktoren und Humusgehalt sind bisher mit einem Bestimmtheitsmaß von 28% sehr lose. Die K-Faktoren für trockene Sandböden mit Einzelkorngefüge können mit einer multiplen linearen Regressionsgleichung berechnet werden (vgl. Neemann et al., 1989):

$$K = 1,57 - 0,27 \log \left(\frac{T+U}{fFS} \right) - 2 \log gs$$
$$R^2 = 0,83$$

4. Erosivität des Klimas

Die Erosivität des Klimas (U) ergibt sich aus der räumlichen Veränderlichkeit des windwirkungsbedingten Sedimenttransportstromes.

Während der Projektmessungen sind durch die agrarmeteorologische Forschungsstelle Quickborn (Dr.Beinhauer, Dr.Kruse) die Windgeschwindigkeit in unterschiedlichen Höhen und, simultan zeitlich registrierend, die äolische Sedimentfracht gemessen worden.

Aus den Meßergebnissen sind durch Datenanpassung Formeln für die Intensität des Sedimenttransportstroms in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit entwickelt worden. Diese Formelansätze sind auf langjährige Wind- und Klimadatensätze angewendet worden, um die mittlere, langjährige Erosivität des Windklimas in ihrem jahreszeitlichen Verlauf abschätzen zu können. Dabei ist neben den eigentlichen Winddaten die Häufigkeit mehrtägiger stabiler Ostwetterlagen berücksichtigt worden, die durch eine starke mittlere Niederschlagsarmut bei vorherrschend östlichen Winden charakterisiert sind. Abb. 2 zeigt, daß eine alleinige Berücksichtigung des Windklimas beim Sedimenttransport (Q-Salt ohne Wetterlage) eine andere Größenordnung und einen anderen jahreszeitlichen Verlauf erkennen läßt, als dies bei einer Miteinbeziehung der länger andauernden, trockenen Wetterlagen (Q-Salt mit Wetterlage) der Fall ist.

Die den Berechnungen zugrundeliegenden Transportformeln beschrei-

ben den Transport von feinsandigen Böden in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit in 10 m Höhe. Die Kurve (Q-Salt ohne Wetterlage) zeigt den mittleren bodennahen Saltationstransport ohne Berücksichtigung der Wetterlagenstatistik in der Einheit $\text{kg/m} \times \text{Monat}$. Dabei ergeben sich sehr hohe Transportraten im Winter und geringerer Transport im Sommer. Die Kurve (Q-Salt mit Wetterlage) zeigt den mittleren Saltationstransport, wie er sich in seinem mittlerem jahreszeitlichen Verlauf ergeben würde, wenn lediglich während der trockenen Ostwetterlagen Winderosion möglich wäre. Dabei ergeben sich um eine ganze Größenordnung geringere Transportraten, wobei die Maxima jetzt in den Übergangsjahreszeiten (März, Mai und Oktober) liegen. Dieses ist der tatsächlich zu beobachtende kritische Zeitraum. Erosionsarme Jahreszeiten sind jetzt der Winter und der Sommer.

5. Erste Quantifizierung

Von der eingangs genannten empirisch abgeleiteten allgemeinen Bodenabtragungsgleichung nach Woodruff und Siddoway sind bisher die Faktoren Bodenerodierbarkeit (K) über die mineralischen Bodenkomponenten (Körnung) und der Klimafaktor (U) größenordnungsmäßig faßbar. Über Sedimentfallen wurden bisher Bodenverluste (Q) mit hoher Flächenvariabilität bei einem (!) Winderosionsereignis zwischen 6 und 13 t/ha-Ereignis (\sim 1 Woche) bei Windgeschwindigkeiten von 8-13 m/s auf einem Niedermoorstandort und 0,8-16 t/ha-Ereignis auf schwach humosem Fein- bis Mittelsand ermittelt. Eine Berechnung der Massenverluste aus dem Vergleich von Körnungen des Ausgangsbodens und der umgelagerten Anteile ergab für den gleichen Mineralboden Verluste von rund 10 t/ha fS, 2 t/ha ffS, 3 t/ha U+T und 0,6 t/ha qS für insgesamt 4 winderosive Tage (vgl. Schäfer et al., 1989).

Diese Werte bedürfen einer Absicherung durch Auswertung weiterer Winderosionsereignisse. Auch die Korrekturfaktoren Rauigkeit (Z), Feldlänge (L) und Bedeckungsgrad (V) werden in einem zweiten Forschungsabschnitt noch erfaßt, zusammen mit der wichtigen Frage des Einflusses vom Humusgehalt und -form auf den Bodenerodierbarkeitsfaktor. Zunächst bleibt festzuhalten, daß

1. durch Winderosion mit ähnlichen Größenordnungen des Bodenabtrages gerechnet werden muß wie durch Wassererosion,

2. weite Gebiete Norddeutschlands durch diese Substanzverluste gefährdet sind und
3. die hohe räumliche Variabilität berücksichtigt werden muß.
4. Die Qualität (Nährstoff-, Schadstoffgehalte) des Bodenabtrags wichtig ist.

Literatur

- Bagnold, R.A., 1966: An approach to the sediment transport from general physics, Geol.Survey, Prof.Paper 422-I
- Capelle, A., 1989: Die erosionsgefährdete Landesfläche in Niedersachsen und Bremen, Z.f.Kulturtechnik u.Landentw., zum Druck eingereicht.
- Neemann, W., W.Schäfer u. H.Kuntze, 1989: Quantifizierung der Boden-erosion durch Wind - Windkanalmessungen -, zum Druck eingereicht in diesem Band.
- Schäfer, W., W.Neemann u. H.Kuntze, 1989: Quantifizierung der Boden-erosion durch Wind - Feldmessungen -, zum Druck eingereicht in diesem Band.
- Schwertmann, U., W.Vogl u. M.Kainz, 1987: Boden-erosion durch Wasser, Eugen Ulmer Verlag, Stuttgart.
- Wischmeyer, W.H. u. D.D. Smith, 1978: Predicting rainfall erosion losses, USDA Agr.Res.Serv., Handbook 537.
- Woodruff, N.P. u. F.H.Siddowax, 1965: A Wind Erosion Equation, Soil Sc.Soc.Proc., 29, 602-608.

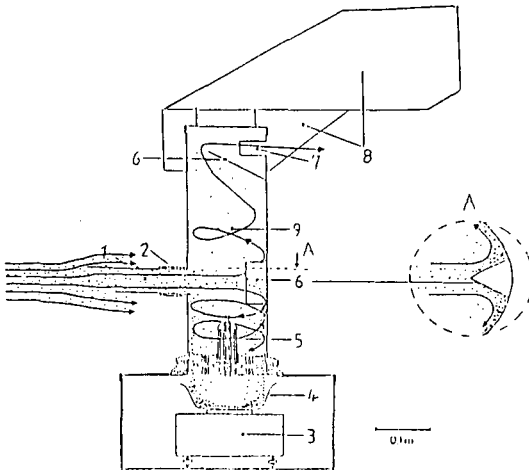


Abb. 1: Schnitt durch eine Sedimentfalle

- | | | |
|----------------|----------------|--------------------|
| 1 Einfangrohr | 4 Waagschale | 7 Austrittsschlitz |
| 2 Gegengewicht | 5 Lagerung | 8 Windfahne |
| 3 Waage | 6 Ablenkbleche | 9 Hauptrohr |

Tab. 1 : K - Faktoren der im Windkanal getesteten Böden

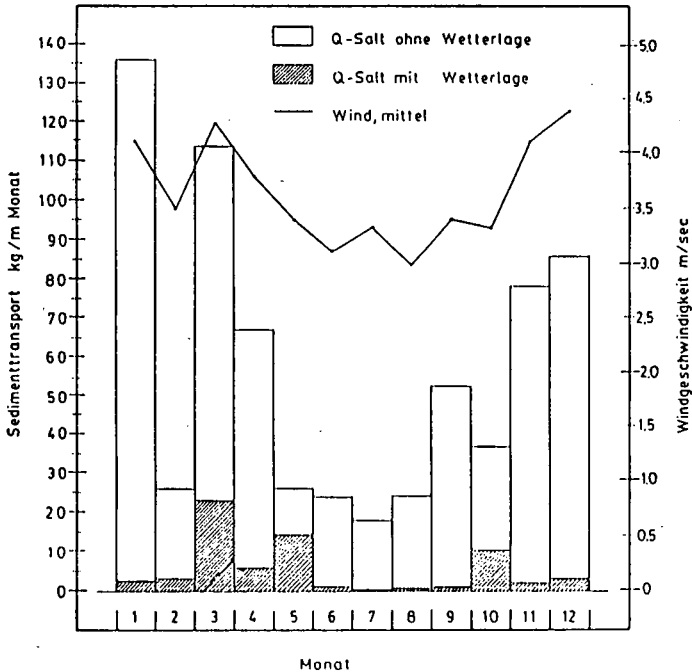
Herkunft	Bodenart	K - Faktor
Lamstedt	h4 Su2	0,061
Melbeck F II	h2 Su2	0,099
Melbeck	h3 mSfs	0,117
Melbeck F III	h2 fSms	0,235
KM E III	h4 fSms	0,253
Versen	h3 fSms	0,354
Lamstedt Bv.*	h2 fSms	0,356
KM F IV	h3 fSms	0,722
KM G IV	h3 fSms	0,959
Hesepe neu**	h5 fSms	1,636
Hesepe alt***	h5 fSms	2,103
Altenberge	h3 fS	2,126
Jerxheim	hnp-c	0,221
Dünensande		
Mittelsand	h1 mS	0,042
Feinsand	h1 fSms	6,735

* Material aus Bv - Horizont

** Sandmischkultur 2 Jahre

*** Sandmischkultur 10 Jahre

Abb.2: Winderosionsklima Station Fassberg



Jahreszeitlicher Verlauf der mittleren Größen:

- (1) Windgeschwindigkeit U_m [m/sec] (Monatmittel) in 10m Höhe (durchgezogene Linie)
- (2) Saltationstransport Q-Salt [kg/(m²Monat)] ohne Berücksichtigung der Wetterlagenstatistik
- (3) Saltationstransport Q-Salt [kg/(m²Monat)] mit Berücksichtigung der Wetterlagenstatistik
- (4) Saltationstransport Q-Salt [kg/(m²Monat)] ohne Berücksichtigung der Wetterlagenstatistik
- (5) Saltationstransport Q-Salt [kg/(m²Monat)] mit Berücksichtigung der Wetterlagenstatistik

Ökologischer Feuchtegrad und standortkundliche Feuchtestufe -
Methodenvergleich auf Grünlandstandorten

von

KUNZMANN, G.*)

1. Einleitung

Die Kennzeichnung der Wasserversorgung an einem Standort kann auf zweierlei Weise erfolgen: mit bodenkundlichen Methoden durch die Bestimmung der standortkundlichen Feuchtestufe des Bodens oder nach vegetationskundlichen Methoden durch die Ermittlung des Ökologischen Feuchtegrades. In der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Bodenkunde 1982) werden die Vorgehensweisen zur Bestimmung dieser Standortmerkmale beschrieben und eine Parallelisierung dieser beiden Kennwerte in Aussicht gestellt. Dieser Bericht will dazu beitragen, diesem Ziel näher zu kommen und über Aussagekraft und Anwendbarkeit sowie über Vor- und Nachteile von Ökologischem Feuchtegrad bzw. standortkundlicher Feuchtestufe des Bodens informieren.

2. Untersuchungsstandorte und -methoden

Grundlage dieses Methodenvergleiches sind die Ergebnisse von boden- und vegetationskundlichen Untersuchungen auf über 370 Grünlandstandorten in Mittelhessen. Die an Hand pedohydrologischer Kennwerte vorgenommene Ermittlung der standortkundlichen Feuchtestufe des Bodens, bestehend aus Nässezahl und Sommerfeuchtezahl, erfolgte nach den Vorgaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982, S. 270 ff.). Bei der vegetationskundlichen Beurteilung der Wasserversorgung an einem Standort nach den Vorgaben der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982, S. 273 ff.; WITTMANN 1969) hatte sich gezeigt, daß je nach Nutzungsart und -intensität das Auftreten bestimmter Indikatorarten gefördert, eingeschränkt oder verhindert wird und somit die bloße Berücksichtigung von Trocknis-, Feuchte- und Nässezeigern nicht immer zu sicheren Ergebnissen führt. Die Bestimmung des Ökologischen Feuchtegrades erfolgte deshalb nach einem modifizierten Zeigerartenverfahren, mit dem zusätzlich zum Vorkommen von Zeigerarten für die Wasserversorgung die Hauptbestandbildner und Indikatorarten für die Nährstoffversorgung (Trophiezeiger) berücksichtigt werden (s. KUNZMANN 1989). Weitere Unterschiede bestehen darin, daß die Ausweisung wechsellöcheriger, -frischer, -feuchter und -nasser Standorte an Hand der von ELLENBERG (1979) speziell als Wechselfeuchtezeiger gekennzeichneten Arten vorgenommen wird und nach dem Vorkommen von sog. Überschwemmungszeigern (ELLENBERG 1979)

* Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3 - 5, D 6300 Gießen

innerhalb der sehr nassen Standorte solche mit und ohne zeitweiligen Wasserüberstau unterschieden werden.

3. Beziehung zwischen dem Ökologischen Feuchtegrad und der standortkundlichen Feuchtestufe des Bodens

Die Beziehung zwischen der vegetationskundlichen und der pedohydrologischen Charakterisierung des Standortwasserhaushaltes zeigt Abbildung 1. Dargestellt sind die Durchschnittswerte der Nässe- und Sommerfeuchtezahlen beim jeweiligen Ökologischen Feuchtegrad. Trockene bis mäßig frische Standorte unterscheiden sich hauptsächlich durch die Wasserversorgung im Sommer. Dagegen sind die Unterschiede zwischen den feuchten und sehr nassen Standorten vor allem auf den Grad der Frühjahrsvernässung zurückzuführen. Die Differenzierung im mittleren Bereich der Feuchtegradskala ergibt sich nach beiden Komponenten der standortkundlichen Feuchtestufe des Bodens. Beson-

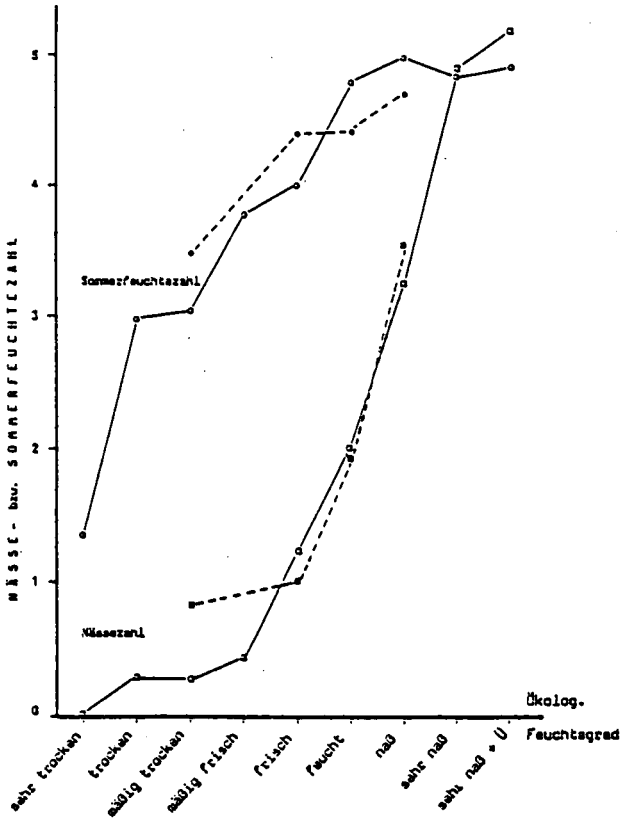


Abbildung 1: Beziehung zwischen den durchschnittlichen Nässe- bzw. Sommerfeuchtezahlen und den Ökologischen Feuchtegraden der Untersuchungsstandorte (n = 377); wechselfeuchte Standorte: Linien gestrichelt

ders ist darauf hinzuweisen, daß sich die nach vegetationskundlichen Kriterien vorgenommene Abtrennung der wechsellückigen, -frischen, -feuchten und -nassen Standorte auch in den Nässe- und Sommerfeuchtezahlen ausdrückt.

Entscheidend für die ökologische Beurteilung des Standortwasserhaushaltes ist die Differenz zwischen Nässe- und Sommerfeuchtezahl. Nach Abb. 1 ist diese am größten im Bereich der Ökologischen Feuchtegrade mäßig frisch bis feucht. Mäßige Frühjahrsvernässung und große Wasserreserven im Sommer bieten hier optimale Voraussetzungen für eine erfolgreiche Grünlandwirtschaft. Die Annäherung der beiden Kurven verläuft auf dem trockenen Flügel allmählich, auf der feuchten Seite sehr rasch. Die Vegetation wird somit auf trockenen Standorten durch mehr oder weniger langfristigen Wassermangel, auf nassen Standorten durch die ungenügende Bodendurchlüftung beeinträchtigt.

Eine Parallelisierung von Ökologischem Feuchtegrad und standortkundlicher Feuchtestufe des Bodens ist also möglich: Ist für einen Standort der nach vegetationskundlichen Kriterien bestimmte Ökologische Feuchtegrad bekannt, kann sowohl auf den Grad der Frühjahrsvernässung des Standortes als auch auf die dort im Sommer herrschende Situation der Wasserversorgung geschlossen werden. Stehen dagegen für einen Standort in ausreichendem Maße bodenkundliche Kennwerte und Daten zur Grundwasserdynamik zur Verfügung, können Rückschlüsse auf den Ökologischen Feuchtegrad gezogen werden.

4. Vor- und Nachteile der beiden Methoden

Beide Verfahren zur Kennzeichnung des Wasserhaushaltes eines Standortes sind mit Vor- und Nachteilen verbunden, bzw. Ökologischer Feuchtegrad und standortkundliche Feuchtestufe lassen unterschiedliche Rückschlüsse zu. Mit der modifizierten Zeigerartenmethode zur Bestimmung des Ökologischen Feuchtegrades kann die Beurteilung der Wasserversorgung an einem Standort innerhalb weniger Minuten erfolgen. Nach kurzer Einarbeitung (Kenntnis der Indikatorarten, richtige Beurteilung der Einflüsse von Nutzungsart und -intensität, Unterscheidung zwischen Trocknis- und Magerkeitszeigern) und Vertrautheit mit den regionalen Besonderheiten der Vegetation (gebietspezifische Indikatorarten) ist mit diesem Verfahren sogar eine flächendeckende Kartierung möglich. Dagegen wird die Bestimmung der standortkundlichen Feuchtestufe mehr Zeit und größeren Arbeitsaufwand erfordern und flächendeckende Aussagen zur Wasserversorgung nur dann zulassen, wenn für das betreffende Gebiet bereits genaue Bodenkarten und Profilbeschreibungen vorliegen. Insbesondere kann sich die Erarbeitung von aussagekräftigen Daten über die Grundwasserverhältnisse als sehr aufwendig erweisen, vor allem dann, wenn die am Bodenprofil erkennbaren Hydromorphiemerkmale nicht mit dem aktuellen Schwankungsbereich des Grundwassers übereinstimmen bzw. der Boden schlechte Zeichneigenschaften besitzt. Auch im Falle von grundwasserunbeeinflussten Böden kann es notwendig werden, den Standort mehrmals aufzusuchen, um z.B. Ausmaß und Wirkung

von Stau- oder Hangnässe richtig zu beurteilen. Da der Ökologische Feuchtegrad als der an der Vegetation erkennbare langfristige Effekt der Wasserversorgung definiert ist, ist zu dessen Ermittlung nur ein einmaliges Aufsuchen des Standortes notwendig. Doch auch der Bestimmung dieses vegetationskundlichen Standortmerkmals sind Grenzen gesetzt; sie ist nur dort möglich, wo menschliches Handeln nicht zu einer nachhaltigen Veränderung der Pflanzendecke geführt hat und standortsangepaßte Arten noch Rückschlüsse auf die Wasserverhältnisse zulassen. In der mitteleuropäischen Kulturlandschaft trifft das noch für die meisten Wälder und weite Teile des Dauergrünlandes zu. Auf dem überwiegenden Teil der Äcker und in zunehmendem Maße auch auf intensivst genutztem, stark gedüngtem und /oder mit Herbiziden behandeltem Grünland ist eine sichere Ermittlung der Ökologischen Feuchtegrade heute vielfach nicht mehr möglich. In diesen Fällen ist zur sicheren Beurteilung der Wasserversorgung der Rückgriff auf bodenkundliche und hydrologische Methoden unerlässlich.

Die vegetationskundliche und die bodenkundlich-hydrologische Feuchtekenzeichnung unterscheiden sich auch durch den Inhalt ihrer Aussage. Mit der Bestimmung des Ökologischen Feuchtegrades wird der an der Vegetation erkennbare Effekt aller hydrologisch wirksamen Faktoren eines Standortes erfaßt, nicht jedoch der Einfluß der einzelnen Teilkomponenten (Klima, Relief, Boden, Grundwasser). Bei der Ermittlung der standortkundlichen Feuchtestufe werden diese Einflußfaktoren getrennt bestimmt. Aussagen zu möglichen ökologischen Wirkungen können aber nur begrenzt getroffen werden. Die Zusammenführung der beiden Feuchtekenzeichnungen bringt mehrere Vorteile: der Arbeitsaufwand bei der Standortkartierung wird verringert, die begrenzte Einsetzbarkeit überwunden und es können Aussagen über Ursachen und Wirkungen getroffen werden.

5. Literatur

AG BODENKUNDE 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. verbesserte und erweiterte Aufl., Hannover

ELLENBERG, H. 1979: Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9, 2. verbesserte und erweiterte Aufl., Göttingen

KUNZMANN, G. 1989: Der Ökologische Feuchtegrad als ein Kriterium zur Beurteilung von Grünlandstandorten - ein Vergleich bodenkundlicher und vegetationskundlicher Standortmerkmale. Diss. Univ. Gießen, Dissertationes Botanicae 134, 254 S., Berlin und Stuttgart

WITTMANN, O. 1969: Hydroökologische Untersuchungen an Pelosolen. Bayer. Landw. Jb. 8, 1003 - 1020

Zur Bedeutung des Makroporenflusses für den Stoffaustrag
aus einem Gewässereinzugsgebiet.

von

J. Lammel und D. Sauerbeck *

Im Rahmen der im DFG-Sonderforschungsbereich 179 durchgeführten Untersuchungen zum Stoffaustrag aus landwirtschaftlich genutzten Gewässereinzugsgebieten wurden im Vorfluter am Gebietsauslaß mehrfach Abflußwellen gemessen, deren Entstehung nur durch Makroporenfluß erklärt werden kann (LAMMEL 1989). Die Entstehung von Makroporenfluß nach Niederschlägen hoher Intensität ist eine bereits in vielen Untersuchungen beschriebene Erscheinung (z. B. PESCHKE und RICHTER 1988). In einem Übersichtsartikel von BEVEN und GERMANN (1982) wird auf offene Fragen hinsichtlich der Bedeutung der aus Makroporenfluß entstehenden Abflüsse, für den gesamten Wasserabfluß und für den Stoffaustrag aus größeren Flächen oder aus Einzugsgebieten, hingewiesen.

Dies wurde am Beispiel des Einzugsgebietes "Ohebach" mit einer Größe von 90 ha untersucht. Die Böden des im nördlichen Vorharz liegenden Gebietes bestehen überwiegend aus Parabraunerden und degradierten Schwarzerden, die sich in einer 0.5 - 5 m mächtigen Lößauflage über undurchlässigen Tonen der oberen Kreide gebildet haben. Diese Tonschicht im Untergrund des Gebietes war der Grund für die systematische Dränung von über 90 % der Flächen.

Die untersuchten Abflußwellen entstanden jeweils nach Starkregen, deren Niederschlagssumme, bei einer maximalen Intensität von etwa 20 mm/h, zwischen 20 und 50 mm lag. Da die Flächen des Untersuchungsgebietes durch den Ton nach unten abgedichtet sind, entstanden nach diesen Niederschlägen in Dränen, die bereits längere Zeit abflußlos waren, Dränabflüsse. Kennzeichnend für Makroporenfluß ist die hohe Geschwindigkeit, mit der sich das Niederschlagswasser in größere Bodentiefen bewegt. In den eigenen

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, (FAL) Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

Untersuchungen setzte der Dränabfluß jeweils zwischen 30 und 60 Minuten nach dem Beginn der Niederschläge ein. Dies stimmt gut mit den Ergebnissen von WORRESCHK (1985) überein, der in seinen im gleichen Untersuchungsgebiet durchgeführten Beregnungsversuchen 22 Minuten nach Beregnungsbeginn die ersten Dränabflüsse registrierte.

Die chemische Analyse von Wasserproben aus derartigen Dränabflüssen ergab Ionenverhältnisse, die sich von denen, die während der Sickerperiode gemessen wurden, deutlich unterscheiden (Tab. 1).

Tab. 1: Stoffgehalte im Dränabfluß nach dem Starkregen vom 15.06.1987 (22 mm) im Vergleich zu den vorher gemessenen Konzentrationen (n = 17). Frucht: Winterweizen

Datum:	15.06.1987	01.11.1986 - 15.06.1987		
mg/l		Mittel	Min.	Max.
Nitrat-N	21.8	10.3	6.3	12.4
PO ₄ -P	0.3	0.09	<0.02	0.35
Chlorid	10.6	94.5	35.3	131.0
Sulfat	13.0	143.0	46.0	201.0
Kalium	10.7	2.2	0.6	5.4
KMnO ₄	32.7	8.2	2.6	21.5
El in mS	0.54	1.08	0.53	1.37

Typisch für die Stoffgehalte in solchen Ereignisabflüssen sind die hohen Phosphat-, Kalium- und KMnO₄-Werte, Parameter, die normalerweise nicht im Dränwasser, sondern nur in Oberflächenabflüssen in höheren Konzentrationen gemessen werden. Dies zeigt, daß, wegen der schnellen Perkolation durch den Boden, Stoffe von der Bodenoberfläche in größere Bodentiefen verlagert werden. Chlorid und Sulfat sind Stoffe, die im Untersuchungsgebiet von Natur aus in hohen Konzentrationen im Drän- und Grundwasser gefunden werden. Da aber beide Ionen leicht ausgewaschen werden, sind ihre höchsten Konzentrationen im Mai/Juni in den tieferen Bodenschichten vorhanden. Die niedrigen Chlorid- und Sulfatgehalte der aus Makroporenfluß entstandenen Dränabflüsse weisen deshalb darauf hin, daß diejenigen Stoffe, die sich vorwiegend in der Bodenmatrix befinden, durch den Makroporenabfluß kaum ausgewaschen werden. Da Kalium im Unterboden der dortigen Böden fixiert wird, manifestiert

sich auch in den erhöhten Kaliumgehalten der eingeschränkte Kontakt des durchfließenden Wassers mit der Bodenmatrix.

Die höheren Nitratgehalte sind, wie die Untersuchungen an einer größeren Zahl von Dränen ergaben, nicht typisch für derartige Dränabflüsse. Hierin kommt lediglich der aktuelle Stickstoffgehalt des Oberbodens zu Ausdruck. Ist der Oberboden zum Zeitpunkt der Starkregen stickstoffreich oder liegt noch Düngerstickstoff auf der Bodenoberfläche, werden hohe Nitratgehalte im aus Makroporen-sickerung entstandenen Dränabfluß gemessen. In Dränabflüssen unter Zuckerrübensschlägen betragen sie in diesem Beispiel im Mittel 32.9 mg Nitrat-N/l (n=6), in Abflüssen unter Winterweizensschlägen dagegen nur 8.7 mg Nitrat-N/l (n=5). Die Zuckerrüben waren zu diesem Zeitpunkt bereits gedüngt, hatten aber noch wenig Stickstoff aufgenommen.

Die am Gebietsauslaß gemessenen Konzentrationsveränderungen ergaben den Dränabflüssen entsprechende Resultate. In Wellen, die im Mai/Juni entstanden, wurden die höchsten Nitrat-, Phosphat-, Kalium- und $KMnO_4$ -Werte, aber die niedrigsten Chlorid- und Sulfatgehalte des jeweiligen hydrologischen Jahres gemessen. Nach Starkregen im Herbst dagegen wurden, bei sonst ähnlichen Konzentrationsverhältnissen, niedrige Nitratgehalte registriert.

Tab. 2: Anteil der nach Starkregen ausgelösten Stoffausträge an der Gesamtfracht aus dem Einzugsgebiet (90 ha)

	1986 2 Wellen	1987 1 Welle	1988 3 Wellen
Niederschlag mm	525	714	593
<hr/>			
Abfluß m³ * 10³			
Gesamt	154	290	226
mit den Wellen	6.4 %	2.1 %	3.1 %
Nitrat kg N			
Gesamt	1701	3798	2736
mit den Wellen	7.4 %	2.6 %	3.1 %
Phosphat kg P			
Gesamt	2.82	5.62	2.74
mit den Wellen	-*	15.1 %	17.6 %
Kalium kg K			
Gesamt	198	468	333
mit den Wellen	-*	3.8 %	5.8 %
Chlorid kg Cl			
Gesamt	15516	25011	19521
mit den Wellen	-*	1.8 %	2.8 %

*) keine Meßwerte

Neben extremen Konzentrationen in den Gewässern, kommt es durch Makroporenabfluß zu Stoffausträgen, die in Tabelle 2 für das Gebiet und in Tabelle 3 für eine gedränte Fläche dargestellt sind. Der aus Makroporenfluß entstandene Wasserabfluß ist mit 6.4 bis 2.1 % des gesamten Jahresabflusses nur von untergeordneter Bedeutung, die in Jahren mit insgesamt niedrigen Abflüssen aber zunimmt. Die Höhe der hierdurch verursachten Stoffausträge war analog den geschilderten Stoffkonzentrationen. Stoffe, die im Abfluß dieser Wellen in deutlich höheren Konzentrationen enthalten sind, werden auch überproportional ausgetragen. Für Phosphat betragen diese Austräge z. B. bis zu 17 % der Jahresfracht. Stoffe wie z. B. Chlorid, die in diesen Abflüssen in niedrigeren, als den mittleren Konzentrationen enthalten sind, werden dagegen kaum ausgetragen. Die Nitratausträge entsprechen dem Anteil des jeweiligen Abflusses.

Tab. 3: Die relativen Anteile der durch Starkregen ausgelösten Stoffausträge an der Gesamtfracht aus einem Drän (2,3 ha)

Frucht:	1987	1988
	1 Welle	3 Wellen
	W. Weizen	Z. Rüben
Abfluß m³		
Gesamt	3243	3381
mit den Wellen	0.02 %	9.8 %
Nitrat kg N		
Gesamt	32.8	92.1
mit den Wellen	0.04 %	22.3 %
Phosphat kg P		
Gesamt	0.25	0.33
mit den Wellen	0.08 %	24.2 %
Kalium kg K		
Gesamt	7.4	8.7
mit den Wellen	0.1 %	28.1 %
Chlorid kg Cl		
Gesamt	292.6	296.3
mit den Wellen	0.002 %	6.8 %

Der Austrag aus einzelnen Flächen unterscheidet sich deutlich von dem des Gebietes, wie in der Tab. 3 dargestellt ist. Die Abflußwelle von 1987 war, wegen des geringen Abflusses, für den Austrag aus dieser Fläche bedeutungslos, was auf Gebietsebene aber nicht der Fall war (Tab. 2). Hierin zeigt sich der Einfluß der je-

jeweils angebauten Frucht. Im Vergleich zu Zuckerrüben hat Winterweizen dem Boden im Juni bereits wesentlich mehr Wasser entzogen. Damit ist das Matrixpotential des Bodens unter Winterweizen aber niedriger, wodurch sich der Potentialgradient Niederschlagswasser/Bodenwasser erhöht und die Infiltration in die Aggregate zunimmt. Im Jahr 1988 unter Zuckerrüben hatten die Abflußwellen dagegen größere Bedeutung für die Nährstoffausträge. Mit etwa 10 % des Abflusses wurden deutlich mehr als 20 % des gesamten Nitrats, Kaliums und Phosphors ausgetragen.

Zusammenfassung und Schlußfolgerung:

Die Stoffausträge durch Makroporenfluß müssen je nach Stoffart und Betrachtungsebene (Gebiet/Fläche) unterschiedlich beurteilt werden. Für Stoffe, die leicht ausgewaschen werden, ist die hierdurch verursachte Fracht nur relativ gering. Für Stoffe jedoch, die im Boden gefiltert werden und deswegen nur in geringer Konzentration im Vorfluter erscheinen, spielt der Austrag via Makroporenfluß eine größere Rolle. Wegen der dann teilweise hohen Konzentrationen dieser Stoffe darf seine ökologische Bedeutung nicht vernachlässigt werden.

Überträgt man diese Ergebnisse auf andere Stoffe, wie z. B. Pflanzenschutzmittel, so ist hier ein Transportweg gezeigt, wie diese Stoffe, die sich zunächst auf der Bodenoberfläche befinden und dort wenig mobil sind, in größere Bodentiefen gelangen können (BOTTCHER et al. 1981). Daneben können Stoffe, die im Oberboden einem raschen Abbau unterliegen würden, durch Makroporenfluß in größere Bodentiefen verlagert und damit dem Abbau entzogen werden.

Literatur.

- BEVEN, K. und GERMANN, P. (1982): Macropores and water flow in soils. Water Res. Research, 18, 1311 - 1325
- BOTTCHER, A.B. MONKE, J.E. und HUGGINS, L.F. (1981): Nutrient and sediment loadings from a subsurface drainage system. Trans. ASAE, 24, 1221 - 1226
- LAMMEL, J. (1989): (Dissertation in Vorbereitung)
- PESCHKE, G. und RICHTER, K. (1988): Zum Einfluß von Makroporen auf die Wasserverteilung im Boden. Wiss. Z. Techn. Univers. Dresden, 37, 313 - 316
- WORRESCHK, B. (1985): Beitrag zur Berechnung der Abflußbildung in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten. Mitt. d. Leichtweiß-Instituts f. Wasserbau d. TU. Braunschweig 85

Die Bedeutung der Scherparameter: Kohäsion und Winkel
der inneren Reibung für die Vorhersage der
Befahrbarkeit von Ackerböden

von

Lebert, M. und R. Horn **)

Kurzfassung:

An 37 repräsentativen bayerischen Standorten wurden in einem Untersuchungszeitraum von 3 Jahren Messungen zur Bestimmung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden durchgeführt. An ungestörten Bodenproben wurden die bodenphysikalischen Kenngrößen: Lagerungsdichte, Porengrößenverteilung, gesättigte Wasserleitfähigkeit, Luftleitfähigkeit und Eindringwiderstand vor und nach Belastung in einer Drucksetzungsapparatur (Auflastbereich 10-800 kPa) bestimmt. Zur Quantifizierung der Strukturstabilität wurden die bodenmechanischen Eigenschaften: Druck- und Zeitsetzungsverhalten sowie die daraus ableitbare Vorbelastung und die Scherparameter: Winkel der inneren Reibung und Kohäsion bei Vorentwässerung auf pF 1.8 und 2.5 ermittelt.

Bei mechanischen Belastungen bis zum Wert der Vorbelastung blieben die bodenphysikalischen, ökologisch relevanten Standorteigenschaften der Profile nahezu konstant. Bei Überschreitung der Vorbelastung, im Erstverdichtungsbereich, wurden die Standorteigenschaften infolge von plastischer Verformung in Abhängigkeit von Textur und Struktur intensiv verändert.

Homogene, nicht oder nur schwach strukturierte Böden wie Sande und Schluffe mit geringem Tongehalt (< 15%) wiesen nur bei dichter Lagerung eine hohe Tragfähigkeit auf.

Strukturierte bzw. aggregierungsfähige Böden mit Tongehalten

**) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der
Christian-Albrechts-Universität Kiel

> 15% verfügten mit zunehmender Aggregierungsintensität über sehr hohe Scherwiderstände durch einen hohen Interaggregatreibungswinkel und eine hohe Intraaggregatkohäsion. Daher liegt auch bei hoher Stabilität noch ein ausgeprägtes, pflanzenökologisch günstiges, grobes Sekundärporensystem vor, solange die Einzelaggregate nicht durch Überschreitung der Vorbelastung zerstört werden.

Die Vorhersage der Vorbelastung als Kennwert zur Beurteilung der Stabilität und damit der mechanischen Belastbarkeit ist mittels multipler Regressionsrechnung nur dann auf hohem Signifikanzniveau möglich, wenn neben den Porungseigenschaften auch die eindeutig definierten Scherparameter: Winkel der inneren Reibung und Kohäsion im Auflastbereich bis 400 kPa als unabhängige Variablen mitverwendet werden.

Eine ausführlichere Darstellung von Vorgehensweise und Ergebnissen gibt Lebert (1989).

Literatur:

Lebert, M. (1989): Beurteilung und Vorhersage der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden. Dissertation Universität Bayreuth. Bayreuther Bodenkundl. Berichte Band 12.

Erste Ergebnisse einer Studie zur Kontamination von Oberflächengewässern mit Pflanzenschutzmitteln

von

Litz, N., W. Kleine, U. Müller-Wegener und G. Milde^{*)}

Die Belastung der Oberflächengewässer des Einzugsgebietes des Halturner Stausees mit Pflanzenschutzmitteln insbesondere mit Triazinen soll an einigen Beispielen entsprechend der regionalen Unterschiede in den Standortbedingungen dargestellt und diskutiert werden. Ziel ist es, über die Belastungspfade ein genaueres Bild zu erhalten und die Wege der Triazine (Maisherbizide) in die Vorfluter nachzuzeichnen. Dazu wurde ein Oberflächenwassermeßprogramm ausgearbeitet (Litz et al 1989).

Geologie und Pedologie

Das im Münsterland liegende Einzugsgebiet ist ca. 880 km² groß und wird intensiv landwirtschaftlich genutzt. Das Einzugsgebiet des Halturner Stausees teilt sich in zwei hydrogeologisch-pedologisch zu unterscheidene Gebiete, die auch die Einzugsgebiete der beiden Hauptzuflüsse Stever und Halturner Mühlenbach darstellen.

Geologisch dominieren im Stevergebiet Ton- und Sandmergel, im Mühlenbachgebiet die Halturner Sande. Die Sand- und Tonmergel sind wenig durchlässig. Die Halturner Sande hingegen können als sehr permeabel angesehen werden. In den Auen der großen Vorfluter treten sehr durchlässige Niederterrassen auf. Zwischen beiden geologischen Formationen lagern die Dülmener Sandkalke, die ebenfalls als durchlässig angesehen werden können.

Pedologisch treten in den Einzugsgebieten der beiden Hauptzuflüsse typische Bodenbildungen auf. Im vorwiegend flachen Mühlenbachgebiet treten in der Aue auf Niederterrasse sandige Gleye und Pseudogleye auf, teilweise auch Hoch- und Niedermoorbildungen; die Hochmoore vorwiegend über Geschiebelehm. Insgesamt dominieren aber sandige Podsole, entstanden aus den Halturner Sanden, in trockeneren Lagen, in höheren Lagen hingegen Braunerden oder Parabraunerden aus Geschiebelehm.

Die Böden sind häufig im Oberboden humos und durch eine hohe Wasserleitfähigkeit gekennzeichnet. Die pH-Werte liegen unter denen des Stevergebietes. Mit Ausnahme der höhergelegenen Standorte ist der Grundwasserflurabstand gering.

Im Stevergebiet werden die Talauen von Gleyen geprägt, denen sich Podsole aus Decksand und Pseudogleye aus Geschiebemergel und Kreide anschließen. Insbesondere im nordöstlichen Teil des Einzugsgebietes entwickelten sich aus dem sandigen Lehm der Grundmoräne Braunerden und Parabraunerden, kleinflächig auch Rendzinen. Im südöstlichen Teil treten durchweg entkalkte Lößlehme auf.

^{*)} Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Corrensplatz 1, D-1000 Berlin 33

Die Böden des Stevergebietes wechseln recht kleinräumig. Sie sind in der Regel wegen ihres hohen Tongehaltes weniger durchlässig und deutlich dränagebedürftiger. Außerdem ist infolge eines wenn auch schwachen Reliefs im nördlichen und teilweise auch südlichen Bereich des Stevereinzugsgebietes im Winter mit Erosion zu rechnen.

Die Geologie und Pedologie des Gebietes bedingt eine unterschiedliche Vorfluterdichte (Abb. 1) von ca. 1:2. In den durchlässigeren Halterner Sanden sind die Vorflutereinzugsgebiete in der Regel größer, die Abflüsse gleichmäßiger und der Grundwasseranteil höher als im Stevergebiet. Dort finden sich infolge ungünstiger Abflußbedingungen mehr Vorfluter und kleinere Einzugsgebiete mit sehr auf Niederschlagsereignisse reagierenden Abflüssen. Der Grundwasseranteil an den Abflüssen ist gering. Dies führt dazu, daß die Stever ca. 2/3 und der Mühlenbach 1/3 des Stauseewassers zuführen.

Die oberirdischen Einzugsgebietsgrenzen entsprechen der Gewässerstationierungskarte. Teilweise sind mehrere Einzugsgebiete zusammengefaßt, so daß an 30 Vorflutern an Meßstellen Daten erfaßt wurden.

Im Stevergebiet sind dies 21, im Mühlenbachgebiet 9, d.h. die Aufteilung orientiert sich an der Gewässerdichte. Die Kriterien der Auswahl der Meßstellen lauten wie folgt:

permanente Wasserführung, vergleichbare Größe, spezifische Fragestellungen (Quellbeprobung, Kläranlagenzuflüsse, usw.), eindeutige Abgrenzbarkeit des Einzugsgebietes.

Der Meßablauf verlief wie folgt : An 30 Vorflutern wurden monatlich Wasserproben genommen, Abflußmessungen vorgenommen und verschiedene Wasserparameter im Probenwasser vor Ort und im Labor gemessen. Die Triazinanalyse erfolgte mittels GC bis zur Nachweisgrenze von 0,01 µg/l.

Befunde in Oberflächengewässern

Von den Steverzuflüssen können als hochbelastet der Kleuterbach, der Beverbach, der Teufelsbach, teilweise die Funne, die Flaesbecke hingegen als geringer belastet angesehen werden (siehe auch Kötter und Schlett 1988).

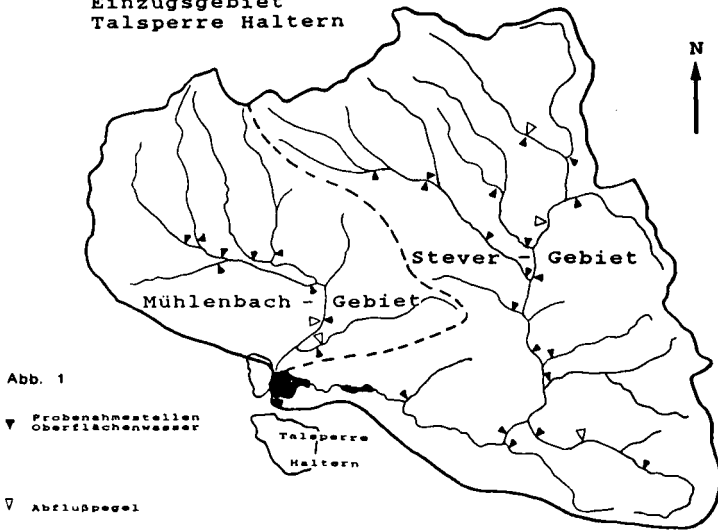
Im Einzugsgebiet des Mühlenbaches sind der Kannebrocksbach, der Boombach und der Kettbach höher belastet. Im Vergleich zum Stevergebiet liegen die Gehalte jedoch deutlich niedriger.

Als Beispiel eines Einzugsgebietes der Stever wird hier der Hagenbach, der im Vergleich zu anderen Vorflutern im oberen Belastungsbereich liegt, dargestellt (Abb. 2).

Das Einzugsgebiet hat eine Größe von 12,8 km². Der dominierende Bodentyp ist ein schwerer tonreicher Pseudogley mit ca. 70 % Gebietsanteil. Die Ackerfläche beträgt 8,7 km², der Maisanteil 24 % von der Ackerfläche. Die Atrazinaufwandmenge für 1988 wurde mit 280 kg abgeschätzt. Die Dränagedichte wird mit 27 % der Ackerfläche angesetzt, wobei sich diese Angabe auf amtliche Daten stützt.

Bei trockenem Witterungsverlauf im Mai und Juni lagen die Atrazinwerte niedrig. Der Junimeßwert von 0,5 µg/l kann als Trockenwetterabfluß angesehen werden (Abfluß 8 l/sec.), im Gegensatz zum Juliabfluß mit 124 l/sec und 6,3 µg Atrazin, der durch ein Starkregenereignis verursacht wurde. Im August und Anfang September lagen die Belastungen wiederum unter 1 µg/l. Ein stärkeres Niederschlagsereignis, welches vor, während und nach dem Abflußmaximum beprobt wurde, führte wiederum zu einem deutlichen Atrazinpeak. Ähnliches ist auch im Frühjahr zu beobachten. Häufig treten bei höheren Abflüssen auch höhere Atrazinbelastungen auf.

Einzugsgebiet
Talsperre Haltern



Hagenbach
Abflüsse und Atrazinwerte

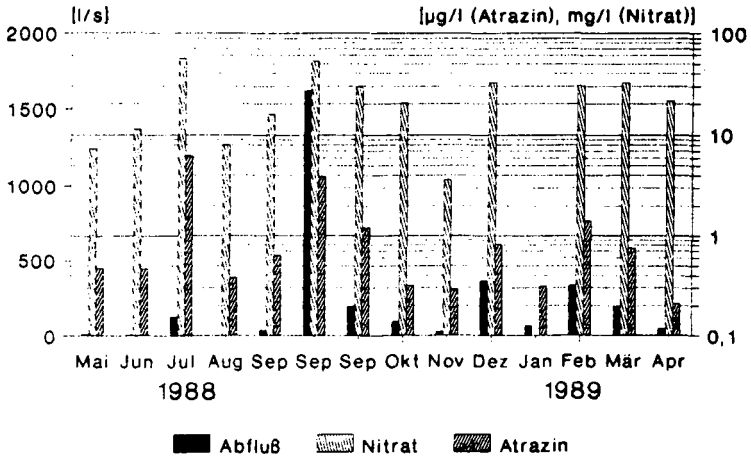


Abb.2

Kannebrocksbach Abflüsse und Atrazinwerte

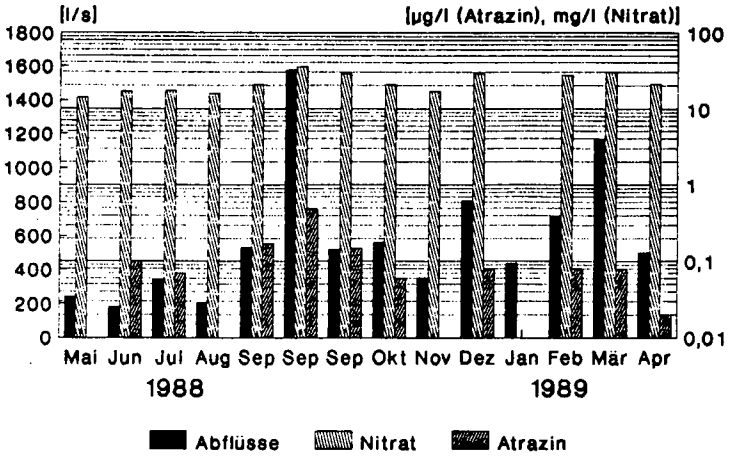


Abb.3

Vergleich Juni/Juli Werte 1988 Atrazinkonzentration / Abfluß

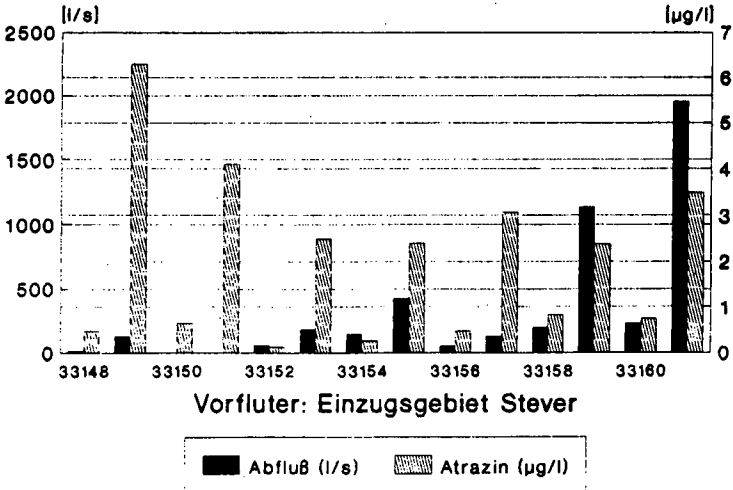


Abb.4

Da der Grundwasseranteil beim Abfluß generell niedrig ist (Kleine et al 1989) führt dies zur Aufkonzentration. Desethylatrazin (Abbauprodukt des Atrazins) nimmt im Verlaufe des Jahres deutlich zu.

Die Nitratgehalte des Vorfluters sind bei erhöhtem Abfluß ebenfalls erhöht, (siehe Juli, September und Frühjahr), die Phosphatgehalte hingegen geringer.

Ein Beispiel für die hochdurchlässigen Sande des Mühlenbachgebietes stellen die Befunde des Kannebrocksbaches dar (Abb. 3). Das Einzugsgebiet ist mit 39,5 km² sehr groß. Die Böden sind im Oberboden humusreicher als im Stevergebiet. Es handelt sich vorwiegend um sandige Gleye, Gley-Podsole und Podsole. Die Durchlässigkeit der Böden ist sehr hoch. Der Abfluß ist deutlich größer als der der beiden vorgenannten Bäche. Die Abflußschwankungen sind hingegen geringer. Der Maisanteil (32% der Ackerfläche) ist sehr hoch, die geschätzte Dränagedichte (< 5%) hingegen niedrig, wobei auch hier zu berücksichtigen ist, daß es sich nur um die amtlich geförderte Dränage handelt.

Die Atrazinkonzentrationen liegen im Kannebrocksbach nochmals niedriger als im Hagenbach. Die Werte steigen im Juli ebenfalls an. Die insgesamt niedrigen Atrazingehalte werden durch den hohen Grundwasseranteil und die durchweg höheren Humusgehalte der Böden sowie durch den geringeren Dränageanteil bedingt.

Im Dezember führen höhere Niederschläge zu gesteigerten Abflüssen und höheren Atrazinbelastungen. Zum Frühjahr hin nehmen die Atrazingehalte ab, die Desethylatrazingehalte hingegen zu.

Die Nitratgehalte nehmen auf höherem Niveau, im Vergleich zum Hagenbach, dann zu, wenn die Abflüsse zunehmen, umgekehrt, nehmen die Phosphatgehalte ab und in Trockenzeiten eher zu.

Um die Belastungssituation eines Trockenwetterabflusses und eines Abflusses nach einem Starkregen auch für weitere Vorfluter zu demonstrieren, werden die Abflüsse und die Atrazinkonzentrationen vom Juni und Juli (Abb. 4) gegenübergestellt. Auch da zeigt es sich, daß im Juli erhöhte Abflüsse eine deutliche Zunahme der Atrazinkonzentration bewirken.

Die Dränagewasser verschiedener Dränagen des Gebietes wiesen neben erhöhten Atrazinwerten ebenfalls hohe Nitratwerte auf. Die Gehaltsschwankungen der Phosphate erklären sich aus der Bodenpassage, wobei geringere Phosphatgehalte in Feuchtperioden als Verdünnung zu erklären sind.

Da in den ersten Monaten keine bedeutenden Niederschlagsereignisse auftraten, konnte auch kein run-off beobachtet werden. Der Transport der Triazine muß daher vorwiegend über oberflächennahes Sickerwasser (Dränagewasser, und/oder Hangzugwasser) stattgefunden haben. Eine mengenmäßige Quantifizierung dieses Eintragspfades war nicht möglich.

Gestützt wird diese These auch durch höhere Atrazinbefunde bei höherer Dränagedichte, bzw. durch den weiten Abstand vom Applikationszeitpunkt bis zum erhöhten Juliwert.

Regional unterscheidet sich das Stevergebiet dadurch, daß die Atrazinbefunde in den Vorflutern höher lagen, was auf höhere Dränagedichte, die höheren Atrazinbefunde der Dränagen und die geringeren Grundwasseranteile zurückzuführen ist. Im Mühlenbachgebiet führen eine geringere Dränagedichte, höherer Grundwasseranteil, mehr Waldeinzugsgebiet und humosere Oberböden zu geringeren Befunden in den Vorflutern. In weiteren Untersuchungen ist insbesondere unter Winterbedingungen der run-off zu beachten, wobei auch Getreideherbizide berücksichtigt werden müssen.

Literatur

- Kleine, W., N. Litz, U. Müller-Wegener und G. Milde (1989): Strategie und bisherige Ergebnisse einer Beprobungsserie von Eigenwasserversorgungsanlagen auf Pflanzenschutzmittelbelastungen im Grundwasser. In diesem Band
- Kötter, K. und C. Schlett (1988): Herbizide in Roh- und Trinkwässern eines Wasserversorgungsunternehmens - Analytik und Befunde. In: G. Milde und U. Müller-Wegener (Hrsg.) Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Band 79, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 457-480
- Litz, N., W. Kleine, U. Müller-Wegener und G. Milde (1989): Strategien der Sanierung eines Einzugsgebietes. In: G. Milde und U. Müller-Wegener (Hrsg.) Pflanzenschutzmittel und Grundwasser. Schriftenreihe des Vereins für Wasser-, Boden- und Lufthygiene Band 79, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart/New York, 675-688

Einfluß des Unterbodens auf die Erosionvon
W. Martin[†]

Einleitung: Die Bodenerodibilität wird meist aus leicht meßbaren Eigenschaften der Oberböden ermittelt. Nur WISCHMEIER et al. (1971) und RÖMKENS et al. (1977) verwenden mit der Permeabilität des Profils auch Eigenschaften des Unterbodens zur Bestimmung der Erodierbarkeit.

Der Unterboden beeinflusst die Erodibilität, indem er Wasser aufnimmt und so Abfluß und Sedimenttransport vermindert. Daher wurde das Vordringen der Infiltrationsfront zum Unterboden gemessen und mit der Dauer natürlicher erosiver Regen verglichen.

Material und Methoden: In sechs Parzellen, 8m lang, 1m breit, 9% geneigt, mit 25 cm hoch eingefülltem Material von Ap-Horizonten über sandig, kiesigem Lehm, wurden Tensiometer 5, 10, 15 und 20 cm tief eingebaut. Der seitliche Versatz betrug 5 cm.

Die Parzellen wurden 1985/86/87 schwarzbrach gehalten, die Abträge von natürlichen Regen gemessen und der Regenverlauf aufgezeichnet (MARTIN 1988). An den beiden Tagen vor der Infiltrationsmessung wurden 44 und 22 mm Niederschlag auf die Parzellen ausgebracht. Zur Messung wurden die verschlammten und nassen Parzellen mit einem Regensimulator (AUERSWALD 1984) 20 Minuten lang mit 65 mm/h Intensität beregnet.

Das verwendete Bodenmaterial stammte von:

1'S	Gley-Podsol aus Flugsand	1U	Parabraunerde aus Löß
1S	Braunerde aus Terrassensand	utL	Kolluvium aus Lößlehm
IS	(Para)-Braunerde aus kmS + Löl	1T	Pelosol aus Gipskeuper

Ergebnisse und Diskussion: Von den untersuchten Böden erreicht die Infiltrationsfront während der 20 min Beregnung nur bei einem schwach lehmigen Sand den Unterboden (Abb. 1). Der wassergesättigte Oberboden des lehmigen Tons nahm kein Wasser mehr auf, weshalb das Matrixpotential über dem Unterboden nach 10 min anstieg. Bei den übrigen Böden war die Infiltrationsfront nach 20 min erst ca. 10 cm tief eingedrungen (Abb. 1). Bis sie den Unterboden erreicht, können 40 min veranschlagt werden.

Tabelle 1: Abtrag % am Gesamtabtrag des Meßzeitraums von Regen, die für eine Dauer t [min] eine Intensität [mm/h] überschritten

Dauer t [min]	Abtrag % von Regen mit einer Intensität		
	I ≥ 5	7.5	10 [mm/h]
120	5.6	-	-
90	7.1	-	-
60	59.5	53.1	1.5
45	60.5	57.0	53.1
30	60.5	60.5	57.0
20	71.8	71.8	71.8
15	98.4	98.4	98.4

[†] Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstraße 128, 8000 München 40

Etwa 60% des Abtrags von 1985/86/87 wurde von Regen verursacht, die länger als 40 min dauerten (Tab. 1). Der Unterboden kann sich daher nur auf die letzten 5-20 min dieser Regen auswirken.

Abbildung 1: Veränderung des Matrixpotential in 4 Tiefen bei einem schwach lehmigen Sand und einem lehmigen Sand

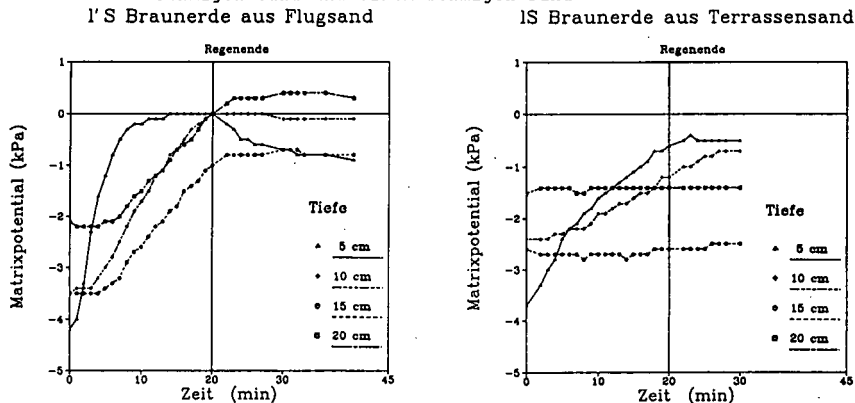


Tabelle 2: Infiltrierte Wassermenge in % des Niederschlages. Durchschnitt von n Berechnungen bei unterschiedlichem Bodenzustand.

Boden	Trocken (n=6)	Feucht (n=4)	Nass (n=4)
	Locker	verschlämmt	verschlämmt
l'S	99	83	73
lS	50	29	24
lS	35	16	11
lU	53	27	19
utL	67	35	28
lT	72	31	17

Zusammenfassung: Bei Starkregen infiltriert nur wenig Wasser in die verschlämten Böden (Tab. 2). Dieses erreicht erst spät den Unterboden. Für die Abschätzung der Erosion aus Starkregen scheinen daher die Eigenschaften des Unterbodens gegenüber denen des Oberbodens vernachlässigbar, wenn dieser leicht verschlämmt.

Literatur:

AUERSWALD, K. (1984)
 Die Bestimmung von Faktorenwerten der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung durch künstliche Starkregen
 Diss. TU-München, 212p

MARTIN, W. (1988)
 Die Erodierbarkeit von Böden unter simulierten und natürlichen Regen und ihre Abhängigkeit von Bodeneigenschaften
 Diss. TU-München, 160p

RÖMKENS, M.J.M.; ROTH, C.B.; NELSON, D.W. (1977)
 Erodibility of selected clay subsoils in relation to physical and chemical properties.
 Soil. Sci. Soc. Am. J. 41: 954-960

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.V. (1971)
 A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites.
 J. Soil Water Cons. 26: 189-193

**Vergleich zwischen gemessenen und mit Hilfe der
Universal Soil Loss Equation geschätzten Bodenabträgen
am Beispiel langjähriger Gießener Erosionsversuche**

VON

Mollenhauer, K., und C.-L. Rathjen *)

In der Vergangenheit wurde immer wieder die Frage gestellt, ob es möglich ist, die Gültigkeit der Universal Soil Loss Equation (USLE) der Schule WISCHMEIER für unsere mitteleuropäischen Verhältnisse mit Hilfe der langjährigen Erosionsversuche von KURON, JUNG und Mitarbeitern (KURON et al., 1956; JUNG und BRECHTEL, 1980) zu überprüfen. KURON, JUNG und Mitarbeiter hatten in den Jahren 1951 bis 1970 unter anderem auf den Standorten Erndtebrück (im Rothaargebirge), Rauschholzhausen (bei Marburg), Marburg/Lahn und Albacher Hof (bei Lich/Hessen) langjährige Parzellenversuche bei natürlichen Niederschlägen durchgeführt.

Im Zuge einer Untersuchung zur Erosivität der Niederschläge (MOLLENHAUER et al., 1989) ist es uns - mit dankenswerter Unterstützung durch Professor Dr. L. JUNG - möglich geworden, bei einem Teil der Versuchspartzellen einen Vergleich zwischen auf der Basis der USLE (nach: SCHWERTMANN und Mitarb., 1981; SCHWERTMANN et al., 1987; AUERSWALD, 1984) geschätzten und von KURON, JUNG und Mitarbeitern tatsächlich gemessenen Bodenabträgen anzustellen. Dabei mußten einige der für die USLE notwendigen Parameter nachträglich geschätzt bzw. rekonstruiert werden, da das Versuchsprogramm von KURON, JUNG und Mitarbeitern nicht für eine Überprüfung der USLE konzipiert worden war, sondern anderen Zielen diente. Außerdem wurden die Abtragungsmessungen nur in den Sommermonaten durchgeführt; daher wurde hier bei der Abtragungsschätzung nach der USLE zwar in vollständigen Fruchtfolgen gerechnet, beim Vergleich mit den gemessenen Abträgen aber nur die errechneten Sommerhalbjahrs-Abträge herangezogen.

Bei der Ermittlung der K-Faktoren blieb im Falle der Station Erndtebrück unklar, ob die Wirkung des hohen Anteils an Tonschieferplättchen durch den üblichen Abschlag für Steingehalt genügend wiedergegeben war. Bei den C-Faktoren konnten die Kulturperioden der einzelnen Früchte - es handelte sich zudem nicht um Standardfruchtfolgen - nur annähernd geschätzt werden. Als P-Faktoren wurden im Falle des Queranbaus diejenigen herangezogen, die von AUERSWALD (1984) speziell für die Versuche von KURON, JUNG und Mitarbeitern ermittelt wurden.

Ergebnisse: Errechnete und gemessene Abträge weichen bei den bislang ausgewerteten Parzellen im allgemeinen erheblich voneinander ab, wobei die errechneten im Mittel der Versuchsjahre in der Regel die höheren Abträge darstellen. Am nächsten kommen sich beide im Fall des Standort Marburg/Lahn mit seinem sehr zur Verschlämzung neigenden Buntsandsteinverwitterungsboden; hier kann - je nach Berechnungsverfahren - der errechnete sogar unter dem gemessenen Abtrag liegen.

Betrachtet man die einzelnen Jahre, so fällt auf, daß die Abweichungen gerade in den zahlreichen ausgewerteten Brachejahren besonders wesentlich sind. In den vergleichsweise wenigen bislang ausgewerteten Jahren mit Feldfrüchten erhält man im Falle der Standorte Marburg/Lahn und Albacher Hof zum Teil einen anderen Eindruck. Die starken Abweichungen in den Brachejahren dürften wohl auch daraus resultieren, daß die Brachen, die der USLE zugrunde lagen, anders geführt und bewirtschaftet wurden als die von KURON, JUNG und Mitarbeitern. Wenn man die Fälle, in denen Bracheparzellen nach jedem Regen gelockert wurden anstelle der unbehandelten in den Vergleich einbezieht, was in einigen Jahren bei den Stationen Erndtebrück und Albacher Hof möglich ist, ergibt sich teilweise (Albacher

*) Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen,
Senckenbergstraße 3, D-6300 Gießen

Hof, erodierte Parabraunerde aus Löß) eine erhebliche Annäherung an die höheren berechneten Abträge.

Selbst wenn die Bracheparzellen für den hier angestrebten Vergleich insgesamt wenig passend zu sein scheinen und obwohl für eine abschließende Aussage noch eine größere Anzahl von Parzellenjahren mit Feldfrüchten ausgewertet werden müßte, so fällt jedoch immerhin auf, daß die Anzahl der als erosiv errechneten Niederschlagsereignisse (R_e -Einzelereignisse) meist (Ausnahme: Marburg/Lahn) erheblich höher ist als die Anzahl der tatsächlich registrierten Oberflächenabfluß- und Abtragereignisse. Dies könnte auch einer der wesentlichen Hinweise für die Unvereinbarkeit zwischen den errechneten und gemessenen langjährigen Abträgen sein. Die Gründe dafür können in der vergleichsweise kurzen Hanglänge (8 m) der Parzellen von KURON, JUNG und Mitarbeitern liegen, bei der wohl - im Vergleich zum 22 m langen Standardhang der USLE - nicht so häufig so viel Oberflächenwasser zusammenkommen konnte, daß ein Wasserdurchbruch durch behindernde Oberflächenstrukturen und damit die Entstehung von Oberflächenabfluß in so vielen Fällen möglich gewesen wäre, wie dies auf der Basis der USLE zu errechnen war (vgl. AUERSWALD, 1984). Wichtig ist hier aber auch der Hinweis von KURON, JUNG und Mitarbeitern auf die Bedeutung der Bodenfeuchte vor dem Niederschlagsereignis für das Eintreten von Abfluß und Abtrag, was beim R-Faktor der USLE nicht berücksichtigt wird. Diesem Problem sollte nachgegangen werden.

Insgesamt betrachtet und soweit bislang ersichtlich scheinen die bei der USLE zugrunde liegenden Standardversuchsbedingungen mit den Versuchsbedingungen auf den Parzellen von KURON, JUNG und Mitarbeitern in wesentlichen Fragen (Hanglänge, bestimmte Bewirtschaftungsmethoden) nicht vergleichbar zu sein, so daß eine Überprüfung der Gültigkeit der USLE für mitteleuropäische Verhältnisse mittels dieser Parzellenversuche gar nicht gelingen kann, was von KURON, JUNG und Mitarbeitern auch nicht beabsichtigt war. Es ergeben sich jedoch noch einige interessante Einzelaspekte, denen noch nachzugehen ist.

Literatur

- AUERSWALD, K.F.: Die Bestimmung von Faktorenwerten der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung durch künstliche Stärkregen. - Dissertation TU München, Weihenstephan, 1984.
- JUNG, L., und R. BRECHTEL: Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland. - Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Heft 48, Hamburg und Berlin, 1980.
- KURON, H., L. JUNG und H. SCHREIBER: Messungen von oberflächlichem Abfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden Deutschlands. - Schriftenreihe des Kuratoriums für Kulturbauwesen, Heft 5, Hamburg, 1956.
- MOLLENHAUER, K., C.-L. RATHJEN, TH. CHRISTIANSEN und CH. ERPENBECK: Zur Erosivität der Niederschläge im Gebiet der deutschen Mittelgebirge, besonders im hessischen Raum. - Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK); im Druck.
- SCHWERTMANN, U. und Mitarb.: Die Vorausschätzung des Bodenabtrags durch Wasser in Bayern. - Hrsg.: Bayer. Staatsmin. f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München, 1981.
- SCHWERTMANN, U., W. VOGL und M. KAINZ: Bodenerosion durch Wasser. - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1987.

Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind- Windkanalmessungen -

von

Neemann, W., W. Schäfer u. H. Kuntze*

Feldversuche zur Messung der Bodenerosion durch Wind sind zum einen von der Gunst des Klimas abhängig und zum anderen mit hohem technischen Aufwand verbunden (Kuntze et. al., 1989).

In den USA werden deshalb bereits seit den 40er Jahren, analog zu Regnerversuchen in der Wassererosionsforschung, Windkanalversuche durchgeführt (Chepil, 1942). Der Windkanal bietet u.a. die Möglichkeit unterschiedliche Böden unter standardisierten Bedingungen auf ihre Erodierbarkeit hin zu untersuchen. Im folgenden werden erste Ergebnisse solcher Windkanalexperimente mit Böden aus winderosionslagen Niedersachsens vorgestellt.

Material und Methoden

Die Versuche wurden in einem Grenzschichtwindkanal der TU - Hannover durchgeführt (Schäfer et.al., 1988). Um eine größtmögliche Vergleichbarkeit mit Feldbedingungen zu erreichen, mußte im Vorlauf des Windkanals bis zur 0,5 m x 1 m großen Probe eine Grenzschicht (Windprofil, Turbulenz) erzeugt werden, die den Verhältnissen im Feld sehr nahe kommt. Dies konnte durch den Einbau von Rauigkeitselementen in den Windkanalvorlauf erreicht werden.

Es wurden insgesamt 13 Krumböden aus winderosionslagen Niedersachsens im Windkanal getestet (Tab. 1). Jeder Boden wurde zuvor bei 60 °C getrocknet und gesiebt (3 mm Maschenweite).

Die Böden wurden 15 min verschiedenen Windstärken (4,6,8,10,12 m/s gemessen in 68 cm Höhe) ausgesetzt und der Bodenabtrag gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

In Abb. 1 sind die bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten auftretenden Bodenverluste für 4 unterschiedliche Böden aufgezeigt. Es sind deutliche Unterschiede hinsichtlich der Ero-

* Bodentechnolog. Inst., Friedrich-Mißler Str. 46/50, 2800 Bremen 1

dierbarkeit der Böden erkennbar.

Um die unterschiedliche Erodierbarkeit der Böden mit nur einem von der Windgeschwindigkeit unabhängigen Faktor zu kennzeichnen, werden Bodenabtragskurven, wie sie in der Abb. 1 beispielhaft dargestellt sind, an eine modifizierte Sandtransportformel nach BAGNÖLD (1966)

$$(1) \quad Q = K * (V - V_t)^2 * V$$

Q = Bodenabtrag kg/(s*m²)

V = Windgeschwindigkeit m/s

V_t = Schwellengeschwindigkeit m/s

K = Bodenerodierbarkeitsfaktor kg*s²/m⁵

angepaßt, wobei ein iteratives Verfahren nach MARQUARDT (1963) verwendet wurde. Der C - Faktor (Konstante) der BAGNÖLDschen Gleichung wurde durch die empirisch zu bestimmende Konstante K ersetzt. K gibt die Relationen unterschiedlicher Erodierbarkeit der Böden wieder und soll zumindest vorerst als Bodenerodierbarkeitsfaktor bezeichnet werden.

In Tab. 1 sind die ermittelten K - Faktoren aufgeführt. Die K - Faktoren der Krumböden reichen von 0,061 (Lamstedt) bis 2,126 (Altenberge), wodurch ihre unterschiedliche Erodierbarkeit klar zum Ausdruck kommt.

Die Beziehungen zwischen den K - Faktoren und den einzelnen Kornfraktionen der untersuchten Böden sind hoch bis sehr hoch signifikant. Mit Hilfe einer multiplen linearen Regression kann geprüft werden, welchen Einfluß eine Veränderung des Körnungsspektrums auf den K - Faktor hat. Gleich große prozentuale Anstiege jeweils einer Kornfraktion haben danach in der Abfolge

$$gS > T+U > mS > ffS > fS$$

Einfluß auf den K - Faktor, wobei gS, T+U und mS negativ und fS und ffS positiv in die Beziehung eingehen. Der gS und T+U sind zum einen selbst schwer verwehbare Bodenkomponenten (gS) bzw. bilden schwer verwehbare Aggregate (T+U), zum anderen bieten diese den leicht verwehbaren Fraktionen (fS u. ffS) Windschutz. CHEPIL und WOODRUFF (1963) kommen zu ähnlichen Ergebnissen. Sie bestimmen die unterschiedliche Bodenerodierbarkeit ausschließlich durch den nicht verwehbaren Aggregatanteil > 0,84 mm.

Auf der Basis obiger Erkenntnisse wurde ein einfaches Modell

entwickelt, welches die Erodierbarkeit durch Wind anhand von Körnungsdaten berechnet.

$$(2) \quad K = 1,57 - 0,27 \log \left(\frac{T+U}{ffS} \right) - 2 \log gS \quad R^2 = 0,83$$

In dieses Modell geht neben dem gS der Quotient aus $T+U$ und ffS ein. Dieser Quotient ist nach KUNTZE (1965) ein Maß für die Bindigkeit eines Bodens.

Erste Anwendungen dieses Modells auf Feldbedingungen zeigten erfolgversprechende Ergebnisse. Dennoch ist es unverzichtbar, die Strukturkomponente zukünftig direkt in ein Modell zur Berechnung der Bodenerodierbarkeit durch Wind aufzunehmen.

Literatur

- Bagnold, R.A., 1966: An approach to the sediment transport from general physics. Geol. Survey, Prof. Paper 422-I.
- Chepil, W.S., 1942: Measurement of wind erosiveness of soils by dry sieving procedure. Sc. Agr., 23, 154-160.
- Chepil, W. S. und N. P. Woodruff (1963): The physics of wind-erosion and its control. Advances of Agronomy 15, New York-London, S. 24-302
- Kuntze, H., 1965: Die Marschen - Schwere Böden in der landwirtschaftlichen Evolution. Verlag Paul Parey, Hamburg - Berlin
- Kuntze, H., R. Beinhauer u. G. Tetzlaff, 1989: Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind. z. Druck eingereicht - in diesem Band.
- Marquardt, D.W., 1963: An algorithm for least squares estimation of nonlinear parameters. J. Soc. Ind. Appl. Math., 2, 431-441
- Schäfer, W., W. Neemann u. H. Hoyer, 1988: Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind. Mittlg. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch., 56, 63-66

Tab. 1: Die Versuchsböden und ihre in Windkanalversuchen ermittelten K - Faktoren

Herkunft	Bodentyp	Bodenart	K - Faktor
Lamstedt	B-P	h4 Su2	0,061
Melbeck F II	B-P	h2 Su2	0,099
Melbeck	B-P	h3 mSfs	0,117
Melbeck F III	B-P	h2 fSms	0,235
KM E III	Uh	h4 fSms	0,253
Versen	P-G	h3 fSms	0,354
Lamstedt Bv	B-P	h2 fSms	0,356
KM F IV	YF	h3 fSms	0,722
KM G IV	Up	h3 fSms	0,959
Hesepe neu	Uh	h5 fSms	1,636
Hesepe alt	Uh	h5 fSms	2,103
Altenberge	Ubp	h3 fS	2,126
Jerxheim	Hnc	Hnp-c	0,221

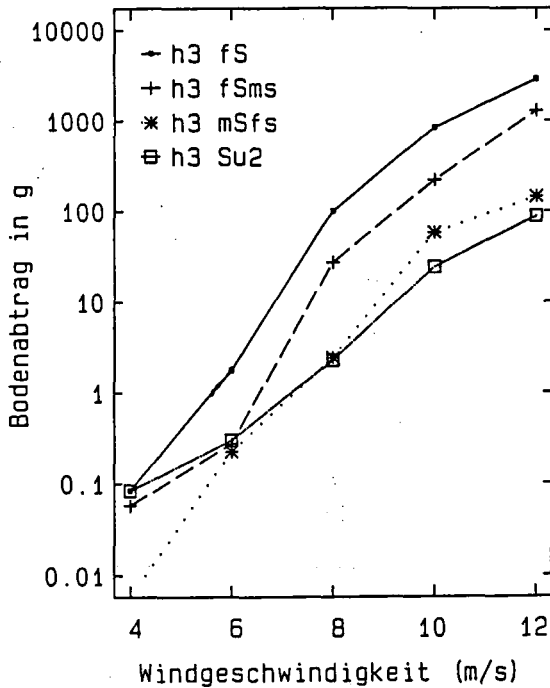


Abb. 1: Bodenabtrag im Windkanal in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit und der Bodenart

Physikalische Eigenschaften von Bunkerde zur Beurteilung ihres ökologischen Wertes in der Hochmoorregeneration

. von

Roderfeld, H., J. Schaar u. H. Kuntze*

1. Definition 'Bunkerde'

Als Bunkerde bezeichnet wird die obere durchwurzelte, Vegetation tragende Schicht eines entwässerten Hochmoores. Sie wird durch wiederholtes Umlagern während des Torfabbaus angereichert mit Resten der Weißtorfschicht sowie Abrieb von Schwarztorfbrocken.

2. Problemstellung

Früher wurde Bunkerde nach Beendigung des Torfabbaus zwecks land- und in geringerem Maße forstwirtschaftlicher Nutzung in einer Mächtigkeit von 30 cm auf die abgetorften Flächen zurückgesetzt (Moorschutzgesetz 1923).

Da in heutiger Zeit dem Moorschutz gegenüber der Moornutzung immer mehr Bedeutung zugemessen wird, soll Bunkerde für die Regeneration abgetorfte Hochmoore eingesetzt werden.

Über einer mindestens 50 cm mächtigen stark zersetzten undurchlässigen Schwarztorfschicht soll Bunkerde als Wasserspeicher, Temperaturpuffer und als physikalisch-chemisch günstiges Keimbett für sich wiederansiedelnde Hochmoorvegetation dienen.

In Niedersachsen sind von den ursprünglich vorhandenen 330000 ha Hochmoorfläche 35550 ha nach der Abtorfung für die Regeneration vorgesehen (BIRKHOLZ et al. 1980).

Die drei Phasen der Rückentwicklung der Moore sind

- Wiedervernässung
- Renaturierung
- Regeneration (KUNTZE u. EGELSMANN 1981).

Ziel des von uns bearbeiteten Forschungsvorhabens (Nr. 7397 AIF) ist zunächst eine Charakterisierung der Bunkerde hinsichtlich ihrer bodenphysikalischen und bodenchemischen Eigenschaften sowie die Bestimmung ihres biotischen Potentials (Anteil noch keimfähiger Samen und Sporen hochmoortypischer Arten).

3. Ergebnisse

Um repräsentative Aussagen über Bunkerde zu erhalten, wurden 201 niedersächsische Proben untersucht. 10 Proben stammen aus Bayern und Baden-Württemberg.

Die untersuchten Parameter sind Zersetzungsgrad (r-Wert), Rohdichte trocken, Aschengehalt und Luftvolumen. Die Ergebnisse sind als relative Klassenhäufigkeiten den Abbildungen 1-4 zu entnehmen. Die Tabellen 1 und 2 zeigen die Ergebnisse von Torfen und Bunkerden im Vergleich.

* Bodentechnol. Inst., NLF, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 2800 Bremen

Tab.1: Schwankungsbreite bodenphysikalischer Parameter bei Torf und Bunkerde

Physikalische Parameter	Weißtorf	Bunkerde aus Weißtorfabbau	Schwarztorf	Bunkerde aus Schwarztorf-Abbau
Rohdichte trocken (g/l)	80-110* ¹	99-285, $\bar{x}=163$	100-150* ¹	126-287, $\bar{x}=179$
r-Wert (%)	20-50	44-63, $\bar{x}=53$	50-80	58-71, $\bar{x}=65$
Aschengehalt (%)	1-5* ²	1-19, $\bar{x}=6$	1-5* ²	12-14, $\bar{x}=5$

Tab.2: Schwankungsbreite der bodenphysikalischen Parameter bei Torfen und Bunkerde aus entwässerten und nicht entwässerten Mooren

Physikalische Parameter	Entwässerte genutzte Moorböden	Bunkerde aus entwässerten Mooren	Nicht entwässertes Moor	Bunkerde aus wiedervernäss-ten Mooren
Rohdichte trocken(g/l)	200-400* ³	94-319, $\bar{x}=184$	50* ³	78-285, $\bar{x}=151$
Luftvolumen (%)	10-30* ⁴	4-49, $\bar{x}=13$	<5* ⁴	1-20, $\bar{x}=6$

*¹ SCHWAAR et al. 1986; *² GÜNTHER 1976; *³ KUNTZE 1984;

*⁴ EIGNER u. SCHMATZLER 1980.

Es wird deutlich, daß die bodenphysikalischen Eigenschaften von Bunkerde aus wiedervernässenen Mooren ebenso wie von Bunkerde aus Weißtorfabbau denen von Weißtorf bzw. von Torfen nicht entwässerter Moore nahekommen.

Die Entwässerung der Moore verändert die Eigenschaften von Bunkerde in der Weise, daß unter aeroben Bedingungen Prozesse, wie Mineralisation und Humifizierung verstärkt werden, und damit erhöhte Werte für Aschenanteil, Rohdichte und Zersetzungsgrad auftreten.

Nach REINERS (1988) wird bei Bunkerde einerseits die Stickstoffmineralisation durch die Vergrößerung des Luftvolumens gefördert. Andererseits lassen erhöhte Aschenanteile auf erhöhte Nährstoffgehalte schließen (N,P,K), die ihrerseits wieder die mikrobielle Aktivität fördern.

Extrem hohe Aschengehalte sind jedoch auf abbaubedingtes Anschneiden des mineralischen Untergrundes zurückzuführen.

Weiterhin sind Zersetzungsgrad, Rohdichte trocken und Aschengehalt abbaubeeinflusste Werte. Stammt die Bunkerde aus Schwarztorfabbau, enthält sie einen mehr oder weniger hohen Anteil an stärker zersetzten Schwarztorfbrocken, was zur Erhöhung des r-Wertes beiträgt. Mit zunehmender Zersetzung wiederum erhöhen sich Lagerungs- und Rohdichte.

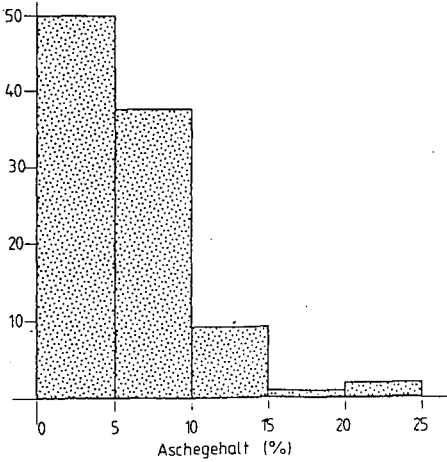


Abb.1: Häufigkeitsverteilung der Aschegehalt-Werte

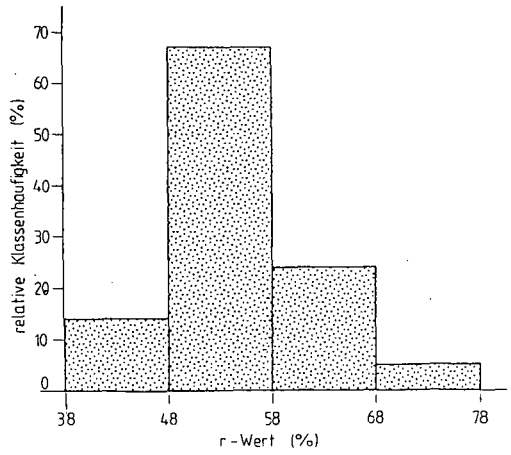


Abb.2: Häufigkeitsverteilung der r-Werte*
*nicht hydrolysierbarer Anteil der organischen Substanz

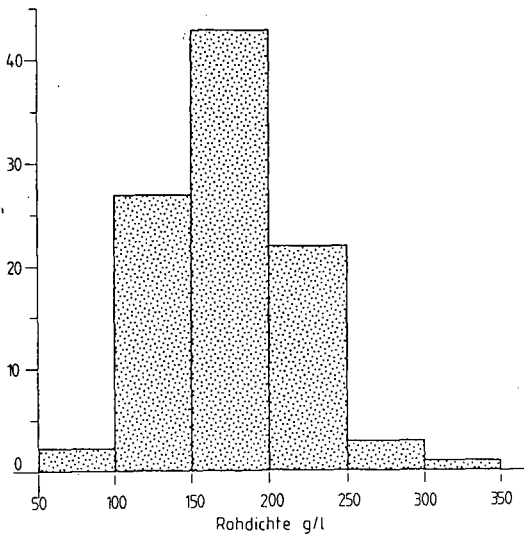


Abb.3: Häufigkeitsverteilung der Rohdichte-Werte

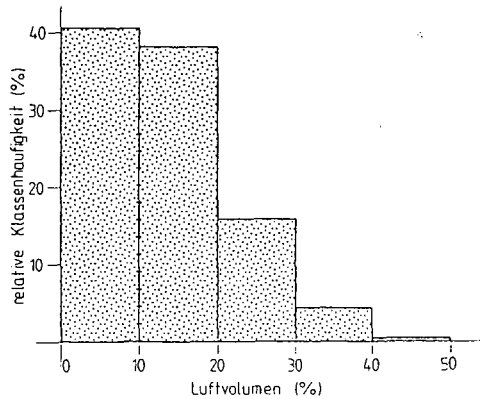


Abb.4: Häufigkeitsverteilung der Luftvolumen-Werte

4. Schlußfolgerungen

Da Weißtorf seit der Nachwärmezeit Träger jener Vegetation war, deren Ansiedlung bei der Hochmoorregeneration erwünscht ist, ist Bunkerde dann als ökologisch wertvoll einzustufen, wenn sie den Eigenschaften von Weißtorfen bzw. Torfen aus nicht entwässerten Mooren nahekommt.

Die abbau- und entwässerungsbedingten Veränderungen, denen Bunkerde im Verlauf des Torfabbaus unterliegt, können durch Wiedervernässungsmaßnahmen gemindert werden (Tab. 2), falls die Bunkerde nicht irreversibel ausgetrocknet ist. Im Hinblick darauf ist Bunkerde als geeignetes Substrat für die Hochmoorregeneration einzustufen.

Bunkerde aus Weißtorfabbau ist aufgrund ihrer bodenphysikalischen Eigenschaften grundsätzlich als günstiger zu beurteilen, als Bunkerde aus Schwarztorfabbau.

5. Literatur

BIRKHOLZ, B., SCHMATZLER, E., SCHNEEKLOTH, H. (1980): Untersuchungen an niedersächsischen Torflagerstätten zur Beurteilung der abbauwürdigen Torfvorräte und der Schutzwürdigkeit im Hinblick auf deren optimale Nutzung. - Naturschutz und Landschaftspflege Niedersachsens, Heft 12, 402 S., 5 Abb., 16 Tab., 1 Übersichtskarte, Hannover.

EIGNER, J. u. SCHMATZLER, E. (1980): Bedeutung, Schutz und Regeneration von Hochmooren. Naturschutz aktuell, Nr. 4.

GÜNTHER, J. (1976): Die physikalischen Eigenschaften von Torfen und synthetischen Substraten. - Telma 6, S. 169-178, Hannover.

KUNTZE, H. (1984): Bewirtschaftung und Düngung von Moorböden. - Berichte des Bodentechnologischen Instituts des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Bremen.

KUNTZE, H. u. EGGELSMANN, R. (1981): Zur Schutzfähigkeit nordwestdeutscher Moore. - Telma 11, S. 197-212, Hannover.

PREUSSISCHES MOORSCHUTZGESETZ VOM 20. AUGUST 1923: Preußische Gesetzes-sammlung Nr. 49, Jg. 1923, S. 400-403.

REINERS, M. (1988): Die Bedeutung der Nährstoff-Freisetzungen in Bunkerden für die Hochmoorregeneration, Diplomarbeit, Georg-August-Universität Göttingen.

RODERFELD, H. (1986): Bunkerde und ihre bodenphysikalischen Eigenschaften in nordwestdeutschen Hochmooren, Diplomarbeit, Georg-August-Universität Göttingen.

SCHWAAR, J., JACOB, H., HUFNAGEL, H. (1986): Zur Bewertung von Bodenverbesserungsmitteln durch Bestimmung von Zersetzungsgrad und Rotte der organischen Substanz - unveröffentlicht.

Auswirkung des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf den Gehalt an organischer Substanz, die Regenwurmaktivität, die Bodenatmung sowie die Aggregatstabilität und die Porengrößenverteilung

von

ŞAHİN, H. *)

1. Einleitung

Der Einsatz von Müllkompost in der Landwirtschaft ist z.Zt. sehr begrenzt, lediglich im Landkreis Aurich werden größere Mengen zur Verbesserung extrem sand- und tonreicher Böden eingesetzt. In dem vorliegend Versuch sollte u.a. die Wirkung regelmäßiger Müllkompostgaben auf den Gehalt an organischer Substanz, die Regenwurmaktivität, die Bodenatmung sowie auf die Aggregatstabilität und die Porengrößenverteilung untersucht werden.

2. Versuchsbeschreibung

Die Versuchsfläche befindet sich auf einer schluffig-lehmigen (uL) Para-Braunerde mit ca. 25 % Ton in der Nähe von Gießen, die ackerbaulich genutzt wird. Eine genaue Standortbeschreibung gaben KOWALD et al. (1982). Auf dieser Fläche wird seit 1976 in 2-jährigen Abständen Müllkompost der Müllkompostierungsanlage Bilschofsheim ausgebracht. Das Material ist auf 18 mm abgeseibt. Im Durchschnitt aller Versuchsjahre weist der Kompost folgende Gehalte auf (Zum Vergleich dazu werden die Durchschnittswerte der "Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost aus Müll und Müllklärschlamm" (Merkblatt Nr. 10) aufgeführt).

Tabelle 1. Durchschnittswerte von verwendeten Müllkomposte im Vergleich zum Merkblatt Nr.10

Kenngröße	Versuch	Merkblatt 10
pH-Wert	7.80	7.3
Glühverlust in %	31.50	39.7
Gesamt-N in %	0.80	1.1
Phosphat (P ₂ O ₅) in %	0.70	0.9
Kalium (K ₂ O) in %	0.50	0.6
Calcium (CaO) in %	5.30	4.9

Der verwendete Müllkompost entspricht demnach dem Durchschnitt der in der Bundesrepublik Deutschland hergestellten Müllkomposte. Der Versuch umfaßt 8 Varianten in vierfacher Wiederholung.

Die Varianten wurden wie folgt angelegt:

Variante 1 (Kontrolle) : Mineraldüngung (jährlich 100 kg N/ha
150 kg P₂O₅/ha, 200 kg K₂O/ha)

Variante 2 : 40t MK/ha (40) }
Variante 3 : 80t MK/ha (80) } → ohne Mineraldüngung

Variante 4 : 120t MK/ha (120) }
Variante 5 : 40 t MK / ha (40+) } → mit Mineraldüngung 50 %
Variante 6 : 120 t MK /ha(120+) } von Variante 1

Variante 7 : 40 t MK /ha (40++) } → mit Mineraldüngung 75 %
Variante 8 : 120 t MK /ha(120++) } von Variante 1

MK: Müllkompost

Das o.g. Merkblatt 10 empfiehlt folgende Anwendungsmengen, und zwar umgerechnet auf Trockensubstanz:

Getreide 14-40 t pro ha
Hackfrucht 26-65 t pro ha

*) Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, D-6300 Gießen

Die von uns angewendeten Mengen übersteigen somit zum Teil die empfohlenen Mengen.

In den ersten Versuchsjahren wurde festgestellt, daß durch 120 t je ha Müllkompost der Ertrag einer ortsüblichen Mineraldüngung nicht erreicht wurde. Aus diesem Grunde wurde in einigen Varianten zusätzlich zum Müllkompost Mineraldünger verabreicht, und zwar 50 bzw. 75 % der ortsüblichen Menge. Mit dieser Zusatzdüngung wurden die Erträge der ortsüblichen Mineraldüngung erreicht oder leicht überschritten. Der Müllkompost wurde insgesamt 6 x in den Jahren 1976, 1978, 1980, 1982, 1984 und 1987 breitflächig auf den Parzellen ausgebracht und anschließend 25 cm tief eingepflügt.

Während des Versuches bestand folgende Fruchtfolge:

1977 : Hafer	1983 : Winterweizen
1978 : Sommerweizen	1984 : Sommerweizen
1979 : Sommerweizen	1985 : Sommerweizen
1980 : Sommergerste	1986 : Hafer
1981 : Sommerweizen	1987 : Winterweizen
1982 : Hafer	1988 : Mais
	1989 : Sommerweizen

3. Untersuchungsmethoden

3.1 Bodenuntersuchungen

Zur Bestimmung der chemischen und physikalischen Kennwerte des Bodens erfolgte die Entnahme von Proben aus 0-25 cm Tiefe, jeweils im Frühjahr unmittelbar nach dem Ausbringen und im Herbst. Die Bodenproben wurden wie folgt untersucht:

C-Gehalt (%) : Nasse Verbrenung mit konz. Schwefelsäure nach WALKLY und BLACK (FIEDLER, 1965).

Aggregatstabilität : Siebtauchverfahren des Bodens (<3mm) nach DIN 19683

Zur Ermittlung der Grobporen wurden jeweils im Herbst aus der Tiefe 10-14 cm Stechzylinderproben (100 cm³) in achtfacher Wiederholung entnommen. Mittels keramischer Platten nach CZERATZKI und durch Luftpyknometrierung erfolgte dann die Bestimmung des Grobporenvolumens.

Die Bodenatmung: Die Bodenatmung wurde nach Isermeyer (1952) durch Bestimmung der CO₂-Produktion ermittelt.

Die Regenwürmer : Die Würmer wurden mit der Formalinmethode (WILCKE, 1967) Anfang September und zwar auf einer Fläche von je 0.25 m² in achtfacher Wiederholung ausgetrieben.

3.2 Kompostuntersuchungen

pH-Bestimmung: Elektrometrisch in 0.1 n KCl (KRETSZSCHMAR, 1979).

Pflanzenverfügbares P₂O₅ und K₂O : DL-Methode nach RIEHM-ULRICH (SCHLICHTING und BLUME, 1966).

N-Gesamt : Aufschluß und Destillation nach dem Kjeldahl Verfahren (FIEDLER, 1965).

Carbonat-Bestimmung : Nach SCHEIBLER (FIEDLER, 1965)

Glühverlust (organische Substanz) : nach Glühen im Muffelofen bei 650 °C (FIEDLER, 1965)

4. Ergebnisse

4.1 Gehalt an Kohlenstoff

Organische Stoffe verbessern direkt infolge ihrer Sperrigkeit die Bodenstruktur durch Auflockerung. Indirekt wird über die Mikroorganismen eine Lebendverbauung der anorganischen Bestandteile erzielt. Organische Stoffe verbessern so den Wasser- und Lufthaushalt des Bodens. Von Bedeutung ist auch der Nährstoffgehalt der organischen Substanz. Die Nährstoffe werden mit Hilfe von Mikroorganismen in eine pflanzenverfügbare Form umgewandelt. Die organische Substanz wirkt somit als eine langsamfließende Nährstoffquelle. Der Gehalt an C ist durch die Müllkompostanwendung erhöht worden (Abb.1). MARTINS und KOWALD, 1988 und SCHOEMAKERS, 1984 weisen darauf hin, daß der Kompost sich auf den Gehalt an Kohlenstoff positiv auswirkt. In den letzten drei Versuchsjahren zeigte die Kontrolle einen höchsten C-Gehalt von 1.57 %. Die C-Gehalte der Müllkompostvarianten lagen

ausnahmslos höher als die der Kontrolle. Sie steigen mit der Müllkompostgabe. Die Gehalte an C sind durch die mineralische Zusatzdüngung nur leicht erhöht. Diese leichte Erhöhung ist vermutlich eine Folge der höheren Wurzelmassebildung.

4.2 Bodenatmung

Die Bodenatmung wird bestimmt, um die Umsetzung der organischen Substanz des Bodens zu erfassen. Kohlendioxid entsteht bei der Mineralisierung organischer Substanz durch die Bodenorganismen als ein Endprodukt des aeroben Abbaus. Im Verlauf des Versuches zeigte die Kontrolle die geringste CO₂-Produktion im Vergleich zu den anderen Varianten (Abb. 2, 2a). Die CO₂-Produktion der Müllkompostvarianten stieg mit der Höhe der Müllkompostgabe. Die mineralische Zusatzdüngung wirkte sich nicht oder nur sehr gering auf die CO₂-Produktion aus. Die leichte Erhöhung ist auf das gering erhöhte Ertragsniveau und die gestiegene Wurzelmasse zurückzuführen. Die höchsten Werte weisen die Parzellen mit 120 t pro ha Müllkompost und mineralischer Zusatzdüngung im Herbst 1988 auf. Beziehung zwischen dem Gehalt an Kohlenstoff und der Bodenatmung besteht eine enge Abhängigkeit. Wie zu erwarten, stieg die Bodenatmung mit steigendem Gehalt an organischer Substanz (Abb. 1a,2a).

4.3 Regenwürmer

Die bekanntesten bodenbewohnenden Tiere sind die Regenwürmer, die auch für den landwirtschaftlich genutzten Boden von weitreichender Bedeutung sind. Sie tragen zur Auflockerung des Mineralbodens und zur Durchmischung der obersten Bodenbereiche bei. Die Anzahl der Regenwürmer in der Kontrolle lag gegenüber den Müllkompostvarianten auf einem sehr niedrigen Niveau (Abb. 3). Eine geringe Gabe von 40 t pro ha Müllkompost zu einem starken Anstieg der Zahl der Regenwürmer. Sie stieg mit der Höhe der Müllkompostgabe. Jedoch hatten weitere Steigerung der Müllkompostgaben nur noch relativ geringe Wirkung. EVANS, 1948; FINCK, 1952 und GRAFF, 1965 weisen auch darauf hin, daß die Regenwürmer auf den Boden positiv beeinflussen.

4.4 Aggregatstabilität

Die Aggregatstabilität stellt ein Maß für die Verschlammungsneigung eines Bodens dar, indem der Zerfall von Bodenkrümeln unter dem Einfluß von Wasser gemessen wird. Die Aggregatstabilität wird u.a. vom Humusgehalt des Bodens und seiner biologischen Aktivität bestimmt.

Es sollte geprüft werden, wie sich unterschiedliche Müllkompostgaben und eine mineralische Zusatzdüngung auf die Aggregatstabilität auswirken. Aus Abb. 4 ist zu ersehen, daß die Kontrolle im Vergleich zu allen anderen Varianten eine geringe Aggregatstabilität aufweist.

Eine relativ geringe Müllkompostgabe von 40 t pro ha führte bereits zu einem starken Anstieg der Aggregatstabilität um 30,4 %. Dagegen wirkten sich weitere Steigerungen in der Müllkompostgabe nur gering aus. Das heißt, mit steigenden Müllkompostgaben sinkt die weitere Steigerung der Aggregatstabilität.

4.5 Grobporen und Porengrößenverteilung

Das Porenvolumen und vielmehr noch die Porengrößenverteilung sind von großer Wichtigkeit für den Boden als Pflanzenstandort. Von ihr hängen vor allem der Wasser-, Luft- und Wärmehaushalt, die Durchwurzelbarkeit und die Bearbeitbarkeit ab. Von besonderer Bedeutung sind die Grobporen.

Wie aus Abb. 5 hervorgeht, führt die Anwendung von Müllkompost zu einer Zunahme des Grobporenvolumens. Die Steigerung der Müllkompostgabe von 40 t pro ha über 80 auf 120 t pro ha bewirkte eine fast lineare Steigerung des Volumens an Grobporen.

Eine mineralische Zusatzdüngung wirkte sich lediglich bei der niedrigen Kompoststufe von 40 t pro ha positiv aus. Nicht dagegen bei der hohen Kompoststufe von 120 t pro ha.

Die Erhöhung des Grobporenvolumens ist in erster Linie auf eine Steigerung der weiten Grobporen (>50 µm) zurückzuführen.

Das Volumen der engen Grobporen ist nur bei den Varianten mit hohen Müllkompostgaben und bei denen mit mineralischer Zusatzdüngung leicht erhöht.

Abb. 1 : C-Gehalte von drei Entnahmezeitpunkten

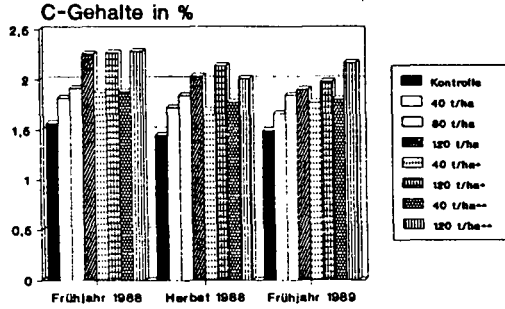


Abb. 2 : CO₂-Produktion von drei Entnahmezeitpunkten

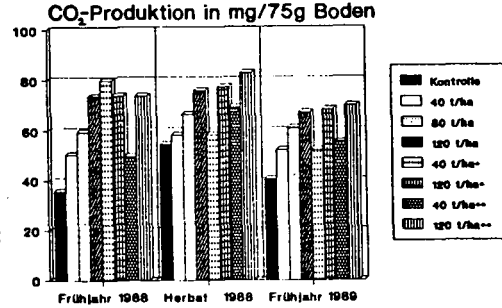


Abb. 3 : Anzahl der Regenwürmer im Herbst 1987

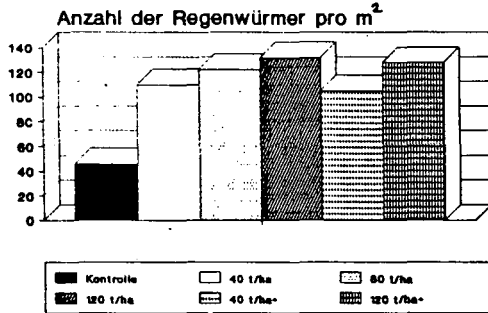


Abb. 4 : Durchschnittliche zweijährige relative Aggregatstabilität (1987-1988)

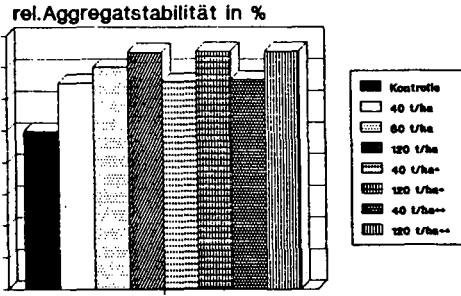


Abb. 2a : CO-Produktion von drei Entnahmezeitpunkten

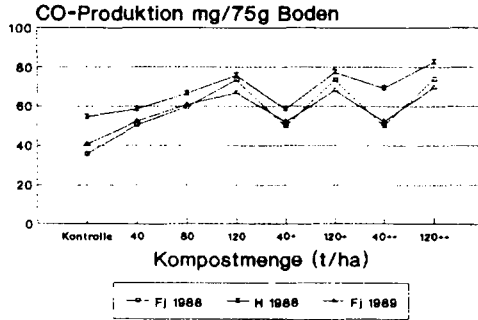


Abb. 1a : C-Gehalte von drei Entnahmezeitpunkten

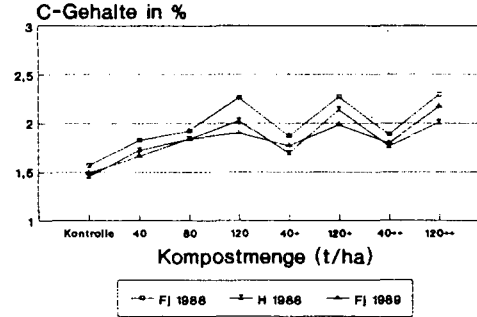
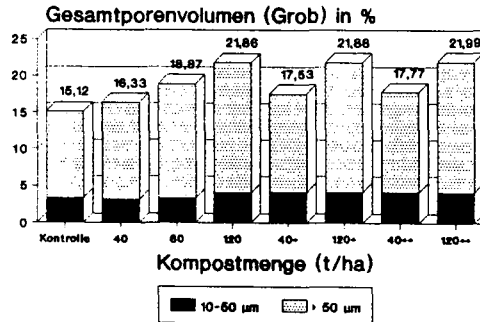


Abb. 5: Durchschnittliche zweijährige Porengrößenverteilung (1987-1988)



Zusammenfassung

In einem langjährigen Feldversuch wurde die Wirkung regelmäßiger Müllkompostgaben unterschiedlicher Höhe und einer mineralischen Zusatzdüngung auf den Gehalt an organischer Substanz des Bodens, die Bodenatmung, die Regenwurmkaktivität sowie die Aggregatstabilität und das Volumen an Grobporen untersucht.

Mit der Höhe der Müllkompostgaben stieg die positive Wirkung bei allen o.g. Kenn-daten. Die mineralische Zusatzdüngung wirkte sich unterschiedlich jedoch meist positiv aus.

The effect of repeated application of refuse compost on the carbon content, activity of earthworms, the CO₂-production stability of aggregates and soil porosity

Summary

The influence of regular town refuse composts (40, 80, and 120 t MK/ha) and an additional mineral fertilizers on the carbon content, activity of earthworms, the CO₂-production, stability of aggregates and soil porosity has been tested in a field experiment.

The positive influence has been increased by rising quantities of town refuse compost (40, 80, 120 t MK/ha) at all of them (the carbon content, activity of earthworms, the CO₂-production, stability of aggregates and soil porosity).

The additional mineral fertilizer affected generally positive.

Dank

Der Autor dankt dem Herrn Prof.Dr.R.KOWALD für die Betreuung.

Literaturverzeichnis

1- DIN 19683, 1973 : Bodenuntersuchungsverfahren im Landwirtschaftlichen Wasserbau; Physikalische Laboruntersuchungen Bestimmung der Gefügestabilität nach dem Siebtauchverfahren, Blatt 16. 1973

2- EVANS,A.C.,1948: Studies on the relationships between earthworms and soil fertility. -II.Some effects of earthworms on soil structure.Ann.Appl.Bio.,Bd.35.S.1-13,1948

3- FIEDLER,H.J.,1965: Die Untersuchung der Böden.Die Untersuchung der chemischen Bodeneigenschaften im Laboratorium.Die Ermittlung der mineralischen Eigenschaften.Band 2.Theodor Steinkopf,Dresden und Leipzig.

4- FINCK,A.,1962: Ökologische und bodenkundliche Studien über die Leistungen der Regenwürmer für die Bodenfruchtbarkeit.-Z.Pflanzenern.Düngg.Bodenkde.58,120-154,1962.

5- GRAFF,O.,1965: Untersuchungen über die Bodenfauna im Ackerboden.-Habilitationsschrift,Unl.Gießen,1965.

6- ISERMEYER,H.,1962: Eine einfache Methode zur bestimmung der Bodenatmung und der Karbonate im Boden. Z.Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde 56, 26-38, 1962.

7- KOWALD,R.,M.BAHTIYAR und P.DITTER,1982: Der Einfluß von Müllkompost auf die Eigenschaften und den Ertrag eines Ackerbodens.-Z.f.Kulturtechnik und Flurberein.21,178-189,1982.

8- KRETZSCHMAR,R.,1979: Kulturtechnisch-Bodenkundliches Praktikum.Ausgewählte Laboratoriumsmethoden.Eine Anleitung zum selbständigen Arbeiten an Böden.verlag unbekannt.

9- MARTINS,O. und R.KOWALD,1988: Auswirkung des langjährigen Einsatzes von Müllkompost auf einer mittelschweren Ackerboden. -Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung 29.234-244(1988).

10- SCHLICHTING, E. und H.-P.BLUME : 1966 : Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey , Hamburg und Berlin

11- SCHOEMAKERS,J.,1984: Einfluß von Müllkompost auf chemische und physikalische Bodeneigenschaften, Ertrag, Schwermetalle und Pflanzenbestand eines Grünlandstandortes. untersucht auf einer schweren Brackmarsch in Oldersum/Ostfriesland Diss.Unl. Gießen., 1984.

12- WILCKE,D.E.,1967: Oligochaeta in: Brohmer et al.: Die Tierwelt Mitteleuropas I. Urtiere,Hohltiere,Würmer,Lief.7a Quelle und Meyer: 1-161,1967.

13- Merkblatt 10, 1985 : Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlung für Kompost. MvA Lfg. 1/85

Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind

- Feldmessungen -

von

Schäfer, W., W. Neemann u. H. Kuntze*

1. Einleitung

Im Frühjahr 1989 wurden im gesamten norddeutschen Raum auf den winderosionsgefährdeten Sandböden (unter Ackernutzung) starke Bodenverwehungen beobachtet.

Für den hier beschriebenen Versuch einer Quantifizierung des Sedimenttransports wurde ein Erosionsereignis am 4. u. 5.4.89 während einer trockenen Ostwindwetterlage mit Windgeschwindigkeiten bis zu 12 m/s (in 10 m Höhe) ausgewählt.

2. Methodik

2.1 Methodische Überlegungen

Der Sedimenttransportprozeß ist in Abb. 1 schematisch dargestellt. Die größeren, schweren Bodenteilchen werden rollend (Bodenkriechen) oder springend (Saltation) über mehr oder weniger kurze Distanzen (Meter - Bereich), bodennah transportiert. Die leichteren Bodenbestandteile (T, U, org. Subst.) werden durch die vertikale Komponente der turbulenten Windströmung in größeren Höhen und Distanzen transportiert.

Durch diesen Transportprozeß kommt es zu einer Klassierung der oberen Bodenschicht, indem es durch den Austrag der leichteren Bodenanteile (überwiegend T, U, org. Subst.) zu einer relativen Anreicherung der größeren Bodenteilchen kommt. Bei maximalen Windgeschwindigkeiten von 12 m/s kann man von der Annahme ausgehen, daß die mS - und gS - Komponente der Ackerkrume zwar bodennah über kurze Distanz transportiert wird, jedoch auf der Ackerfläche verbleibt (= Umlagerung). Diese umgelagerte Sedimentschicht ist von der unbeeinflussten Ackerkrume infolge Humusverlustes an ihrer helleren Färbung sehr gut zu unterscheiden.

Durch einen Vergleich der Korngrößenzusammensetzung und des Humusgehaltes der Ackerkrume mit der darüber abgelagerten Sediment-

*Bodentechnolog. Inst., Friedrich-Mißler Str. 46/50, 2800 Bremen 1

schicht, kann man unter o.g. Voraussetzungen auf die Bodenverluste durch Suspensionstransport schließen.

2.2 Methoden

Die Kartierung der Sedimentauflage und Probenahme erfolgte entlang eines Transsects im Abstand von jeweils 10 m. An jedem Meßpunkt erfolgte die Messung der Sedimentauflage und die Bodenprobenahme.

Korngrößenverteilung: Naßsiebung nach Vorbehandlung mit Na - Dithionit

Org. Substanz: Glühverlust bei 550°C

2.3 Ergebnisse

In Abb. 2 ist die Sedimentmächtigkeit der auf der Ackerkrume abgelagerten, durch Saltation und Bodenkriechen transportierten Sedimentschicht dargestellt.

Man erkennt, daß die Sedimentauflage ausgehend von einer Windschutzhecke in Windrichtung mit zunehmender Feldlänge mächtiger wird. Ob die periodische Schwankung der Sedimentmächtigkeit als eine Windrippel- bzw. schwache Dünenbildung mit einer Wellenlänge von ca. 75 m aufzufassen ist, konnte bisher nicht geklärt werden. Abb. 3 zeigt die Korngrößenverteilung und den Gehalt an org. Substanz in der Ackerkrume und in der Sedimentauflage. Man erkennt, daß in der Sedimentauflage die gS + mS - Anteile deutlich relativ angereichert sind, während die feineren und leichten Bodenbestandteile abgenommen haben.

Unter der Annahme, daß der in der umgelagerten Ackerkrume enthaltene gS + mS - Anteil sich in der Sedimentauflage vollständig angereichert hat, errechnen sich die in Abb. 4 dargestellten Massenanteile der Kornfraktionen und org. Substanz für den Ausgangsboden (Krume) und die umgelagerte Sedimentauflage.

Bei einer mittleren Sedimentauflage von 2,13 mm und einer Rohdichte von 1,5 g/cm³ errechnet sich eine durch Bodenkriechen und Saltation umgelagerte Bodenmasse von 32 t/ha. Gemessen an den gS + mS - Anteilen entspricht dies einer Ackerkrumen - Masse von 48,4 t/ha. Die in der Sedimentauflage fehlenden Massenanteile von 16 t/ha werden als Bodenverlust interpretiert.

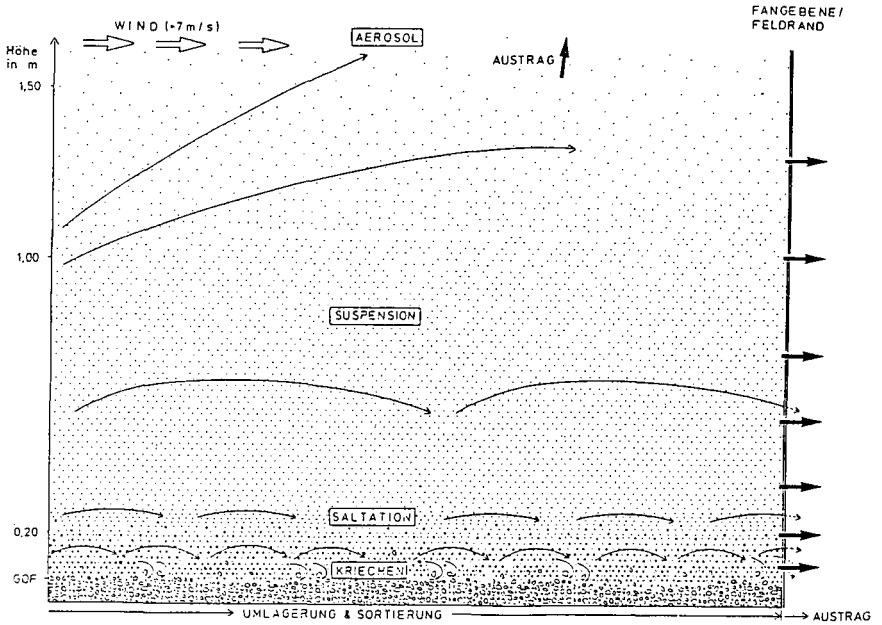


Abb 1: Schematische Darstellung der Transportprozesse in einer Staubfahne

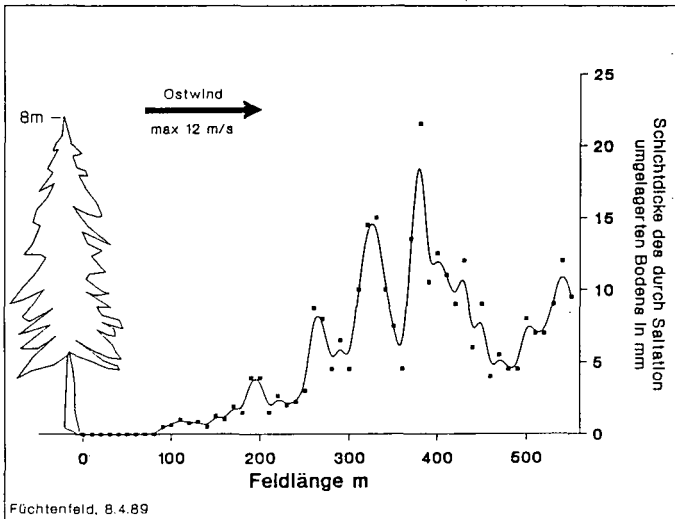


Abb. 2: Kartierte Sedimentauflage auf der Ackerkrume eines humosen Sandbodens nach einem Erosionsereignis am 4. und 5.4.89

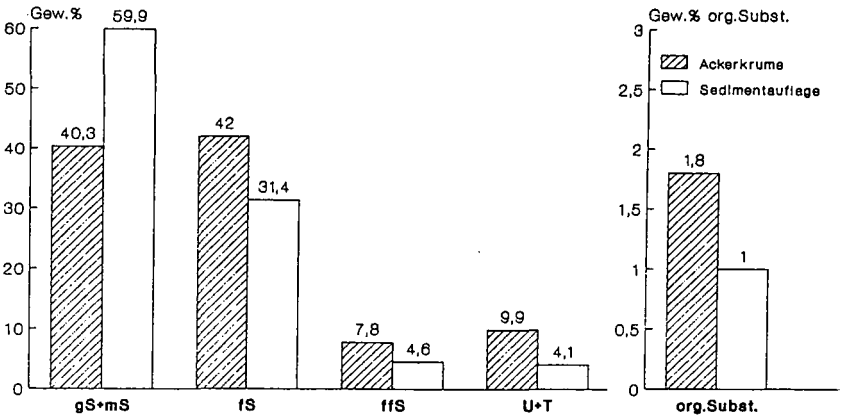


Abb. 3: Korngrößenverteilung und org. Substanz in der Ackerkrume und der Sedimentauflage

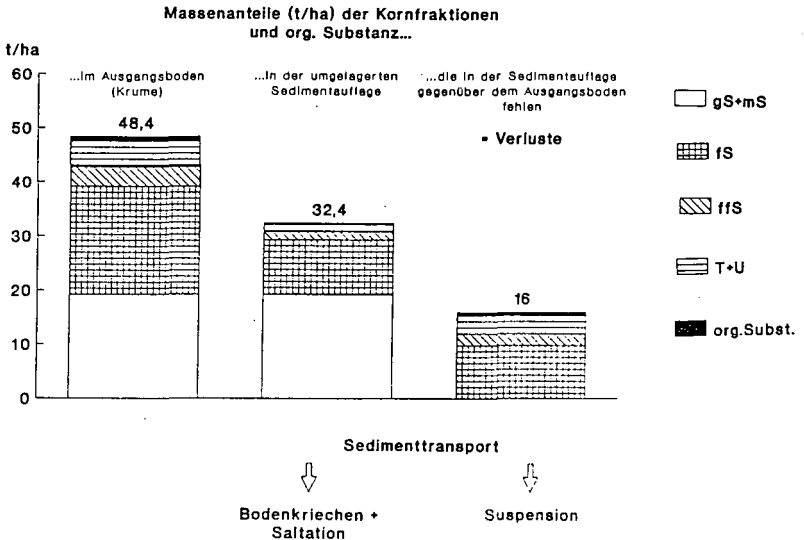


Abb. 4: Berechnung der durch den Wind transportierten Bodenmassen (Sedimentauflage = 2.13 mm, 1.5 g/cm³)

Gemeindebezogene Berechnung des möglichen N-Überhanges auf der LF in NRW
von
G. Schollmayer* & R. Nieder**

1. Einleitung und Zielsetzung

Neben der standortbedingten - d.h. boden- und klimaabhängigen- Sickerwasserspende ist der nutzungsbedingte Stickstoff-Überhang die wesentliche Kenngröße des potentiellen Nitrat-Austrages aus dem durchwurzelbaren Bereich. Zur Kennzeichnung der potentiellen Nitrat-Belastung durch landwirtschaftliche Nutzung werden N-Saldorechnungen durchgeführt. Aus der Differenzbildung zwischen der Summe der N-Zufuhren und der Summe der N-Entzüge ergibt sich ein Betrag, der annähernd dem flächenbezogenen Stickstoff-Überschuß entspricht, vorausgesetzt, daß der Boden-N-Vorrat auf lange Sicht mengenmäßig weitgehend konstant bleibt. Ziel der Berechnungen ist es, anhand von aktuellen, "vor Ort" erhobenem Datenmaterial die N-Überhänge auf einer möglichst kleinen Gebiets-Einheitsebene zu ermitteln. Die Struktur der zur Verfügung stehenden Daten ermöglicht derzeit keine über die Gemeindeebene hinausgehende Flächendifferenzierung bei der N-Saldorechnung.

2. Erfassung der Bilanzglieder

Als erstes Auswertungsbeispiel wurde die N-Saldorechnung für den Regierungsbezirk Münster erstellt. Alle Angaben sind Mittelwerte für den Zeitraum von 1983-1987. Bei den Berechnungen werden Acker- und Grünland zusammengefaßt berücksichtigt. Zunächst werden die Anteile der landwirtschaftlich genutzten Fläche an den Gesamtflächen der Gemeinden aufgeführt (erhoben durch das LANDESAMT FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK NW, 1988 /II). Auf Grundlage der vom LDS NW (1988/II) in den Jahren 1983 und 1987 durchgeführten Bodennutzungs-Haupterhebung konnten rund 96 % der LF ($\hat{=}$ der Anbaufläche der 23 wichtigsten Hauptfrüchte) in die Bilanzrechnung einbezogen werden. Die nicht berücksichtigten 4 % LF rekrutieren sich hauptsächlich aus Leguminosen und Gartengewächsen.

2.1 Stickstoff-Einträge

2.1.1 Wirtschaftseigene Dünger

Die Abschätzung der N-Zufuhren mit wirtschaftseigenen Düngern zur landwirtschaftlich genutzten Fläche erfolgt über die Erfassung der in Dungeinheiten ausgedrückten Vieh-Besatzdichte pro ha LF (erhoben im Rahmen der Dezember-Viehzählungen des LDS, 1988/I). Die Größe "Dungeinheit" wird einem jährlichen Stickstoff-Anfall von 80 kg gleichgesetzt. Der Schlüssel zur Umrechnung von Tiergruppen (d.h. Tierart und deren Altersklasse) in Dungeinheiten wurde in der nordrhein-westfälischen Gülleverordnung des MURL (1984) festgelegt.

2.1.2 Mineralische N-Dünger

Mit Hilfe der LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN RHEINLAND und WESTFALEN-LIPPE wurden die den Mineraldünger-N-Äquivalenten entsprechenden, mittleren N-Aufwandmengen 1983-1987 (Mineraldünger-N plus bei der Düngeplanung anrechenbarer Anteile aus wirtschaftseigenen Düngern) der einzelnen Feldfrüchte erhoben. Die Höhe der N-Düngung (mittlere Angaben für den Zeitraum von 1983-1987) wurde durch die KREISSTELLEN der LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN mittels eines Fragebogens erfaßt. Zur Ermittlung des Mineraldünger-N-Anteils der applizierten N-Dünger wurden daraufhin die anrechenbaren Anteile aus den wirtschaftseigenen Düngern von den erhobenen Angaben (s.o.) subtrahiert. Kartenmäßig dargestellt wird die mittlere jährliche Handelsdünger-N-Zufuhr zur LF der Gemeinden.

* Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De Greiff-Str. 195, 4150 Krefeld

** Geographisches Institut TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 3300 Braunschweig

2.1.3 Atmosphärische N-Einträge

Nach jüngeren Untersuchungen spielen neben den N-Einträgen durch nasse Deposition auch die N-Immissionen in Form von Aerosolen und N-haltigen Gasen ($\text{NO}_x\text{-N}$ bzw. $\text{NH}_4\text{-N}$) eine wichtige Rolle. Die Gesamt-N-Deposition beläuft sich nach DÄMMGEN (1987-, zit. bei HOFFMANN & RICHTER, 1988) in Abhängigkeit von der Depositionsgeschwindigkeit auf 40-60 kg N/ha und Jahr. In Anlehnung an HOFFMANN & RICHTER (1988) wird bei der N-Saldorechnung ein mittlerer atmosphärischer N-Eintrag von 50 kg/ha und Jahr veranschlagt.

2.1.4 Asymbiotische N_2 -Fixierung

Bei gegenwärtigem Kenntnisstand ist der N-Gewinn in landwirtschaftlich genutzten Böden über asymbiotische Stickstoff-Bindung vernachlässigbar gering (JAGNOW, 1987; 1989; NIEMANN, 1989) und beträgt weniger als 1 kg N/ha und Jahr (JAGNOW, 1989). Die asymbiotische N_2 -Fixierung wird daher bei der "Bilanzierung" nicht berücksichtigt.

2.2 Stickstoff-Entzüge

2.2.1 Abfuhr mit den Ernteprodukten

Die Menge des mit den Kulturpflanzen einer Gemeindefläche abgefahrenen Stickstoffs wird berechnet aus den Erntemengen und dem spezifischen N-Gehalt der jeweiligen Frucht sowie deren Anbauflächenanteil. Ebenso wie die Angaben zur N-Düngung wurden auch die Erträge durch die KREISSTELLEN der LANDWIRTSCHAFTSKAMMERN als Mittel für die Jahre 1983-1987 gemeindefeise erhoben. Der mit dem Stroh zwecks Einstreu bzw. Rübenblatt zur Verfütterung abgefahrte Stickstoff wird in Anlehnung an BACH (1987) anhand der Vieh-Besatzdichte abgeschätzt. Kartenmäßig dargestellt wird die mittlere jährliche N-Abfuhr mit den Ernteprodukten.

2.2.2 Denitrifikation

Nach umfassenden Literaturanalysen (NIEDER & SCHOLLMAYER & ZAKOSEK, 1989; NIEDER & SCHOLLMAYER & RICHTER, 1989) betragen denitrifikative N-Verluste - bei Anwendung direkter Meßmethoden- im gemäßigten Klima auf Acker - wie auf Grünlandstandorten nicht mehr als 20-30 kg/ha und Jahr. In der N-Saldorechnung wird die N-Entgasung mit 30 kg/ha und Jahr veranschlagt.

3. Literatur

- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitrat-Belastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland. Göttinger Bodenkundl. Ber. 93, 1-186
- HOFFMANN, A. & J. RICHTER (1988): 10 Jahre N_{min} -Methode in Südniedersachsen - Erfahrungen, Erfolge, Grenzen. Kali-Briefe (Büntehof) 19 (4), 277-296
- JAGNOW, G. (1989): Freundliche schriftliche Mitteilung
- LANDESAMT FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK NW (1988/I): Ergebnisse der Dezemberviehzählungen
- LANDESAMT FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK NW (1988/II): Agrarberichterstattung (1983; 1987)
- MINISTERIUM FÜR UMWELT, RAUMORDNUNG UND LANDWIRTSCHAFT NW (1984): Verordnung über das Aufbringen von Gülle und Jauche. In: Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Nordrhein-Westfalen. Nr. 15 vom 30.03.1984
- NIEDER, R., G. SCHOLLMAYER & H. ZAKOSEK (1989): Die Rolle der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden (eine Literaturanalyse). Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung, im Druck
- NIEDER, R., G. SCHOLLMAYER & J. RICHTER (1989): Denitrification in the rooting zone of cropped soils with regard to methodology and climate - a review. Biol. Fert. Soils, im Druck
- NIEMANN, E.-G. (1989): Freundliche mündliche Mitteilung

Zum Begriff "Ordnungsgemäße Landwirtschaft"

von
Sunkel, R. ^{*)}

Die Landwirtschaftsklausel des Bundesnaturschutzgesetzes § 1 Abs. 3 lautet: "Der ordnungsgemäßen Land- und Forstwirtschaft kommt für die Erhaltung der Kultur- und Erholungslandschaft eine zentrale Bedeutung zu; sie dient in der Regel den Zielen dieses Gesetzes." Zum einen erscheint heute vielen diese Klausel sachlich in dieser Form nicht mehr haltbar, zum anderen besteht keine Klarheit und kein Einvernehmen darüber, was denn ordnungsgemäße Landwirtschaft sei. Bisher gibt es noch keine verbindliche Definition. Außerdem entsteht zusätzlich Unklarheit, weil man außer von ordnungsgemäßer Landwirtschaft von ordnungsgemäßer Landbewirtschaftung, ordnungsgemäßer Landschaftsbewirtschaftung oder standortgemäßer Landbewirtschaftung redet.

Bisher bereits bestehende Definitionen werden kurz referiert. Was unter ordnungsgemäßer Landwirtschaft verstanden wird, sieht je nach Standpunkt sehr unterschiedlich aus. Der Landwirt hat eine andere Vorstellung davon als der Naturschützer oder der Wasserwirtschaftler. Folgende Definition aus bodenkundlicher Sicht wird zur Diskussion gestellt:

Ordnungsgemäße Landwirtschaft ist diejenige Nutzung, die vor allen Dingen standortgerecht ist und bei der

die Böden sorgfältig und schonend bearbeitet werden,
eine gute Humuswirtschaft betrieben wird,
die Bodenorganismen gefördert werden,
die Nährstoffbilanz langfristig ausgeglichen ist,
eine vielseitige Fruchtfolge eingehalten wird,
der Erosion vorgebeugt wird,
die tierische Produktion in die Flächenproduktion einbezogen wird,
die Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes beachtet werden

und bei der

stoffliche sowie mechanische Bodenbelastungen und der Austrag von Nähr- und Schadstoffen

soweit wie möglich vermieden werden.

^{*)} Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NW, Ulenbergstr. 1, 4000 Düsseldorf

Diese Definition klammert spezielle Belange des Naturschutzes und der Wasserwirtschaft bewußt aus, deren Bedeutung damit aber nicht geleugnet werden soll.

LITERATUR

- Agrarminister des Bundes und der Länder, 1987: Grundsätze einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung. Ergebnisprotokoll der Agrarministerkonferenz vom 23.09.1987 in München.
- Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, 1985: Bundestagsdrucksache 10/2977 vom 07.03.1985.
- Bundesminister des Inneren (Hrsg.), 1983: Aktionsprogramm Ökologie: Argumente und Forderungen für eine ökologisch ausgerichtete Umweltvorsorgepolitik - Abschlußbericht der Projektgruppe. Bonn.
- Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG), 1987: BGBI. I S. 890.
- Bundesverband der Deutschen Gas- und Wasserwirtschaft (BGW), 1987: Begriffsbestimmungen zur ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung. Vermerk vom 14.04.1987.
- Fördergemeinschaft Integrierter Pflanzenbau, 1987: Inhalte und Ziele. Integrierter Pflanzenbau, Heft 1.
- Harrach, T., 1988: Kriterien einer "ordnungsgemäßen" Landbewirtschaftung. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 57, 49-50.
- Hennecke, H.-G., 1984: Beschränkungen ordnungsgemäßer Landwirtschaft im Landschaftsschutzgebiet. Natur und Recht 6, 263-268.
- Landesregierung Baden-Württemberg, 1987: Ordnungsgemäße Landbewirtschaftung: Richtschnur für alle. Mitteilungen für Landwirte, Stuttgart.
- Meyer, B., 1988: Ist "ordnungsgemäß" in Zusammenhang mit landwirtschaftlicher Bodennutzung ein definitionsfähiger Begriff? Referat auf der Fachtagung der Kommission VI "Bodentechnologie" der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft am 07.10.1988 in Gießen.
- Scheele, M. u. F. Isermeyer, 1989: Umweltschutz und Landschaftspflege im Bereich der Landwirtschaft - Kostenwirksame Verpflichtung oder neue Einkommensquelle? Ber. Ldw. 67, 86-110.
- Sunkel, R., in Vorbereitung: Zum Begriff "Ordnungsgemäße Landwirtschaft". Z. Kulturtechn. u. Landentw.
- Wasserhaushaltsgesetz (WHG), 1986: BGBI. I S. 1530.

Die hydrologische Bedeutung von Hecken in der Agrarlandschaft
- Ergebnisse von 15-jährigen Lysimetermessungen -

von
Thomsen, V. *

Die stabilisierende Rolle von Hecken in dem ansonsten biologisch abwechslungsarmen Agrarökosystem rückt im Rahmen der Bemühungen um umweltverträgliche Landwirtschaft wieder stärker in den Blickpunkt des Interesses. Als Stichworte seien genannt: die biozönotische Pufferung, die Biotopvernetzung, die Windberuhigung, die Minderung der Erosionsgefahr durch Wind und Wasser. Ein weiterer Parameter in der landschaftsökologischen Bewertung von Hecken ist ihr Wasserhaushalt. Hierzu sollen im folgenden einige Mitteilungen gemacht werden, insbesondere im Hinblick auf die Frage, wie groß der Beitrag der Hecke zur Grundwasserneubildung ist im Vergleich zur gehölzfreien landwirtschaftlichen Nutzfläche. Berichtet wird über nunmehr 15-jährige Lysimeterergebnisse zum Wasserhaushalt in einer Hecke und in umgebender Agrarlandschaft.

Standort

ist die Versuchsfläche Drakenberg bei Göttingen (AHL & al. 1985), eine Plateaufläche im Bereich des Oberen Muschelkalks, 345 m ü.NN, die teils landwirtschaftlich genutzt wird, teils in Brache liegt (Kalktrockenrasen) und von einem landschaftsprägenden Heckennetz durchzogen ist. Bestandesbildner der Hecken sind die Dornsträucher (*prunus spinosa*, *crataegus monogyna*, *crat. oxyacantha*, *rosa canina*); weitere Arten treten in geringerer Individuenzahl auf. Der Boden ist eine flachgründige Rendsina mit einem A_h von 20 cm Mächtigkeit; darunter 40 cm A-C Übergangshorizont, dann unterhalb 60 cm Kalksteinfels mit hoher Wasserdurchlässigkeit in den Klüften. In der Korngrößenzusammensetzung der Feinerde dominiert der Schluffanteil mit 57 Gew.%, jedoch ist der Tonanteil mit 39% noch so beträchtlich, daß er die Bearbeitbarkeit beeinträchtigt. Noch störender für die Ackerbewirtschaftung ist der Steinreichtum (20 Gew.% des Gesamtbodens), sowie die Oberflächennähe des Felsgesteins.

Die nutzbare Feldkapazität an diesem Standort beträgt 64 mm; hiervon entfallen auf den Oberboden 44 mm, auf den A-C Bereich 20 mm.

Methode

Lysimeter der Grundfläche 1x2 m (Freiland 1x1 m), Tiefe 1 m, künstlich befüllt, wobei der Gesteinsverband in 60-100 cm Tiefe nachgeahmt ist durch eine (bodenmaterialfreie) Packlage von Kalkstein, die in ihrer hydrologischen Durchlaßfunktion dem Originalverband gleichkommt und spannungsfreies Absickern des Wassers gewährleistet.

Die Erfassung der Wasserhaushaltsdaten erfolgte wöchentlich; die vorgestellten Ergebnisse beruhen ausschließlich hierauf und sind nicht modellmäßig erweitert.

Ergebnisse

Die Niederschlagsverhältnisse der 15 Meßjahre sind in Abb.1 dargestellt. Bei einem mittleren Jahresniederschlag von 691 mm traten Extrema auf mit 938 mm (Mittelwert + 36%) und 466 mm (Mw - 33%). Die Spanne um den Mittelwert von -10% bis + 10% (622 - 760 mm/a) ist als Normalbereich charakterisiert; darunter bzw. darüber liegende Jahresniederschläge kennzeichnen diese Jahre als trocken bzw. feucht. Die Verteilung der 15 Jahre auf die Feuchteklassen ist einigermaßen ausgeglichen mit vier normalen, fünf feuchten und sechs trockenen Jahren. Auffällig ist, daß die extremen Feucht- wie Trockenjahre paarweise in Folge auftreten (1980-82, 86-88 und 76-78, 82-84).

Läßt sich aus der Niederschlagshöhe die Versickerungsrate prognostizieren? Aus der Jahressumme allein sicherlich nicht, wie Abb. 2 erkennen läßt. Hier sind die Halbjahressummen dargestellt; links für die belaubte Zeit (1.5.-31.10.), rechts für die unbelaubte Zeit (1.11.-30.4.), und jeweils dazugestellt die Versickerungsraten der Hecke. Die Reihung ist nicht chronologisch, sondern nach der Höhe des Freiland- Niederschlages (FN)geordnet. Hier zeigt sich zunächst (erwartungsgemäß), daß im Sommer der FN im Mittel höher liegt als im Winter (378 : 315 mm/Halbjahr); sodann, daß im Sommer die Streubreite zwischen "trocken" und "feucht" weitaus größer ist als im Winter, daß aber die Versickerung in der Hecke hierauf relativ unelastisch reagiert. Prägend für das Versickerungsgeschehen des Gesamtjahres ist fast ausschließlich das Winterhalbjahr. Hier sind nun die Schwankungen in der Nied.-Zufuhr von Jahr zu Jahr weit geringer als im Sommer, die Schwankungen in der Versickerungsrate jedoch beträchtlich. Eine gewisse Gleichsinnigkeit in der Zunahme von FN und S läßt sich zwar grob konstatieren, wird aber überprägt durch weit aus der Reihe fallende Einzelwinter. Modifikationsursache hierfür ist die Schneewehenbildung, die gerade in der Hecke oft ein im Vergleich zum Freiland weit höheres Wasseräquivalent speichert und beim Schmelzen der Versickerung zuführt. Eine bessere Prognostizierbarkeit

ist erreichbar, wenn jeweils am Beginn einer Schneeschmelze das aufliegende Wasseräquivalent ermittelt wird.

Eine weitere mit dem Wind zusammenhängende Modifikation des Niederschlags-Eintrages in der Hecke geht aus Abb. 3 hervor. Ist die Hecke dem Wind frei ausgesetzt und bietet sie ihm gar noch durch N-S-Verlauf ihre Breitseite dar, wie es an unserem Standort der Fall ist, so erhält sie über den FN hinaus einen gewissen Zugewinn an Wasser dadurch, daß sie den schräg herandriftenden Regen kämmt und einen Teil interzipierend sich selbst zuleitet - dies selbstverständlich zu Lasten der unmittelbar in Lee an die Hecke angrenzenden Fläche. In Abb.3 ist gezeigt, wie hoch in acht Meßjahren diese Minderung im Windschatten gewesen ist und damit in rechnerischer Analogie, wie groß der Zugewinn der Hecke gegenüber dem FN ist: im Mittel dieser acht Jahre 18%, bei einer Streuung von 8 - 31%.

Für die Wasserhaushaltsgleichung $N = S + ETI$ bedeutet dies die Hinzufügung eines Haushaltsgliedes "Z" (Zugewinn) auf der Einnahmeseite. Die Gleichung lautet dann für die Hecke:

$$N + Z = S + ETI$$

numerisch gefüllt mit den langfristigen Meßwerten:

$$691 + 135 = 332 + 494 \quad (\text{mm/a}).$$

Der Gesamteintrag ist also 826 mm/a; die Versickerung steht hierzu in einer Relation von 40%. Verdunstet werden über ETI (ermittelt als rechnerischer Restbetrag) 60% des Eintrages.

In Tab.1 sind zu diesen Daten der Hecke diejenigen der umgebenden landwirtschaftlichen Nutzflächen gestellt: Acker (getreidereiche Fruchtfolge mit Raps, keine Hackfrucht) und Wiese (einschürig). Es zeigt sich, daß die Wiese, ohne den Betrag Z erhalten zu haben, in der Versickerung mit der Hecke nahezu gleichauf liegt, während vom Acker 50 mm/a mehr absickern. Für den Verdunstungsverlust bedeutet dies einen Betrag von (ca.) 300 mm beim Acker, 350 bei der Wiese, 500 bei der Hecke. Bezogen auf den jeweils zugeführten Wassereintrag ist das Verhältnis $S : ETI$ beim Acker 55:45, Wiese 50:50, Hecke 40:60.

Abb. 4 gibt die bereits erörterten Daten in graphischer Darstellung wieder (rechte Seite); dazugestellt ist eine Aufteilung der Jahressummen in die vier Quartale. Hieraus ist die Saisonalität im hydrologischen Verhalten der Varianten zueinander erkennbar, auch wenn es sich nicht um echte Quartalsbilanzen handelt (ΔBf ist an den Quartalsgrenzen der einzelnen Jahre nicht ermittelt): Im Winter (Jan-Mrz) kommt nahezu aller Niederschlag der Versickerung zugute; im Sommer (Jul-Sep) geht er fast ausschließlich in die ETI.

	F N	Z	N _{gesamt}	S	E T I	
Hecke	691	135	826	332	494	FN = Freiland-Nieder- schlag
Wiese	691	0	691	337	354	Z = Zugewinn der Hecke durch Kämmen des Niederschlags
Acker	691	0	691	387	304	
<hr/>						
Hecke	80	20	100	40	60	S = Sickerwasser
Wiese	100	0	100	49	51	ETI = Evaporation Transpiration Interception
Acker	100	0	100	56	44	

Tab. 1: Wasserbilanz Drakenberg - Hecke und Agrarnutzung.
 Jahressummen; 15-jährige Mittelwerte 1974-1989
oben: Absolutwerte (mm/a); unten: relativ zum Wassereintrag

Frühjahrs- und Herbstquartal nehmen eine Mittelstellung ein. Charakteristisch ist für den Acker, daß er lediglich in der Wachstumsphase in seiner Verdunstungsaktivität mit der Wiese gleichzieht; nach der Ernte bleibt er ihr gegenüber zurück mit der ETI und weist entsprechend höhere Versickerung auf. Die Hecke hat wiederum im Frühjahr, bei erst später sich entwickelnder voller Belaubung, eine gegenüber dem Freiland kaum erhöhte Verdunstung, um dann im Sommer- und Herbstquartal deutlich höhere Raten für ETI zu verbrauchen.

Literatur

Ahl, Chr., H.G. Frede, B. Meyer, V. Thomsen, J. Wang & H. Wildhagen (1985): Agrar-Ökosystem-Meß- und Versuchsflächen auf Rendzina-Terra-Fusca-Flächen des oberen Muschelkalks auf dem Drakenberg bei Göttingen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 42 (1985).

Marxen-Drewes, H. (1987): Kulturpflanzenentwicklung, Ertragsstruktur, Segetalflora und Arthropodenbesiedlung intensiv bewirtschafteter Acker im Einflußbereich von Wallhecken. Kiel 1987.

Schulze, E.-D., A. Reif & M. Küppers (1984): Die pflanzenökologische Bedeutung und Bewertung von Hecken. Laufen/Salzach 1984.

Trautz, D. (1988): Einfluß von Wallhecken auf bodenphysikalische, -chemische und -biologische Parameter angrenzender, im Leebereich liegender, intensiv bewirtschafteter Ackerflächen. Kiel 1988.

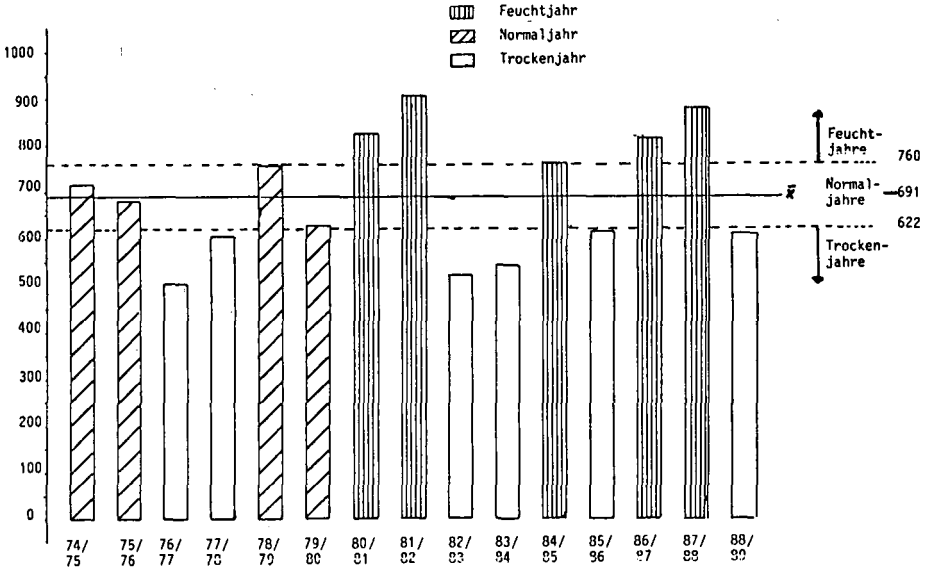
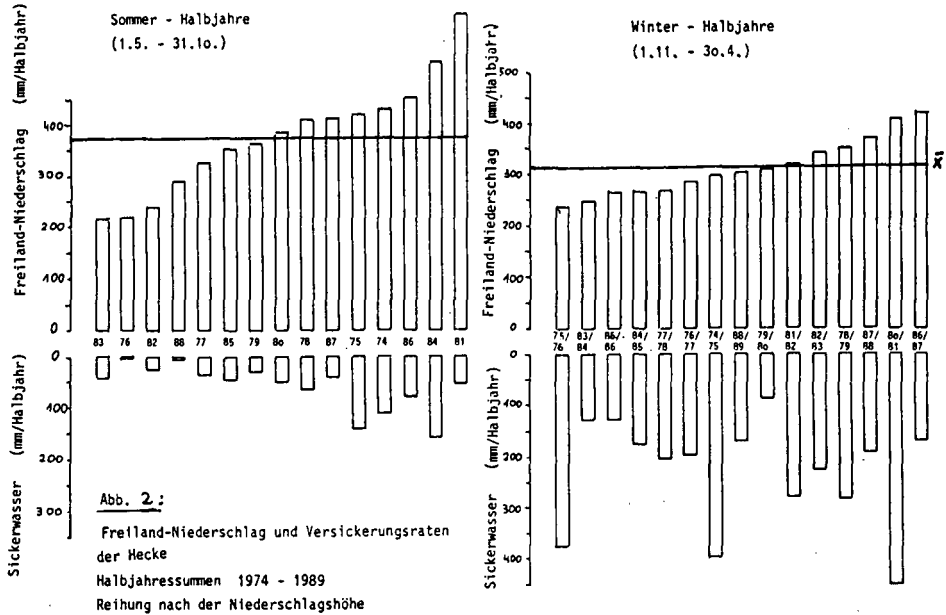


Abb. 1:
Freiland-Niederschlag Drakenberg
Jahressummen 1974 - 1989



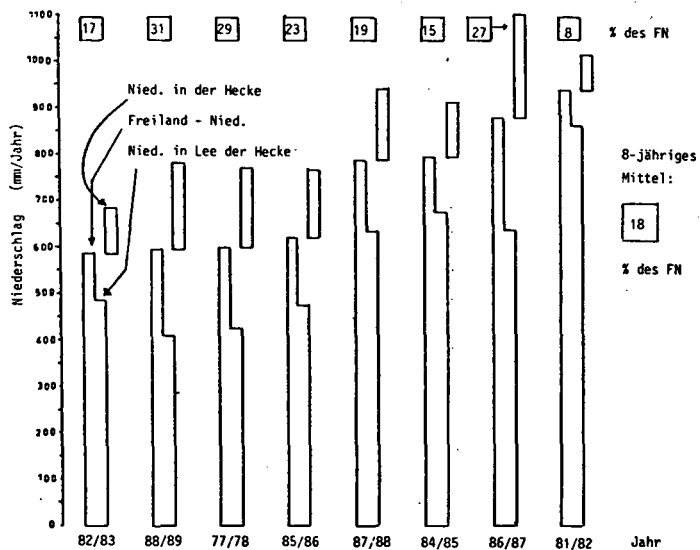


Abb. 3: Umverteilung des Niederschlages im Nahbereich der Hecke
(Messung der Niederschlags-Minderung im Windschatten)

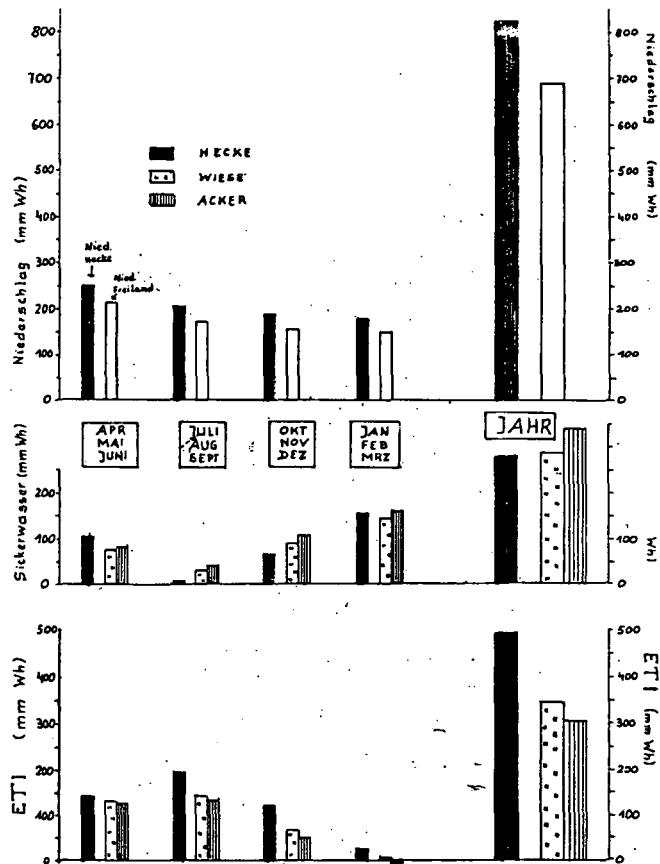


Abb. 4
Wasserhaushalt Drakenberg. Quartals- und Jahressummen.
Mittelwerte aus 15 Jahren (1974 - 1989)

Ursachen der Bodenversalzung in der Talau des Breede Rivers
(westl. Kap-Provinz)

von

Volkman, S.*

1. Einleitung

Der Breede River ist einer der wichtigsten perennierenden Flüsse der westl. Kap-Provinz. Er dient gleichzeitig als Hauptversorgungskanal für die ausgedehnten Bewässerungsareale entlang seiner Ufer. Die zunehmende Versalzung von Böden und Flußwasser sowie die geplante Erweiterung der bewässerten Flächen führte 1987 zur Einrichtung der 'Breede River Salination Research Programs'. Als Teilbereich dieses Forschungsprogramms sollte in einem ca. 8 km² großen Teilstück des 'Robertson Irrigation Schemes' die Versalzungsproblematik in den holozänen Talauensedimenten untersucht werden. Das Untersuchungsgebiet liegt in einem semi-arid mediterranen Klimabereich mit Winterregen und sommerlicher Trockenzeit. Das langjährige Jahresmittel des Niederschlages beträgt 278 mm. Die pot. Verdunstung (Class-A-Pan) übersteigt mit 1785 mm die Niederschlagsmenge um mehr als das 6fache. In der holozänen Talau erreichen die feinkörnigen Deckschichten (Sande - lehmige Sande) Mächtigkeiten bis zu 5 Meter; sie überlagern grobe fluviale Niederterrassenschotter. Die landwirtschaftlich genutzten Flächen stehen z.T. bereits seit 45 Jahren unter Bewässerung. Das zur Bewässerung verwendete Wasser wird direkt aus dem Breede River entnommen. Während der Sommermonate wird der Salzgehalt des Flußwassers durch kontinuierlichen Verschnitt mit am Oberlauf gespeichertem Frischwasser innerhalb vorgegebener Grenzen gehalten.

2. Methodik und Meßnetz

Zur Erfassung von Dynamik und Chemismus des oberflächennahen Grundwassers wurden im sandigen Decksubstrat 60 Bodenpegel bis auf die fluvialen Schotter niedergebracht. Die Pegel sind in 1 Quer- und 5 Längsprofilen angeordnet; 4 Querprofile besitzen durch einen Flußpegel eine Verbindung zum Breede River. Die Bestimmung der Wasserbewegung in der ungesättigten Bodenzone erfolgt an 6 Tensiometer-Stationen. Durch im Arbeitsgebiet niedergebrachte Tiefbohrungen (80-100 m) konnten zusätzlich Dynamik und Chemismus des tiefen Grundwassers erfaßt werden. Zur Darstellung der kleinräumlichen Verteilung der auftretenden Böden wurde eine bodenkundliche Aufnahme im Maßstab 1:7500 durchgeführt. Die bodenphysikalischen und bodenchemischen Kennwerte wurden an 5 repräsentativen Profilen ermittelt.

3. Ergebnisse

Die typischen Böden des Arbeitsgebietes sind Auenregosole und Auengleye mit unterschiedlich starker Salzbeeinflussung. Zur Ausbildung von Solonschak-Gleyen

* Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

kommt es in Bereichen mit hohen Grundwasserständen (morphologische Tieflagen und/oder unter intensiver Bewässerung). Die auftretenden Substrate gehören fast ausschließlich zur Gruppe der Sande und weisen eine hohe bis sehr hohe gesättigte Wasserleitfähigkeit auf. Die Böden sind karbonatfrei und in den Oberböden schwach bis sehr schwach humos. Durch die im Zuge der Kultivierung vorgenommenen Nivellierungsmaßnahmen sind die Bodenprofile vielfach gekappt bzw. begraben worden. Der Salzeintrag erfolgt durch Niederschlag und Bewässerung. Analysen von 119 Regenwasserproben ergaben einen mittleren TDS-Gehalt von 37 mg/l. Bei einem Jahresmittel von 278 mm werden somit 103 kg/ha Salze jährlich durch den Niederschlag zugeführt. Der überwiegende Anteil der Salze entstammt jedoch dem Bewässerungswasser. Der mittl. EC_w -Wert im Breede River liegt bei 30 mS/m. Zur Umrechnung von EC_w in TDS ergab sich aus 90 Wasserproben folgende Kalibrierungsgleichung: $TDS = 4.136075 * EC_w + 1.063451$. Der Salzeintrag pro 100 mm aufgebrachtes Bewässerungswasser beträgt somit jährlich 154 kg/ha. Bei Bewässerungsmengen von 600-900 mm ist die zugeführte Salzmenge beträchtlich (924-1386 kg/ha). Ferner erscheint auch der Zustrom von salzhaltigem artesisch gespanntem Tiefengrundwasser sowohl in das Flußbett des Breede Rivers, wie auch in den alluvialen Aquifer möglich (FLÜGEL 1989).

Die Installation der Bodenpegel zeigte eine deutliche morphologische Differenzierung des Schotterkörpers. Es fanden sich darin eingeschnittene Hochflutrinnen, die an der Oberfläche durch die Kultivierungsmaßnahmen vielfach begraben worden sind. Das oberflächennahe Grundwasser folgt meist dem Relief des unterlagernden Schotterkörpers. Die Hochflutrinnen wirken dabei als gut funktionierendes natürliches unterirdisches Drainagesystem. Während der sommerlichen Bewässerungszeit zeigt sich eine deutliche Anhebung des Grundwasserspiegels unter den meisten bewässerten Flächen. In Bereichen ohne Bewässerung bzw. unter bewässerten Flächen mit einer ausreichenden natürlichen Drainage liegt der Grundwasserspiegel meist tiefer als 3 Meter und ist nur geringen jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Salzanreicherungen in den Böden sind unter diesen Bedingungen nicht zu beobachten. Bewässerungstechniken mit einem geringen bis mittleren Wirkungsgrad, wie Furchenbewässerung oder Beregnung, führen dagegen zu einer Anhebung des Grundwasserspiegels in den Bereich des Kapillarhubs. Der Gang des Grundwasserspiegels folgt hierbei eng den Bewässerungszyklen. Im Gegensatz dazu ist die Beeinflussung des Grundwassers bei Tropf- oder Microjet-Bewässerung gering bzw. nicht erkennbar. Die Jahresamplitude des Grundwasserspiegels erreicht bei Furchen-Bewässerung mehr als 200 cm, während sie unter unbewässerten Flächen nur ca. 40 cm beträgt. Ein Profil der Bodenpegel (vgl. Abb. 1) zeigt deutlich den während der Bewässerungsperiode erzeugten 'Wasserberg' im Bereich der landwirtschaftlichen Flächen. Im Gegensatz zur Bewässerung ist der Einfluß der winterlichen Hochwasserstände des Breede Rivers auf die Grundwasserdynamik in den alluvialen Flächen sehr gering. Lediglich die Bodenpegel in unmittelbarer Nähe des Flusses zeigen einen kurzfristigen Anstieg des Grundwassers.

Die Salzfracht des Grundwassers, gekennzeichnet durch die elektrische Leitfähigkeit (EC_w), variiert kleinräumig sehr stark. Während die EC_w -Werte in der Nähe von alten Rinnenfüllungen auf über 6000 mS/m (dies entspricht 439 Salz/l) ansteigen können, so schwanken sie unter kontinuierlich bewässerten Flächen zwischen 25 und 200 mS/m. Jahreszeitlich sinkt der Salzgehalt des

Grundwassers im Verlauf der Bewässerungsperiode ab, was auf eine kontinuierliche Auswaschung (leaching) und einen Abtransport der Salze hinweist.

Die Ergebnisse der Tensiometermessungen zeigen eine deutliche Abhängigkeit der Wasserdynamik in der ungesättigten Zone von Bewässerungstechnik und Bewuchs. In Bodenprofilen mit einem Grundwasserstand zwischen 1.2 und 2.0 Meter erfolgt bei stärkerer Austrocknung des Oberbodens (z.B. bei Luzerne vor dem Schnitt) eine fortlaufende Wassernachlieferung aus dem Grundwasser. Unterbleibt hier eine adäquate Bewässerung, so neigen diese Standorte zur Versalzung. Auf unbewässerten Standorten zeigen die Messungen eine Austrocknung des Oberbodens im Sommer bis über 60 cm Tiefe. Der Bodenspeicher wird erst durch die Winterregen wieder aufgefüllt.

Als Ursache für die zunehmende Boden- und Flußwasserversalzung im untersuchten Gebiet kann die deutliche Anhebung des Grundwasserspiegels und der dadurch verstärkte Rückfluß von salzhaltigem Grundwasser in den Breede River angesehen werden. Den kapillaren Aufstieg von salzigem Grundwasser versucht man durch eine verstärkte Bewässerung zu kompensieren. Einer Zunahme der Versalzung kann nur durch eine Reduzierung der aufgetragenen Wassermenge mit Hilfe effizienterer Bewässerungstechniken sowie durch ein verbessertes Drainagesystem entgegengewirkt werden.

Literatur:

FLÜGEL, W.-A. (1989): Groundwater dynamics influenced by irrigation and associated problems of river salination; Breede River, Western Cape Province, R.S.A., IAHS-Publ. No. 185 (1989): 135-143.

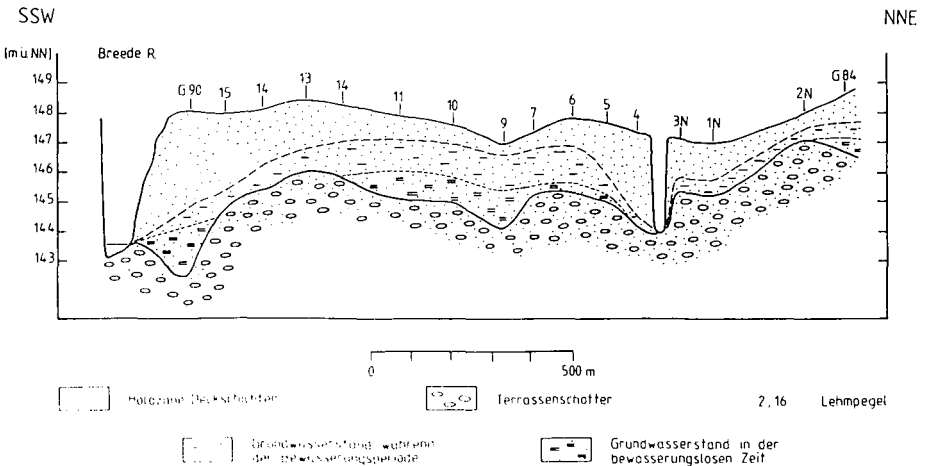


Abb. 1 Querprofil durch die alluviale Talfüllung des Breede Rivers.

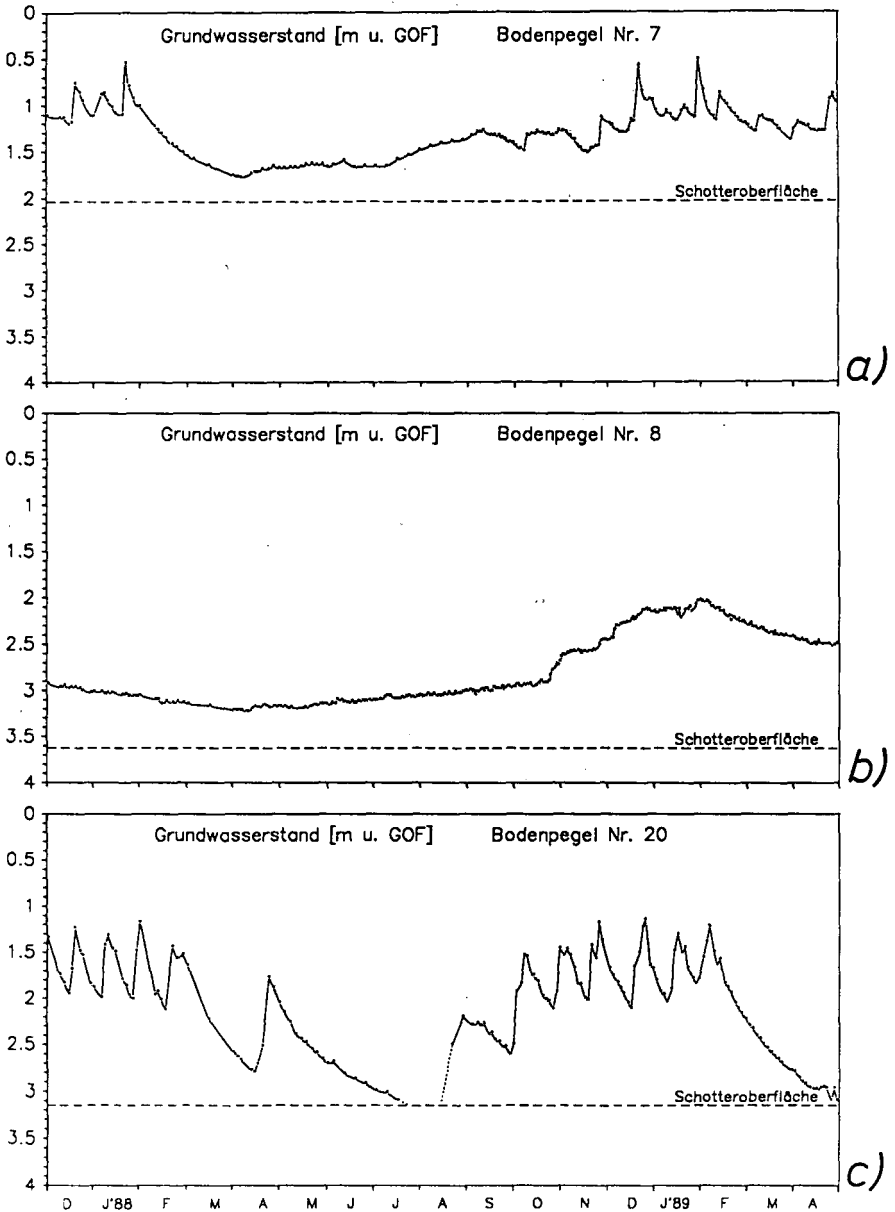


Abb. 2 a-c: Grundwasserstände in ausgewählten Bodenpegeln bei unterschiedlichem Bewuchs und bei verschiedenen Bewässerungsverfahren: a) Luzerne/Beregnung; b) ab 11.88 Kartoffeln/Beregnung, davor nicht kultiviert; c) Rebland/Furchenbewässerung.

Durch Straßen beanspruchte Böden, dargestellt
am Beispiel Großraum Bonn

von

H. de Vries⁺ und W. Burghardt⁺⁺

1. Zielsetzung und Methodik

Straßen erzeugen eine Vielzahl von Belastungen, die den Boden betreffen. Durch geeignete Kriterien (Bodentyp, Bodenart, Bodengüte, Gründigkeit, ..) ist es möglich, durch Ableitung bodenphysikalischer und bodenchemischer Kennwerte, Böden hinsichtlich ihrer Empfindlichkeit gegenüber Beanspruchungen einzustufen. Hieraus läßt sich dann eine Beurteilung von Räumen hinsichtlich ihrer bodenökologischen Empfindlichkeit ableiten.

Im Rahmen der Untersuchung wurde mit dem Landschaftsinformationssystem (LANIS) der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg gearbeitet. Der Großraum Bonn (29 x 28 km) wurde im 250 x 250 m Raster für die Merkmale (Naturraum, Bodentyp, Bodenart, Bodengüte, ...) erfaßt und diese im LANIS gespeichert. Bei der vorliegenden Analyse wurden die relevanten bodenbezogenen Merkmale mit den Signaturen der Straßenkarte verknüpft. Die Häufigkeiten der jeweiligen Merkmalskombination wird vom LANIS bestimmt. Die Auswertung erfolgte mit Hilfe eines Personalcomputers.

2. Ergebnisse

2.1 Straße und Naturraum

Die Abbildung 1 gibt eine Übersicht der naturräumlichen Gliederung des Untersuchungsgebietes. Unter der gesetzten Prämisse, daß Straßen als linienhafte Emissionsquellen ein 250m breites Band verstärkter Schadstoffbelastung für den Boden darstellen, ist die Belastung des Untersuchungsgebietes enorm. Insgesamt werden über 20% der Fläche von Straßen in Mitleidenschaft gezogen.

Die Abbildung 2 zeigt die unterschiedliche Belastung der verschiedenen Naturräume durch Straßen.

2.2 Straße und Bodentyp (Abb. 2b)

Im Untersuchungsgebiet sind Braunerde und Parabraunerde durch die Flächeninanspruchnahme nahezu gleich stark betroffen. Das Niveau der Inanspruchnahme ent-

+ Ing.-Büro für Boden- und Grundwasserbewertung, Endericher Allee 48, 5300 Bonn

++ Angewandte Bodenkunde im Institut f. Ökologie, Universität-GHS Essen, Universitätsstr. 5, 4300 Essen

spricht etwa der mittleren allgemeinen Beanspruchung von Bodentypen durch Straßen.

Als Böden am Hang werden Rendzina/Ranker vom Straßenbau gemieden. Die überdurchschnittliche Überbauung von Kolluvien zeigt an, daß Straßen oft am Hangfuß entlang geführt werden.

Auffällig ist die starke Verwendung von Auenböden für Verkehrsbauten. Besonders stark ist dies bei Autobahnen zu beobachten. Eine überdurchschnittliche Bebauung der Uferbereiche von Flüssen durch Straßen kann in Übereinstimmung mit anderen landschaftsökologischen Arbeiten festgestellt werden.

2.3 Straße und Bodenart (Abb. 2c)

Für den Großraum Bonn zeigen die Daten eine überdurchschnittlich starke Überbauung der Bodenarten lehmiger Sand, sandiger Lehm und toniger Lehm. Deutlich erkennbar ist die geringe Inanspruchnahme der Bodenartenklassen Steine/Kies/gS und Sand. Eindeutig ausgespart wird die Bodenartenklasse Torf/Anmoor.

2.4 Straße und Bodengüte (Abb. 2d)

Beste und sehr gute Böden werden überdurchschnittlich von Straßen in Anspruch genommen. Besonders bei Autobahnbauten sticht der starke Verbrauch von sehr guten Böden heraus.

2.5 Straße und Gründigkeit (Abb. 2e)

Auffällig ist im Untersuchungsgebiet die Tendenz, daß sehr tiefgründige Böden verstärkt für Straßenbauten verwendet werden. Für Autobahnen gilt diese Aussage nicht.

3. Schlußfolgerung -

Bodenökologische Empfindlichkeit und Straßenbau (Abb. 3)

Die Übersichtsdarstellung zeigt deutlich die Nichteignung der Schlebusch-Wahner Heide für Straßenbauprojekte aus bodenökologischer Sicht. Die vorherrschende Bodenart (Sand) und der Leitbodentyp (Braunerde) erlauben eine hohe Wasserdurchlässigkeit bei gleichzeitig geringer Sorptionsfähigkeit.

Die Schlebusch-Wahner Heide wurde als bodenökologisch empfindlichster Raum erkannt. Die Rheinebene ist aufgrund der starken Belastung mit Straßen und der nicht dafür geeigneten Böden als überlasteter Teilraum einzustufen.

Aus bodenökologischer Sicht bieten die tiefgründigen Böden der Parabraunerde/Braunerde-Vergellschaftung der Vorderwesterwälder Hochflächen den optimalen Standort für Straßenbaumaßnahmen.

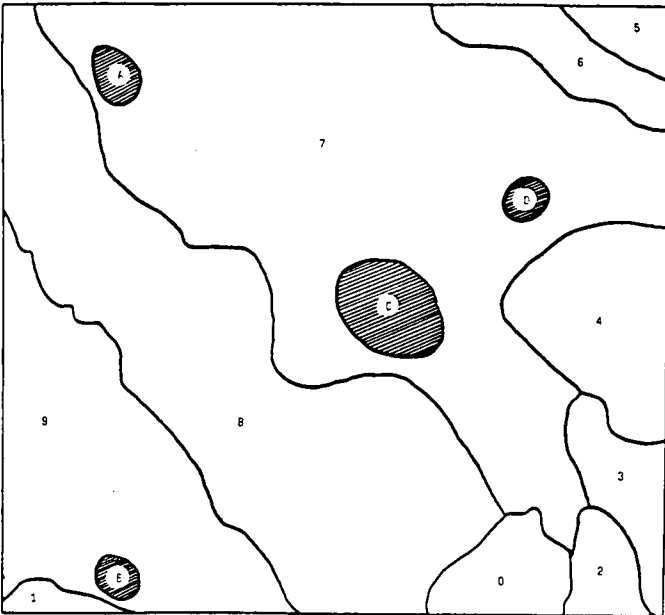
Nicht ganz so günstig stellt sich die Situation in der Zülpicher Börde dar. Hier herrschen zwar auch Parabraunerden vor, sind aber mit Pseudogleyen vergesellschaftet.

Bezogen auf den Gesamttraum wurde zudem festgestellt: Gute bis sehr gute Böden aus lehmigen Sanden, sandigem Lehm oder tonigem Lehm, die außerdem sehr tiefgründig sind, werden durch Straßen bevorzugt in Anspruch genommen. Gemieden werden Pseudogleye und moorige Bereiche.

Danksagung:

Für die Einweisung in das LANIS und ihrer tatkräftigen Unterstützung bei der Arbeit gilt unser Dank den Mitarbeitern der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg.

Abb. 1 : Naturräumliche Gliederung



- | | |
|------------------------------------|---------------------|
| 0 = Rheineifel | 8 = Ville |
| 1 = Münstereifeler Wald | 9 = Zülpicher Börde |
| 2 = Unteres Mittelrheintal | |
| 3 = Rheinwesterwald | A = Brühl |
| 4 = Vorderwesterwälder Hochflächen | B = Rheinbach |
| 5 = Bergische Hochflächen | C = Bonn |
| 6 = Schleibusch-Wahner-Heide | D = St. Augustin |
| 7 = Kölner Bucht | |

Abb. 2: Durch Straßen beanspruchte Flächen der einzelnen a) Naturräume
 b) Bodentypen, c) Bodenarten, d) Bodengüte- und e) Gründigkeitsklassen

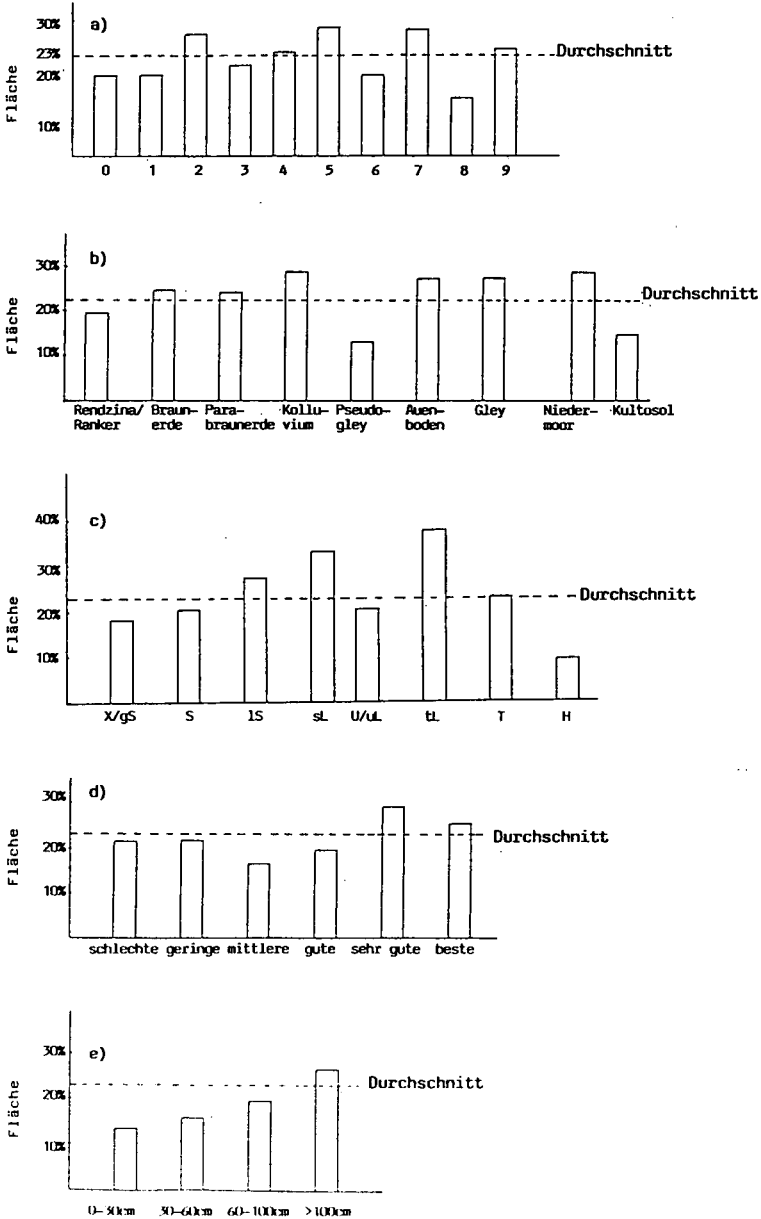
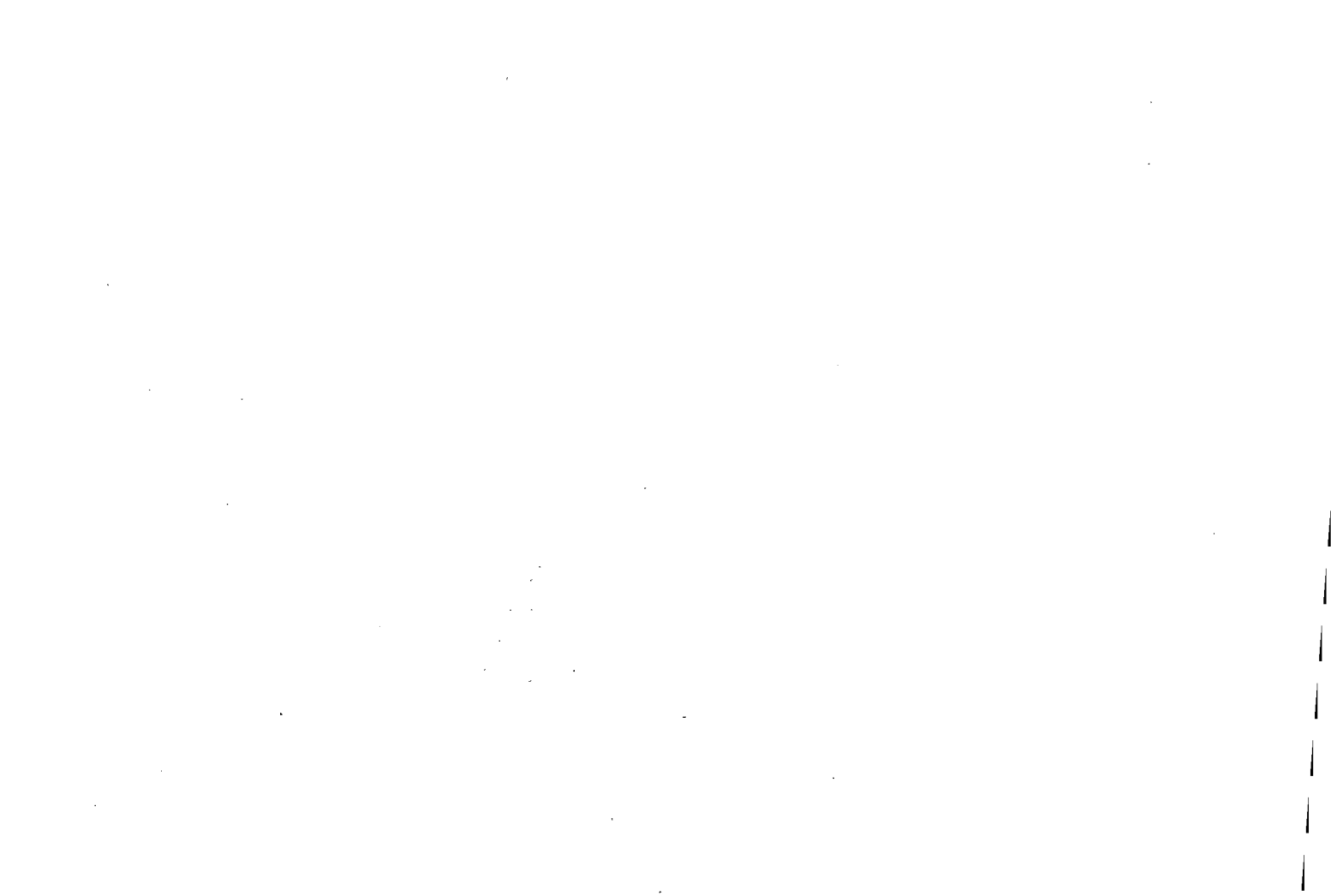


Abb. 3: Übersichtsdarstellung der wichtigsten Naturräume mit den wesentlichen Bodenparametern



Oben: Schematische Darstellung der Topographie (überhöht)

Naturraum	Zülpicher Börde	Ville	Kölner Bucht bzw. Unteres Mittelrheintal	Schleibusch-Wahner-Heide	Vorderwesterwälder Hochflächen	Bergische Hochflächen
vorherrschende Bodenarten	Schluff/uL	Schluff/uL	lehmiger Sand	Sand	Sand	Schluff/uL
vorherrschende Bodentypen	1. Parabraunerde 2. Pseudogley	1. Pseudogley 2. Parabraunerde	1. Braunerde 2. Auenboden	1. Braunerde 2. Pseudogley	1. Parabraunerde 2. Braunerde	1. Braunerde 2. Auenboden
vorherrschende Gründigkeit	tiefgründig	mittelgründig	sehr tiefgründig	sehr tiefgründig	sehr tiefgründig	sehr tiefgründig
vorherrschender Bodenwert	hoch	gering	hoch	sehr gering	mittel	gering
Straßenanteil	mittel	gering	hoch	gering	mittel	hoch



Vereinfachte Wasser- und Stickstoffbilanz
für ein Wasserschutzgebiet im
Oberschwäbischen Hügelland
von
Weinzierl, W.*)

Kurzfassung:

Im Rahmen der landesweit forciert fortgeführten Ausweisung von Wasserschutzgebieten (WSG) wurde das hier vorgestellte WSG begleitend zu den hydrogeologischen Untersuchungen auch bodenkundlich bearbeitet. Ziel der bodenkundlichen Bearbeitung war die Dokumentation des Status quo der ans Grundwasser angelieferten jährlichen Nitratfrachten aus den verschiedenen Böden mit ihren unterschiedlichen landwirtschaftlichen Nutzungsformen. Mit einem seit mehr als zwei Jahrzehnten konstant gebliebenen Nitratgehalt von 21 mg/l im geförderten Grundwasser ist hier noch kein Nitratproblem auszumachen. Doch können für einen künftig nicht auszuschließenden Anstieg der Nitratkonzentrationen die Ursachen und Verursacher bei bekannter Ausgangssituation leichter gefunden werden.

Die Boden- und Flächennutzungskartierung im 132 ha großen WSG (= Wassereinzugsgebiet) ergab, daß 101,8 ha zur effektiven Grundwasserneubildung beitragen (Parabraunerden, Pararendzinen). Die verbleibenden 30,2 ha (Gleye, Anmoorgleye, Niedermoore) leiten ihr Sickerwasser zum größten Teil über Drainrohre und wirkungsvoll ausgebaute Vorfluter aus dem Einzugsgebiet weg. Die verbleibenden 101,8 ha werden auf 100,0 ha von einer Parabraunerde aus schwach kiesigem, sandig-schluffigem (-tonigem) Lehm eingenommen. Daher werden im folgenden einheitliche bodenphysikalische Verhältnisse der gesamten zur effektiven Grundwasserneubildung beitragenden Flächen angenommen. Innerhalb dieser Fläche werden 53 ha als Acker (überwiegend Sommerung) und 48,8 ha als Grünland + Sonderkultur Obst + Mischwald genutzt.

Die hydrogeologischen Untersuchungs- und Meßergebnisse ergaben eine mittlere jährliche Grundwasserneubildung im gesamten Einzugsgebiet von ca. 270 000 m³. Unter der Annahme, daß auf dem gleichen Boden ein mit Sommerung bestellter Acker etwa 100 mm mehr Sickerwasser liefert als Wald, Grünland oder Sonderkultur Obst, läßt sich eine jährliche Grundwasserneubildung von 166 000 m³ (= 313 mm) aus den 53 ha Ackerland und 104 000 m³ (= 213 mm) aus den 48,8 ha Grünland + Sonderkultur Obst + Mischwald berechnen.

Die langjährig an der Wasserfassung gemessenen 21 mg NO₃⁻/l ergeben bezogen auf die Sickerwassermenge von im Mittel 270 000 m³ eine jährliche N-Fracht von 1280 kg N bzw. 5670 kg NO₃⁻.

Die Beprobung sämtlicher im Untersuchungsgebiet liegender Drain- und Grabenabflüsse aus Grünland-, Sonderkultur- und Waldflächen ergab eine mittlere Nitratkonzentration von 15 mg/l, was auch mit früheren Untersuchungen aus benachbarten Gebieten gut übereinstimmt. Die jährliche N-Fracht aus diesen Flächen beträgt demnach bei einer mittleren Grundwasserneubildung von 104 000 m³ jährlich

*) Geologisches Landesamt Baden-Württemberg, Albertstr. 5, 7800 Freiburg i.Br.

352 kg N. Aus den 53 ha Ackerflächen werden durchschnittlich (1280 kg N - 352 kg N =) 928 kg N ans Grundwasser angeliefert, was einer Konzentration von 25 mg NO_3^-/l entspricht.

Der seit Jahren konstante Nitratgehalt des Grundwassers beruht im wesentlichen auf einer seit vielen Jahren standorttreuen Nutzung der Böden im Einzugsgebiet bei gleichzeitig, im Vergleich mit anderen WSG, hohem Anteil von Grünland, Sonderkultur Obst und Wald.

Die anscheinend stabilen, weil offenbar langjährig nicht ansteigenden Nitrat-einträge ins Grundwasser dürfen nicht zu der falschen Schlußfolgerung führen, daß im geplanten WSG keine Beeinflussung der Nitratkonzentration im Grundwasser durch die Landwirtschaft möglich ist. Vielmehr wird nach den vorliegenden Erkenntnissen der Grenzwert von 50 mg NO_3^-/l schon überschritten, wenn sich die jährliche N-Fracht um 1775 kg N in Form von Nitrat erhöht. Hierzu reicht bei einem so kleinen WSG wie im vorliegenden Fall erfahrungsgemäß der Umbruch von nur 2-3 ha Grünland mit der nachfolgenden und über mehrere Jahre anhaltenden starken Stickstoffmineralisierung und der damit zwangsläufig verbundenen Nitratauswaschung aus.

Hinsichtlich der Nitratbelastung des Grundwassers herrschen demnach auch hier labile Verhältnisse, wenngleich bei erster Betrachtung noch keine Gefahr in Verzug erscheint. Um auch künftig die Nitratkonzentration unter dem EG-Richtwert von 25 mg/l halten zu können, muß in diesem geplanten WSG die herkömmliche standorttreue Nutzungsverteilung zusammen mit der gegenwärtigen Nutzungsintensität beibehalten werden.

(Hierzu ist an anderer Stelle eine ausführliche Veröffentlichung vorgesehen)

KOMMISSION

VII



Untersuchungen zur Kennzeichnung von Aggregatoberflächen von

Braun, P.¹ und H. Wiechmann²

I. Problem

Im Rahmen des von der "Deutschen Forschungsgemeinschaft" geförderten Schwerpunktprogrammes "Genese und Funktion des Bodengefüges" wurden starke Gefügeverfestigungen in spätpleistozänen bis jungholozänen Hochflutlehmen des Mittelrheins untersucht. Diese Auenböden zeigen die Besonderheit, daß sie bei Austrocknung zu starker Gefügebrauchung neigen und außerordentlich stark verhärtet (Schröder 1979). Es galt die Ursachen hierfür zu ermitteln, wobei besonders zu prüfen war, ob nicht ein entscheidender Grund in der Besonderheit des Stoffbestandes der Sedimente zu suchen ist. Während der Sedimentation der betroffenen Hochflutlehme wurden große Tephramengen aus den Eruptionen des Laacher-See-Vulkanismus eingemischt (Frechen 1976).

Bei den Untersuchungen zeigte sich, daß besondere Aufmerksamkeit den Aggregatoberflächen geschenkt werden mußte, denn es ergaben sich Hinweise dafür, daß die Verhärtung durch oberflächliche Versiegelungen hervorgerufen wird.

II. Ursachen

Einen ersten Hinweis für die hohe Festigkeit der Aggregate zeigten spezielle Untersuchungen zur Lagerungsdichte der Aggregate nach Horn und Hell (1985). Es zeigte sich hierbei, daß die Aggregate der Hochflutlehme, besonders wenn stark verwitterte Bimseinsmischungen vorlagen, deutlich erhöhte Lagerungsdichten (bis 1,98) aufweisen. Zum Vergleich untersuchte Aggregate aus Auenböden anderer Flußsysteme, in denen keine Tephraeinsmischungen bekannt sind, zeigten bei ähnlicher Textur geringere Werte.

Nach Korrelationsrechnungen mit dem Eindringwiderstand erwiesen sich folgende Parameter als wichtige Einflußfaktoren:

- Der abnehmende Wassergehalt führt zu einer starken Verfestigung, besonders in Wasserspannungsbereichen über 1,5 MPa.
- Der Tongehalt, besonders bei den B-Horizonten.
- Höhere Gehalte an Kieselsäure und Allophan, bedingt durch die Verwitterung der Pyroklastite.

-Da man nicht a priori von einer gleichmäßigen Verteilung eventuell in Frage kommender Kittsubstanzen ausgehen kann, scheint die Heterogenität im Aggregataufbau eine wichtige Einflußgröße

¹ Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn

² Institut für Bodenkunde, Allendeplatz 2, 2000 Hamburg 13

zu sein. Zu denken wäre an Ausscheidungen an der Aggregatoberfläche oder Absonderungen z.B. aus der Bodenlösung. Beide Prozesse könnten zu einer oberflächlichen Versiegelung führen, was dem Aggregatgesamtverband eine hohe Stabilität verleiht.

III. Nachweis

Besonders hinsichtlich der Kieselsäure und der Allophane erwiesen sich die Nachweismethoden als schwierig und häufig unbefriedigend. Bei der Kieselsäurefraktionierung zeigten sich besonders bei der wasserlöslichen Fraktion Hinweise auf erhöhte Gehalte bei Horizonten der stark verfestigten Rheinauen. Einen deutlichen qualitativen Hinweis auf Allophan in den Rheinauen zeigt die pH-abhängige F-Adsorption (USDA, Soil Taxonomy 1975, Miehlich 1984).

Die chemischen Untersuchungen, welche immer eine Zerstörung der Aggregate voraussetzen, erbrachten keine differenzierenden Aussagen zur eventuellen Heterogenität im Aggregataufbau. Auch die getrennte Untersuchung von Aggregatkernen und Rändern auf Körnung und Sorptionsverhältnisse zeigte keine signifikanten Unterschiede.

Erforderlich wurden somit feinere Untersuchungsmethoden an unzerstörten Aggregaten.

Um eine optische Information bezüglich der Aggregatoberflächen zu erhalten, wurden rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen (REM) durchgeführt. Hierbei zeigte sich, daß die verfestigten Aggregate häufig partiell oberflächlich verkrustet sind und z.T. deutlich ausgebildete Cutane aufweisen.

Gekoppelt mit dem Rasterelektronenmikroskop ist der simultane Nachweis der meist heterogen verteilten Elemente an ausgewählten Lokalitäten der Aggregatoberflächen (im Bereich von 1-20 µm), besonders aufschlußreich. Die parallel am Objekt durchgeführte energiedispersive Röntgenanalyse (EDAX) bietet hierzu mit einem hohen Wirkungsgrad und der Erfassung eines großen Raumwinkels eine gute Möglichkeit. Die beobachteten Cutane scheinen vorwiegend, z.T. völlig aus amorpher Kieselsäure zu bestehen (Abb.1).

Eine weitere Methode die Heterogenität der Elementverteilung zu charakterisieren ist der Einsatz der Mikrosonde. Von Aggregaten wurden Dünnschliffe angefertigt, nachfolgend wurden Step-Scan-Analysen von der Aggregatmitte über den Aggregatrand bis in das Kunstharz durchgeführt. Das Beispiel (Abb.2) zeigt deutlich, daß zum Aggregatrand hin eine Akkumulation von Silicium zu verzeichnen ist.

Die optischen, numerisch jedoch schwer zu erfassenden Informationen des REM lassen sich ferner durch den Einsatz der interaktiven Bildauswertung (IBAS) optimieren. Mit Hilfe der Bildanalyse können geometrische, densitometrische, topologische, morphologische und stereologische Parameter quantitativ ermittelt werden. Die Konfiguration besteht aus einer Computeranlage und einer Bildverarbeitungseinheit. Der Input erfolgt über das REM direkt oder über Video.

Über die Software kann interaktiv auf die Bildeinspeicherung, die Bildausgabe, die Graubildverbesserung, die Bildsegmentierung, die Bildverarbeitung und die Merkmalsextraktion Einfluß genommen werden (Köditz 1980).

Abb.1: Energiedispersive Röntgenspektren von
 Aggregatoberflächen eines Auenbodens
 (B-Horizonte) der älteren Nieder-
 terrasse des Rheins

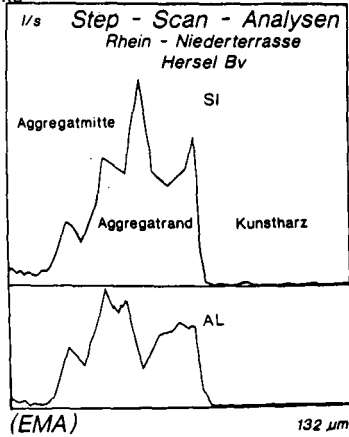
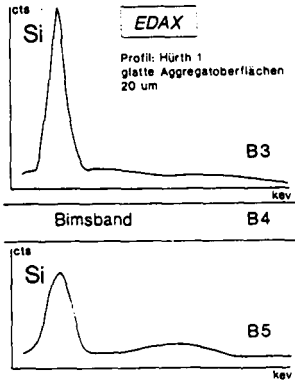


Abb.2: Mikrosondenanalyse an einem
 Dünnschliff eines verfestigten
 Rheinauenaggregates

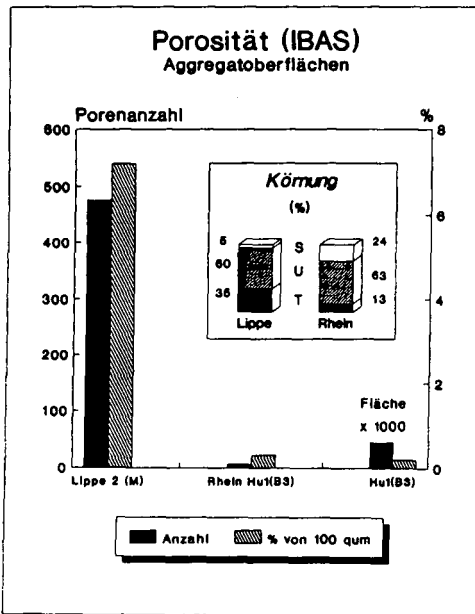


Abb.3: Porosität von Aggregatoberflächen zweier Auenbö-
 den (Rhein und Lippe) mittels interaktiver Bildanalyse

Hinsichtlich der Aggregatporosität können somit folgende Parameter beschrieben werden:

Anzahl und Anteil der Poren,
Größenklassenverteilung bis unter 0,1 μm ,
Porengeometrie, Länge, Distanz, Winkel, Schwerpunkte, Durchmesser, Formfaktoren,
flächenäquivalente Kreisdurchmesser.

Bei einem Vergleich von Rhein- und Lippeauen (Abb.3) mit jeweils ca. 60 % U zeigt sich, daß die Lippe-Aggregate (obwohl tonreicher und sandarm) eine größere Porosität aufweisen. Die versiegelten Rhein-Aggregate sind extrem porenarm. Der prozentuale Porenanteil bleibt auch bei einer 1000 fach größeren Meßfläche annähernd gleich.

IV. Zusammenfassung

1. Die Bodenaggregate der vom Bims des Laacher-See-Vulkanismus beeinflussten Rheinauen zeigen im Gegensatz zu ähnlich texturierteren Aggregaten aus Auenböden, in denen keine Sedimentation von pyroklastischem Material stattfand, eine starke Verhärtung mit zunehmender Austrocknung.

2. Die Verfestigung scheint primär von einer oberflächlichen Verkitung der Aggregate abhängig zu sein, was durch den gekoppelten Einsatz von Rasterelektronenmikroskop und interaktiver Bildauswertung auch quantitativ bestätigt wird.

3. Chemische Analysen und der gekoppelte Einsatz von Rasterelektronenmikroskop, energiedispersiver Röntgenanalyse und Mikrosonde geben Hinweise auf dünne Kieselsäurekrusten und Allophanakkumulationen.

Literatur:

- Frechen, J. 1976: Sammlung Geologischer Führer 56, Siebengebirge am Rhein, Laacher Vulkangebiet, Maargebiet der Westeifel, Gebr. Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- Horn, R. und U. Hell 1985: Eine Methode zur Bestimmung der Lagerungsdichte von Aggregaten. Z.Pflanzenernähr.u.Bodenkde. 148, 356-359.
- Köditz, W. 1980: Interaktive und vollautomatische Bildanalyse durch digitale Bildverarbeitung, Laborpraxis, 4, Heft 12.
- Miehlich, G. 1984: Chronosequenzen und anthropogene Veränderungen andesitischer Vulkanascheböden in drei Klimastufen eines randtropischen Gebirges (Sierra Nevada de Mexico), Habilitationsschrift, Universität Hamburg.
- Schröder, D. 1979: Bodenentwicklung in spätpleistozänen und holozänen Hochflutlehmen des Niederrheins, Habilitationsschrift, Universität Bonn.

Mineralverwitterung, Tonmineralumwandlung und Tonzerstörung als
Folge starker Bodenversauerung auf ausgewählten Waldstandorten

von

Frank, U. und Gebhardt, H. *)

Einleitung

Der Eintrag von anthropogen erzeugten Säurebildnern in terrestrische Ökosysteme hat in der Bundesrepublik Deutschland und in anderen Industrieländern in den letzten Jahrzehnten zu einer stark beschleunigten Bodenversauerung geführt (BUTZKE, 1981; GRENZIUS, 1984; HALLBÄCKEN und TAMM, 1986; JOHNSTON et al., 1986). Hiervon sind besonders Böden unter Waldbestand betroffen, da die große Akzeptoroberfläche des Kronendachs eine hohe Ausfilterung von Säuren bewirkt. Mit zunehmender H-Ionen-Konzentration im Boden werden Puffersubstanzen aufgebraucht oder ihre Säurenneutralisierungskapazität überlastet und neue Puffersubstanzen erschlossen. Die hiermit verbundenen chemischen und physikochemischen Veränderungen, wie die Freisetzung ökotoxikologisch wirksamer Al-Spezies (FRANK, 1987), die Verdrängung von pflanzenverfügbaren Nährstoffen aus dem Wurzelraum und die Abnahme der Sorptionskapazität der Austauschler durch Blockierung negativer Ladungen (ULRICH et al., 1979), wurden in den letzten Jahren ausführlich diskutiert. Dagegen wurden den im äußerst sauren Bodenmilieu als Folge verstärkten Protonenangriffs zwangsläufig auftretenden mineralogischen Zustandsveränderungen kaum Beachtung geschenkt.

Am Beispiel von drei sehr stark bis äußerst sauren Waldböden soll gezeigt werden, welche Veränderungen als Folge der Säurepufferung am Gesamtmineralbestand stattfinden.

Material und Methoden

Bei den untersuchten Böden handelt es sich um eine podsolige Braunerde (FAO: Dystric Cambisol) des Hochsollings aus umgelagertem Löß (0-60 cm) über Buntsandsteinverwitterungsmaterial, einem Gley-Podsol (FAO: Gleyic Podzol) der Oldenburger Geest aus Geschiebedecksand (0-55 cm) über Geschiebelehm und einer Ranker-Braunerde (FAO: Lithic-Dystric Cambisol) des Hochsauerlands aus Diabastuff. Zum Vergleich wurden außerdem Bodenproben (Archivproben) der podsoligen Braunerde aus dem Jahre 1968 mit in die Untersuchungen einbezogen, um den zeitlichen Verlauf der Verwitterungs- und Umwandlungsprozesse während der jüngeren Versauerung zu erfassen.

*) Fachbereich Biologie, Abt. Bodenkunde, Universität, 2900 Oldenburg

Für die hier beschriebenen quantitativen und qualitativen Veränderungen am Mineralbestand wurden nachstehende chemische und mineralogische Untersuchungen durchgeführt:

- Polarisations- und phasenkontrastmikroskopische Bestimmung der Mineralgehalte und Erfassung der Verwitterungs- bzw. Auflösungsformen der Mineralarten in den Schluff- und Sandfraktionen (GEBHARDT et al., 1967; TRÖGER, 1969)
- Flußsäure-Perchlorsäure-Aufschluß der einzelnen Fraktionen n. JACKSON (1982) und Messung der K- und Na-Gehalte mittels Atomabsorptions-Spektrometrie
- Qualitative röntgenographische (BRINDLEY und BROWN, 1980) und rasterelektronenmikroskopische Analyse des Tonmineralbestandes
- Bestimmung der NaOH-löslichen amorphen Tonsubstanz n. HASHIMITO und JACKSON (1960)

Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 sind einige ausgewählte bodenchemische Kenndaten und die Korngrößenverteilung der untersuchten Böden dargestellt.

Der Reaktionszustand der Oberböden liegt bei der podsoligen Braunerde (1988) und bei dem Gley-Podsol mit pH-Werten von 2,6 bzw. 2,8 bereits im äußerst sauren Bereich. Die extreme Bodenversauerung kann bei der podsoligen Braunerde nachweislich auf anthropogene Einflüsse (saure Niederschläge) zurückgeführt werden. Wie uns der Vergleich der pH-Werte dieses Bodens von 1968 und 1988 zeigt, ist die Konzentration der Protonen im Ahe-Horizont in der relativ kurzen Zeitspanne von 20 Jahren um fast eine pH-Einheit angestiegen. Infolge des erhöhten "Säuredrucks" wurden primäre Silicate und Tonminerale verstärkt als Protonenakzeptoren erschlossen und zum Teil extreme Veränderungen am Mineralbestand hervorgerufen.

Tab. 1: Kennzeichnung der untersuchten Böden

Bodentyp	Horiz.	Tiefe cm	pH CaCl ₂	Fe _o mg/g ²⁾	Fe _d mg/g ²⁾	Al ₂ O ₃ ¹⁾ mg/g ³⁾	SiO ₂ ¹⁾ mg/g ³⁾	Korngrößenverteilung (Gew.%)						
								-630	-200	-63	-20	-6,3	-2	<2 µm
podsolige Braunerde (1968)	Ahe	0-10	3,5	5,6	11,9	60,0	57,0	0,6	3,2	11,4	29,2	20,2	9,1	26,3
	Bv1	10-20	3,7	5,5	12,7	69,8	37,7	0,9	4,0	13,6	31,6	19,2	7,2	23,4
	Bv2	20-40	4,0	3,9	11,1	99,3	40,6	0,8	4,1	14,0	33,0	18,4	7,4	22,3
	Cv	40-	4,2	2,9	12,1	94,0	43,8	0,7	4,0	15,3	32,8	17,7	7,3	22,1
podsolige Braunerde (1988)	Ahe	0-10	2,6	4,5	8,2	53,0	95,2	0,6	2,7	11,2	30,1	22,0	8,7	24,8
	Bv1	10-20	3,7	4,6	10,1	75,6	37,7	1,0	4,3	11,0	31,6	19,0	8,4	25,8
	Bv2	20-40	4,0	3,7	10,7	97,4	38,8	0,8	3,8	10,7	32,3	19,2	8,2	25,0
	Cv	40-	4,0	1,7	15,3	89,6	49,0	0,5	4,0	12,1	33,0	17,3	7,8	25,3
Gley- Podsol	Ah	0-13	2,8	0,5	1,0	36,9	208,2	0,7	25,3	53,6	14,1	3,6	0,9	1,8
	Ae	13-28	3,3	0,1	0,2	9,6	18,3	0,9	23,7	57,7	13,9	2,0	0,8	0,9
	Bh	28-40	3,4	0,9	1,1	57,5	59,4	1,1	23,8	58,0	11,1	2,9	0,4	2,8
	Bs	40-55	3,7	1,2	1,8	122,6	90,0	1,3	22,1	59,6	11,6	3,2	0,2	2,0
	IIG _o	55-	4,1	1,6	9,4	64,1	63,0	1,7	11,0	45,1	25,0	3,9	1,0	12,3
Ranker- Braunerde	Ah	0-6	3,4	10,9	18,6	71,2	90,7	6,9	6,0	6,4	26,9	17,3	9,9	26,4
	Bv	6-41	3,7	8,9	19,8	81,8	44,1	9,6	5,7	5,8	26,5	17,9	9,2	25,2
	Cv	41-	4,1	6,3	15,2	97,9	31,7	13,9	9,6	9,6	26,2	15,9	7,2	16,4

1) NaOH-extrahierbar (n. HASHIMOTO und JACKSON, 1960)

2) absolut trockener Feinboden <2 mm

3) absolut trockener Ton <2 µm

Die Veränderungen in den Schluff- und Sandfraktionen der oberen Substratschicht der podsoligen Braunerde und des Gley-Podsols sind in Tabelle 2 und 3 quantitativ erfaßt.

Der in Tabelle 2 dargestellte Mineralbestand (Kornzahl-% der einzelnen Fraktionen) setzt sich in beiden Böden größtenteils aus Quarz, Alkalifeldspat und Muscovit zusammen. Die Bilanzierung dieser Minerale zeigt für alle Korngrößenfraktionen eine drastische Abnahme der Silicatgehalte in dem extrem sauren Ahe-Horizont der podsoligen Braunerde (1988) und Ah-Horizont des Gley-Podsols gegenüber den weniger sauren Cv- und B-Horizonten. Geringere Alkalifeldspat- und Muscovitgehalte in dem Ahe-Horizont der podsoligen Braunerde von 1988 als in den Archivproben von 1968 beweisen, daß die extremen Veränderungen am Mineralbestand auf jüngere Versauerungsprozesse zurückzuführen sind.

Tab. 2: Mineralbestand der Sand- und Schluff-Fractionen der podsoligen Braunerden (1968/1988) und des Gley-Podsols (Kornzahl-% der jeweiligen Fraktion)

Bodentyp/ Horizont	Korngrößenfraktionen (µm)															
	630-200		200-63			63-20			20-6,3				6,3-2			
	Qu	Af	Qu	Af	Mu	Qu	Af	Mu	Qu	Af	Mu	Op	Qu	Af	Mu	Op
pB 1968																
Ahe	93,1	6,9	84,4	11,7	-	70,5	24,8	3,0	58,2	24,2	9,9	5,5	37,0	17,8	33,1	7,2
Bv1	92,0	6,3	79,4	13,2	-	69,5	25,0	3,6	48,8	29,2	14,9	2,9	23,3	10,6	57,1	3,3
Bv2	92,4	7,6	78,7	15,4	-	66,1	25,1	3,7	41,2	30,4	16,5	2,6	21,1	10,7	59,5	-
Cv	92,3	7,7	75,0	16,0	2,0	62,7	31,1	3,7	35,1	29,8	26,1	1,6	22,3	11,0	58,4	-
pB 1988																
Ahe	94,1	2,9	90,0	8,9	-	77,9	18,2	1,2	55,5	19,6	4,6	17,3	50,0	13,9	16,3	13,0
Bv1	95,3	4,7	80,6	14,7	-	66,9	24,6	3,6	51,2	24,7	13,5	2,4	32,7	10,9	50,0	2,5
Bv2	94,4	5,6	81,4	16,3	-	68,9	25,8	3,9	52,0	28,0	12,7	2,1	30,9	14,3	51,2	-
Cv	90,2	7,2	78,1	18,4	1,7	62,4	30,8	4,5	44,6	29,6	16,4	1,4	22,4	12,7	59,5	-
GP																
Ah	97,6	2,4	94,7	4,8	-	77,5	12,3	-	58,9	17,7	5,7	14,8	35,1	21,1	17,2	21,8
Ae	96,1	3,9	91,1	8,9	-	75,9	17,5	0,8	54,4	21,0	7,7	14,9	52,2	29,5	8,5	8,0
Bh	96,3	3,7	87,4	10,8	1,8	73,1	21,7	2,1	44,0	33,0	10,5	8,9	39,8	33,0	15,9	3,2
Be	95,2	4,3	83,8	12,3	2,2	72,0	24,2	3,4	37,0	26,4	27,3	3,7	24,6	18,9	44,9	1,1
IIC ₀	93,0	4,3	80,3	15,3	3,5	70,0	22,1	5,9	39,4	26,9	26,3	1,7	19,2	13,1	39,2	-

Qu = Quarz, Af = Alkalifeldspat, Mu = Muscovit, Op = Opal

Die Differenz zu 100% ergibt sich aus den Anteilen an Schwermineralen und unbestimmbaren Teilchen

In den letzten 20 Jahren haben die Muscovitanteile in den einzelnen Schluff-Fractionen dieses Bodens um 50 bis 60 % und die Alkalifeldspatanteile um 21 bis 26 % abgenommen.

Diese Ergebnisse korrespondieren deutlich mit den in Tabelle 3 aufgeführten Kalium- und Natriumgesamtgehalten, die ebenfalls in den letzten 20 Jahren im Ahe- Horizont der podsoligen Braunerde drastisch zurückgegangen sind (s. auch Abnahme im Oberboden des Gley-Podsols).

Die qualitative phasenkontrast- und polarisationsmikroskopische Betrachtung der Minerale zeigt, daß die Lösungsprozesse bereits bei pH-Werten kurz unter 4 einsetzen. So weisen die Chlorite und Alkalifeldspäte im Ah- und Bv-Horizont

der Ranker-Braunerde (pH 3,4 bzw. 3,7) und die Muscovite sowie Alkalifeldspäte im Ahe- und Bv1-Horizont der podsoligen Braunerde von 1968 (pH 3,5 bzw. 3,7) und in den B-Horizonten des Gley-Podsols (pH 3,4 bzw. 3,7) bereits deutliche Lösungserscheinungen auf. Extreme Lösungs- und Zerfallsprozesse finden jedoch wie oben beschrieben erst bei äußerst sauren Bodenreaktionen (pH < 3,0) statt.

Tab. 3: Kalium- und Natriumgesamtgehalte der dominierenden Korngrößenfraktionen der podsoligen Braunerden (1968/1988) und des Gley-Podsols (mg/g)

Bodentyp	Horiz.	Kalium				Natrium			
		Korngrößenfraktionen (µm)							
		630-200	200-63	63-20	20-6,3	630-200	200-63	63-20	20-6,3
podsolige Braunerde (1968)	Ahe		5,8	15,7	16,4		2,0	5,5	6,0
	Bv1		7,2	17,4	20,4		2,3	5,9	7,1
	Bv2		7,8	18,2	20,7		2,5	6,0	7,0
	Cv		9,2	22,2	23,8		2,6	6,3	6,9
podsolige Braunerde (1988)	Ahe		3,1	8,1	12,3		1,2	3,0	4,9
	Bv1		7,4	16,4	17,8		2,5	5,6	7,2
	Bv2		7,1	17,4	20,0		2,6	6,0	7,6
	Cv		10,5	22,9	22,4		2,9	6,4	7,4
Gley-Podsol	Ah		0,9	2,7	6,9		0,3	1,0	2,7
	Ae		2,0	5,1	9,9		0,8	2,0	4,2
	Bh		2,4	7,2	14,0		1,3	4,0	7,6
	Bs		2,8	8,7	13,3		1,5	4,9	7,8
	IIGo		3,5	13,6	14,5		1,1	4,0	6,3

In den Tonfraktionen der Oberböden konnten anhand röntgenographischer Analysen säurebedingte irreversible Umwandlungen der Dreischicht-Tonminerale nachgewiesen werden. Für Chlorite und glimmerbürtige Illite, Vermiculite und Smectite wurden Entwicklungs- bzw. Verwitterungsreihen festgestellt, die deutlich über das als Endstadium angesehene Al-Chloritstadium hinausgehen (s. Abb. 2).

In Abbildung 1 sind die Veränderungen des Tonmineralbestandes innerhalb des Gley-Podsols dargestellt. Im Go-Horizont (pH 4,1) überwiegen smectitische Minerale mit Basisabständen von 15,2 Å, die bei K-Belegung auf 12,5 Å kontrahieren. Daneben ist Kaolinit und etwas Illit vorhanden. Im Bs-Horizont (pH 3,7) haben sich durch Einlagerung polymerer Al-Hydroxykationen im wesentlichen Al-Chlorite mit Basisabständen von 14,2 Å gebildet, die sich bei K-Belegung nicht verändern (Kontraktion bei 560°C). Diese Minerale sind bereits im Bh-Horizont (pH 3,4) nicht mehr stabil. Es treten smectitische 14,8-Å-Minerale auf, deren Basisabstände sich bei K-Belegung auf 13,8 Å verringern. Hieraus ist zu schließen, daß sich die Al-Zwischenschichten bereits teilweise wieder lösen und eine Art "Al-Smectit" entsteht, der über das Al-Chloritstadium hinausgeht. Im Ae- und Ah-Horizont (pH 2,8-3,3) werden die "Al-Smectite" zum Teil stark aufgeweitet, mit deutlichen Reflexen bei 15,5 und 26 Å. Bei K-Belegung kontrahiert das 15,5-Å-Mineral auf 12,6 Å und das 26-Å-Mineral auf ca. 24 Å.

Neben offenbar gut geordneten Smectiten sind hier durch weiteren Protonenangriff und damit verbundener Ladungsminderung der Silicatschichten, extrem aufgeweitete Smectite mit niedrigem Ordnungsgrad entstanden.

Wie weitere röntgenographische sowie rasterelektronenmikroskopische und chemische Analysen zeigen, kommt es darüber hinaus auch zur partiellen Auflösung des Schichtverbandes unter Bildung röntgenamorpher Substanzen (s. auch Abb. 1: Zunahme der Quarzanteile im Oberboden - 4,26-Å-Linie).

So wurden in den Tonfraktionen der stark säurebelasteten Oberböden im Vergleich zu den Unterböden und mit den Archivproben eine extreme Zunahme von NaOH-extrahierbarem SiO₂ nachgewiesen. Die amorphen Si-Oxide werden hier offenbar aufgrund ihrer geringen Mobilität im sauren Milieu als Endprodukt der Tonzerstörung angereichert, während das freigesetzte Al einer deutlichen Tiefenverlagerung unterliegt (s. Tab. 1). Im Rasterelektronenmikroskop konnten die amorphen Bestandteile der Tonfraktion

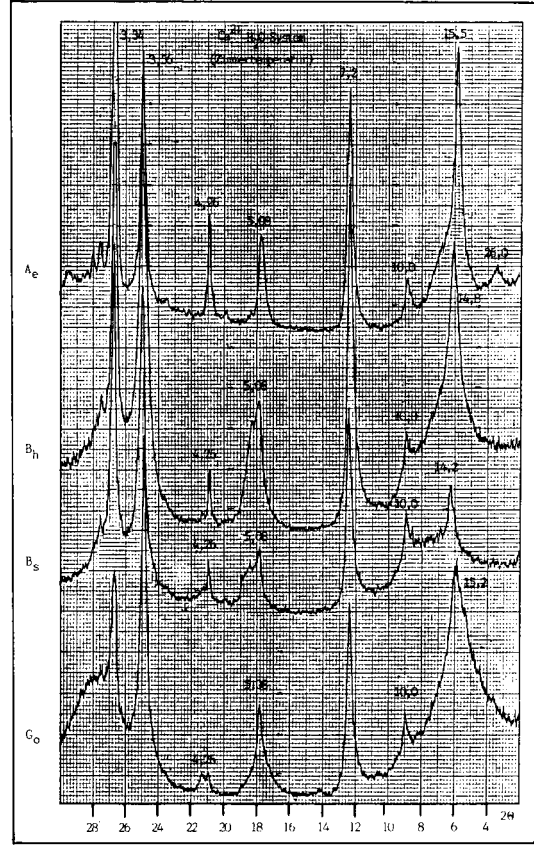


Abb. 1: Röntgenbeugungsdiagramme der Tonfraktionen aus den Horizonten des Gley-Podsols (Cu-K α -Strahlung)

tion und ihre Auflösung durch die NaOH-Extraktion gut beobachtet werden. Röntgenographisch machte sich die Extraktion dieser Substanzen durch eine deutliche Verstärkung der Reflexe stark aufgeweiteter Smectite bemerkbar.

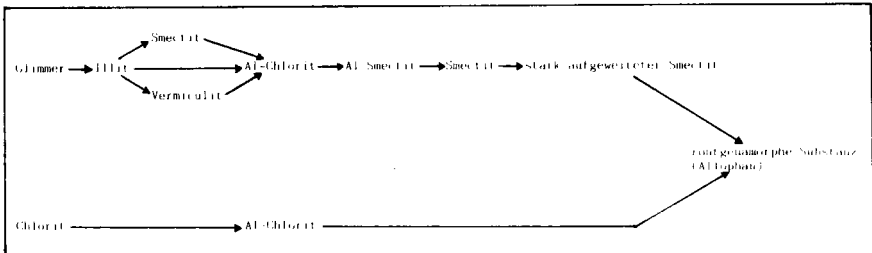


Abb. 2: Schema der Illit- und Chloritumwandlung

Zusammenfassung

Die Bilanzierung des Mineralbestandes eines Gley-Podsols und einer podsoligen Braunerde zeigt eine stark beschleunigte Verwitterung primärer Silikate in den extrem sauren Oberböden ($\text{pH} < 3$) gegenüber den weniger sauren Unterböden, die bei der podsoligen Braunerde nachweislich auf jüngere Versauerungsprozesse zurückzuführen ist. Im Ahe-Horizont dieses Bodens haben die Muscovit- und Alkalifeldspatgehalte der Schluff- und Sandfraktionen in den letzten 20 Jahren parallel zur ansteigenden Bodenacidität (von $\text{pH} 3,5$ auf $\text{pH} 2,6$) drastisch abgenommen. Korrespondierend mit den abnehmenden Silikatgehalten sind die K- und Na-Gesamtgehalte der einzelnen Korngrößenfraktionen zurückgegangen.

In den Tonfraktionen der Oberböden aller untersuchten Profile konnten säurebedingte irreversible Umwandlungen von Dreischicht-Tonmineralen nachgewiesen werden. Es entstehen im extrem sauren Bodenmilieu über das Al-Chloritstadium hinausgehende smectitische Minerale mit geringer Ladung und niedrigem Ordnungsgrad, die bei Ca-Belegung auf bis zu 26 \AA (d_{001}) aufweiten und zumindest teilweise in röntgenamorphe Substanzen zerfallen.

Literatur

- BRINDLEY, G.W. and BROWN, G., 1980: Crystal-Structures of Clay Minerals and their X-ray Identification. Mineralogical Society, London
- BUTZKE; H., 1981: Versauern unsere Wälder? Forst- und Holzwirt, 36: 542-548
- FRANK, U., 1987: Aluminiumformen in sauren Waldböden Nordwest-Deutschlands und Al-Anreicherung in den Fein- und Schwachwurzeln von Waldbäumen. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 55/I: 321-326
- GEBHARDT; H., Meyer, B. und Scheffer, F., 1967: Mineralogische Schnelluntersuchung der Grobton- Schluff- und Feinsandfraktionen mit dem Phasenkontrastmikroskop. Zeiss-Mitteilgn. 4: 309-322
- GRENZIUS, R., 1984: Starke Versauerung der Waldböden Berlins. Forstwiss. Centralblatt, 103/2: 131-139
- HALLBÄCKEN, L. and TAMM, C.O., 1986: Changes in Soil Acidity from 1927 to 1982-1984 in a Forest Area of South-West Sweden. Scand. J. For. Res., 1: 219-232
- HASHIMOTO, F. and JACKSON, M.L., 1960: Rapid dissolution of allophane and kaolinite-halloysite after dehydration. Clays and Clay Minerals, 7: 102-113
- JACKSON, M.L., 1982: Method for digestion with hydrofluoric, sulfuric and perchloric acids. In: A.L. PAGE, R.H. MILLER and D.R. KEENLY (Ed.), Methods of Soil Analysis, II. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin USA
- JOHNSTON, A.E., GOULDING, K.W.T. and POULTON, P.R., 1986: Soil acidification during more than 100 years over permanent grassland and woodland at Rothamsted. Soil use and management, 2: 3-10
- TRÖGER, W.E., 1969: Optische Bestimmung gesteinsbildender Minerale, Teil 1 und 2. E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart
- ULRICH, B., MAYER, R. und KHANNA, P.K., 1979: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften Forstl. Fak. Univ. Göttingen, 58. Sauerländer Verlag, Frankfurt

Mineralogie und Genese von Böden semiarider
Gebiete Nordostbrasilens - Beiträge von
Tonbildung und Tonverlagerung in Alfisolen

von

Gebhardt, H.*

Problemstellung

Alfisol gehören neben Aridisolen zu den am weitesten verbreiteten Böden in den semiariden Gebieten Nordostbrasilens. In Bezug auf ihre Genese ist unklar inwieweit der Tonanreicherungshorizont (argillic horizon) durch Tonverlagerungs- oder Tonbildungsprozesse entstanden ist. Allgemein wird seine Entstehung auf Verlagerungsprozesse (Illuvation) zurückgeführt, obwohl in vielen Fällen Anzeichen einer Toneinwaschung (Toncutane) fehlen. In solchen Fällen beruht die Tonanreicherung auf in situ-Tonbildung. Quantitative Untersuchungen dazu fehlen aber weitgehend (RUST, 1983).

Material und Methoden

Die untersuchten Böden befinden sich in den nördlichen niederschlagsreicheren Landesteilen des Staates Ceara (siehe Abb. 1: Profil Nr. 3: Typic Natraqualf aus Gneiszersatz und Profil Nr. 10, Oxic Haplustalf aus Granitzersatz). Bei den in Abb. 1 gekennzeichneten Profilen 1-5 handelt es sich um die früher untersuchten angrenzenden Aridisole (GEBHARDT, 1987). Der Natraqualf wird nach der brasilianischen Nomenklatur als "Solonetz Solodizado" und der Haplustalf als "Podosolico Vermelho Amarelo Eutrofico" bezeichnet (LENTHE und CORDEIRO, 1985). Sie stellen Böden mit starkem Tonanreicherungshorizont dar, der im Falle des Natraqualf gleichzeitig mehr als 15 % austauschbares Natrium enthält (siehe Tab. 1). Natürliche Vegetation ist die "Caatinga Hiperxerofila". Im Bereich des Oxic Haplustalf wird Baumwolle (mehrjährig, ohne Bewässerung) angebaut. Die Mineralgehalte der Schluff- und Sandfraktionen wurden polarisations- bzw. phasenkontrast-mikroskopisch (TRÖGER, 1969, GEBHARDT u.a. 1967), die der Tonfraktion röntgenographisch bestimmt. Die Kornzahlprozentage und röntgenographisch ermittelten Mineralgehalte wurden auf die jeweilige Korngrößenfraktion bezogen (s. Tab. 1). Daraus ergeben sich die in den Tabellen 2 und 3 aufgelisteten Dezimalstellen bei den Mineralgehalten des Feinbodens < 2 mm. Insbesondere die Ungenauigkeit quantitativer röntgenographischer Tonmineralbestimmungen wird dadurch nicht berührt.

*) Fachbereich Biologie, Abt. Bodenkunde, Universität, 2900 Oldenburg.

Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 sind Horizontabfolge, bodenchemische Daten und die Korngrößenverteilung der beiden untersuchten Profile dargestellt. Deutlich zeigen sich die höheren pH-Werte und die hohe Na-Belegung (ca. 30 % der Ake) des Natraqualf. Der "Oxic" Haplustalf zeichnet sich durch hohe Fed-Werte aus. Die Korngrößenverteilung weist beide Böden als Alfisole mit stark erhöhten Tongehalten in den Bt-Horizonten und entsprechender Tonverarmung in den E-Horizonten aus, ein Hinweis auf Eluvations- bzw. Illuvationsprozesse.

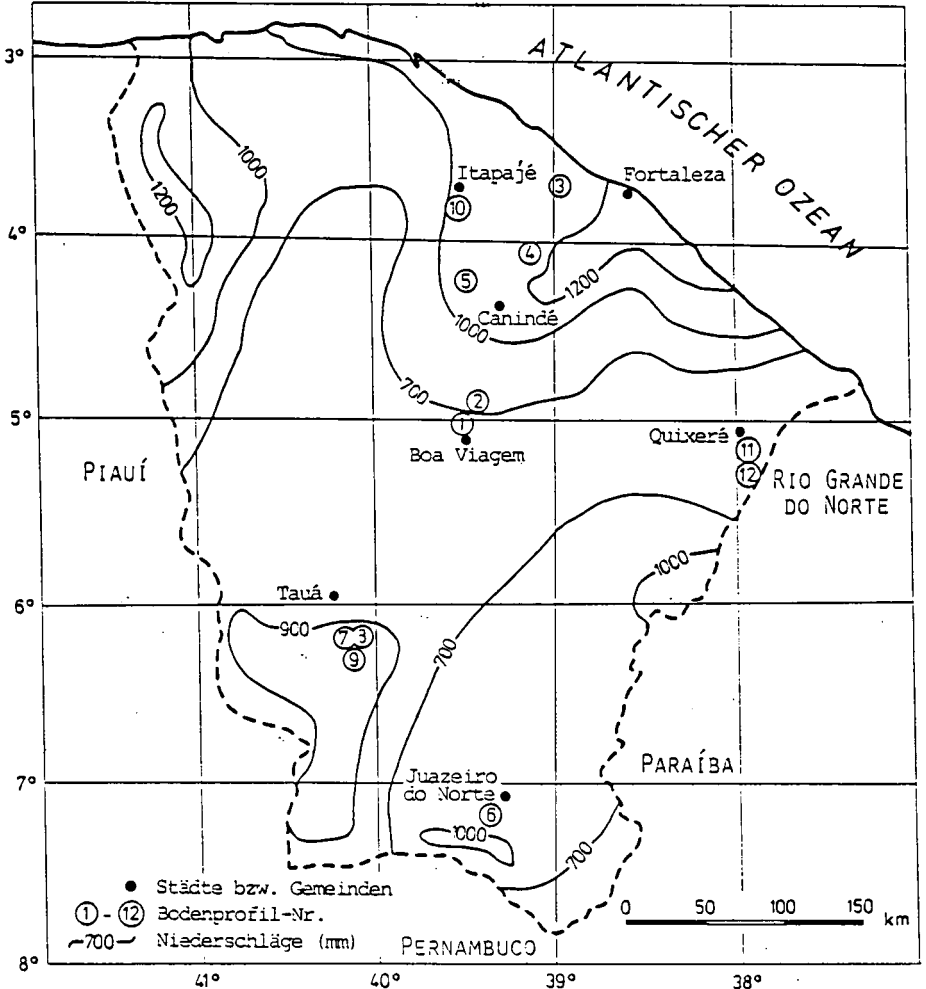


ABB. 1: LAGE DER BODENPROFILE UND MITTLERE JÄHRLICHE NIEDERSCHLÄGE IM STAATE CEARÁ / BRASILIEN

Tabelle 1 : Eigenschaften der untersuchten Alfisole (Profil 10: Oxie Haplustalf, Profil 3: Typic Natraqualf)

Typ	Hor. Tiefe cm	pH (H ₂ O)	C %	Fe _d mg/g	Ak _e * Na ⁺		Korngrößenverteilung (Gew.% <2 mm)					
					mmol IA/100g		-200	-63	-20	-2	<2µm	
Oxie	AE	-30	5,9	0,9	8,4	1,2	0,1	44	22	3	11	20
Haplus- talf	Bt ₁	-53	6,0	0,5	14,2	4,0	0,1	32	16	2	17	33
	Bt ₂	-79	5,9	0,2	13,3	3,8	0,1	30	15	2	19	34
	Bt ₃	-113	5,9	0,1	12,0	3,9	0,2	31	15	2	20	32
	BC	-140	5,8	0,1	8,6	4,2	0,2	42	38	3	9	8
	C	-190	5,9	0,1	7,5	3,1	0,2	42	37	3	9	9
Typic	Ap	-15	5,4	0,6	1,6	0,9	0,1	12	54	21	5	8
Natra- qualf	E	-32	5,2	0,3	0,6	1,0	0,1	5	42	32	12	9
	IIBt	-62	7,6	0,2	8,0	7,7	2,4	12	28	21	9	32
	IICB	-80	6,9	0,1	3,4	8,0	2,5	13	47	22	10	5

*) Effektive Kationen-Austausch-Kapazität

Der Mineralbestand der einzelnen Horizonte des Haplustalf ist in Tabelle 2 zusammengestellt. Neben Quarz und Kaolinit werden Feldspat und Biotit sowie Pseudomorphosen von Feldspat bzw. Biotit nach Kaolinit unterschieden. Einzelheiten dieser Mineralverwitterungs- bzw. -umwandlungsprozesse finden sich bei MOTA u.a. (1989). Im Unterboden (BC- und C-Horizont) überwiegt bei den Feldspäten Albit (tief) und in den darüberliegenden Horizonten Mikroklin (tief). Obwohl sich für die beiden Feldspatarten in den Sandfraktionen größere Anteile von Pseudomorphosen nach Kaolinit nachweisen lassen, trägt die Feldspatumwandlung im Vergleich C- und BC-Horizont zu den Bt-Horizonten nicht in nennenswerten Mengen zur pedogenen Tonanreicherung bei (vgl. Gehalte in den Sandfraktionen der einzelnen Horizonte). Anders verhalten sich dagegen die Glimmer: Während der Gehalt an Glimmern bzw. Pseudomorphosen von Glimmern nach Kaolinit in den Sandfraktionen der Unterbodenhorizonte zusammen 26,8 (C-Hor.) bzw. 31,8 % (BC-Horizont) ausmacht, sinkt er in den Bt-Horizonten auf nur 2-3 % ab. Die Tonanreicherung von maximal etwa 34 % (Bt₂-Horizont) läßt sich folglich bilanzmäßig allein aus der Glimmerumwandlung erklären, wenn man einen Ausgangstongehalt von 9 bzw. 7,9 % im C- bzw. BC-Horizont zugrunde legt.

Tabelle 3 enthält den Mineralbestand des Typic Natraqualf. Neben Quarz und Kaolinit werden Feldspat und Biotit unterschieden. Letzterer liegt in der Tonfraktion als vermikulitisches Mineral

Tabelle 2: Mineralbestand des Oxide Hauptstuf (Gew.% des Feinhodens (2 mm))

Hor.	Mineralart	Kornfraktion (µm)					Σ
		>200	200-63	63-20	20-2	<2	
ApE	Quarz	11,0	4,4	0,6	1,1	2,0	19,1
	Feldspat ¹⁾	26,4	15,4	1,8	7,0	-	50,6
	Pseudo-F. ²⁾	4,3	1,1	0,3	-	-	5,7
	Glimmer ³⁾	-	-	0,1	1,1	4,0	5,2
	Kaolinit	-	-	-	1,7	13,9	15,6
	Σ	41,7	20,9	2,8	10,9	19,9	96,2 ⁶⁾
Bt ₁	Quarz	3,2 ⁴⁾	3,1	0,4	1,6	3,3	11,6
	Feldspat ¹⁾	25,6	9,6	0,8	8,5	-	44,5
	Pseudo-F.	1,5	1,6	0,3	-	-	3,4
	Glimmer	-	0,8	0,4	2,6	4,4	8,2
	Kaolinit	-	-	-	4,2	24,7	28,9
	Σ	30,3	15,1	1,9	16,9	32,4	96,6
Bt ₂	Quarz	3,1	2,2	0,4	1,9	3,4	11,0
	Feldspat ¹⁾	24,3	8,3	0,8	9,5	-	42,9
	Pseudo-F.	1,6	0,7	0,3	-	-	2,6
	Glimmer	-	1,5	0,2	2,7	3,3	7,7
	Pseudo-G. ⁴⁾	-	0,7	0,2	-	-	0,9
	Σ	29,0	13,4	1,9	18,8	33,9	97,0
Bt ₃	Quarz	6,3	2,3	0,3	1,8	3,2	13,9
	Feldspat ¹⁾	18,6	9,0	0,4	8,1	-	36,1
	Pseudo-F.	3,1	0,8	0,2	-	-	4,1
	Glimmer	0,9	1,5	0,4	2,8	4,8	10,4
	Pseudo-G.	-	0,7	0,4	-	-	1,1
	Σ	28,9	14,3	1,7	19,8	30,7	95,4
BC	Quarz	4,2	3,8	0,3	0,9	0,8	10,0
	Feldspat ⁵⁾	16,8	9,1	0,4	3,5	-	29,8
	Pseudo-F.	4,1	4,2	0,3	-	-	8,6
	Glimmer	8,2	9,8	1,2	1,7	1,6	22,5
	Pseudo-G.	4,3	9,5	0,6	-	-	14,4
	Σ	37,6	36,4	2,8	8,8	7,9	93,5
C	Quarz	4,1	3,7	0,3	0,9	0,9	9,9
	Feldspat ⁵⁾	21,0	10,7	0,5	3,6	-	35,8
	Pseudo-F.	4,2	4,8	0,3	-	-	9,3
	Glimmer	8,3	7,8	1,3	1,8	1,8	21,0
	Pseudo-G.	4,0	6,7	0,5	-	-	11,2
	Σ	41,6	33,7	2,9	8,7	9,0	95,9

1) Oberwiegend Mikroklin (tief)

2) Pseudomorphosen von Feldspat nach Kaolinit

3) Oberwiegend trioktaedrischer Phlogopit-Biotit mit Übergängen zu Vermikulit in der Tonfraktion

4) Pseudomorphosen von Glimmer nach Kaolinit

5) Oberwiegend Albit (tief)

6) Aus der Differenz zu 100 ergibt sich der Anteil an Schwermineralen, opaken und unbestimmbaren Teilchen (einzelne Kornfraktion vgl. Tabelle 1)

vor. Im Gegensatz zum Haplustalf läßt sich die Tonanreicherung im IIBt-Horizont durch die Biotit- und Feldspatumwandlung erklären: Im IICB-Horizont betragen der Feldspatgehalt insgesamt 20,8 % und der Biotitgehalt 25,6 %. Im IIBt-Horizont sinken Feldspat- und Biotitgehalt auf 8,5 bzw. 1,3 % ab, was einer Verminderung der Anteile dieser Minerale um insgesamt ca. 36 % entspricht. Der Tongehalt nimmt jedoch nur um ca. 27 % zu. Etwa 10 % des neugebildeten Kaolinit werden in Form stark mit Eisenoxiden verkrusteter Pseudomorphosen in der Schluff- und Feinsandfraktion des Bt-Horizontes angereichert (s. Tab. 3), so daß sich der Betrag der Tonanreicherung auch hier allein aus den beschriebenen Mineralumwandlungsprozessen ergibt.

Tabelle 3.: Mineralbestand des Typic Natraqualf (Gew.% des Feinbodens <2 mm)

Hor.	Mineralart	Kornfraktion (µm)					Σ
		>200	200-63	63-20	20-2	<2	
Ap	Quarz	9,8	35,3	10,9	3,6	0,4	60,0
	Feldspat ¹⁾	1,2	13,5	5,9	1,1	0,4	22,1
	Biotit ²⁾	0,5	1,3	1,1	0,4	1,6	4,9
	Kaolinit ³⁾	-	-	0,4	0,6	5,6	6,6
	Σ	11,5	50,1	18,3	5,7	8,0	93,6 ⁴⁾
E	Quarz	3,5	24,9	19,5	5,8	1,3	55,0
	Feldspat	1,1	11,4	5,8	4,0	1,4	23,7
	Biotit	-	1,0	0,5	0,6	1,8	3,9
	Kaolinit	-	-	1,4	1,5	4,5	7,4
	Σ	4,6	37,3	27,2	11,9	9,0	90,0
IIBt	Quarz	8,1	20,1	6,7	4,1	0,5	39,5
	Feldspat	0,7	2,0	3,2	2,6	-	8,5
	Biotit	0,1	0,3	0,9	-	-	1,3
	Kaolinit	-	5,4	8,1	2,1	30,8	46,4
	Σ	8,9	27,8	18,9	8,8	31,3	95,7
IICB	Quarz	8,3	21,5	6,5	4,0	0,2	40,5
	Feldspat	1,6	12,7	4,0	2,5	-	20,8
	Biotit	1,7	11,4	8,6	2,8	1,1	25,6
	Kaolinit	-	0,3	0,7	0,6	3,6	5,2
	Σ	11,6	45,9	19,8	9,9	4,9	92,1

1) Albit bis Oligoklas

2) Trioktaedrischer Phlogopit-Biotit mit Übergängen zu Vermikulit in der Tonfraktion

3) Pseudomorphosen von Biotit nach Kaolinit mit starker Eisenoxidkruste in den Schluff- und Feinsandfraktionen

4) Aus der Differenz zu 100 ergibt sich der Anteil an Schwermineralen, opaken und unbestimmbaren Teilchen (einzelne Kornfraktion vgl. Tabelle 1)

Zusammenfassung

Anhand der Bilanzierung pedogener Verwitterungs- bzw. Mineralumwandlungsprozesse kann gezeigt werden, daß auch die starke Tonanreicherung in den Bt-Horizonten zweier Alfisole semiarider Gebiete Nordostbrasilien allein auf "in-situ-Tonbildung" zurückzuführen ist. Zur Tonbildung tragen vor allem Umwandlung und Zerfall von Biotiten und Feldspäten (Mikroclin und Albit) der Sandfraktionen zu Kaoliniten in Tonkorngröße bei. Als Umwandlungsformen wurden sowohl Pseudomorphosen verschiedenen Verwitterungsgrades von Feldspäten nach Kaolinit als auch von Biotiten nach Kaolinit nachgewiesen. Für angrenzende Aridisole konnte bereits in früheren Untersuchungen gezeigt werden, daß die Tonanreicherung in den Bt-Horizonten allein durch in-situ Tonbildung erfolgt. Da Tonanreicherungshorizonte ("argillic horizons") sowohl für Aridisole als auch für Alfisole verschiedener Klimagebiete kennzeichnend sind, wird die Unterscheidung von "in-situ-argillic-horizons" und "illuvial-argillic-horizons" vorgeschlagen, wobei erstere möglicherweise für die Klassifizierung von Alfisolen semiarider Gebiete von besonderer Bedeutung sind.

Literatur

- GEBHARDT, H. (1987) Mineralogie und Klassifizierung von Böden semiarider Gebiete Nordostbrasilien - Aridisole aus Gneiszersatz. Mitteilgn. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. 55/II: 1001 - 1006.
- GEBHARDT, H., B. MEYER und F. SCHEFFER (1967) Mineralogische Schnelluntersuchung der Grobton-, Schluff- und Feinsandfraktionen mit den Phasenkontrastmikroskop, Zeiss. Mitteilgn. 4: 309-322.
- LENTHE, H.R. und J.C. CORDEIRA (1985, Explicacoes sobre o sistema Brasileiro de classificacao de solos, Ministerio do Interior Depto. Nacional de Obras contra as Secas (DENOCS), Teresina, Piaui.
- MOTA, F.O.B., H. GEBHARDT und A.P.B. MOTA, 1989, Intemperismo e transformacao de minerais em algunos solos caracteristicos do Estado do Ceara. XXII Congresso Brasileiro de Ciencia do Solo, Recife.
- RUST, R.H., 1983, Alfisols, In: L.P. WILDING, N.E. SMECK and G.F. HALL (Ed.), Pedogenesis and Soil Taxonomy II, The Soil Orders, Elsevier Publ. Comp., Amsterdam, London, Tokyo.
- TRÖGER, W.E., 1969, Optische Bestimmung gesteinsbildender Minerale, Teil 1 und 2, E. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Charakterisierung von Tonmineralen aus Kalksteinbraunlehm
und Kalksteinlösungsrückständen mit Alkylammoniumionen

Häusler, W ^{x)} und E.A. Niederbudde ^{x)}

Durch Anwendung der n-Alkylammoniummethode wurden die 2:1 Schichtsilikate der Tonfraktion aus Kalksteinbraunlehm und Kalksteinlösungsrückständen in Bezug auf Ladungshöhe und Ladungsdichteverteilung untersucht.

Die Proben der Kalksteine (Malm alpha - zeta) und Kalksteinbraunlehme wurden im Bereich der südlichen Frankenalb zwischen Regensburg und Weißenburg entnommen. Um aus dem Probenmaterial von 21 Kalksteinbraunlehm und 17 Kalksteinlösungsrückständen die jeweils typische Probe auszuwählen erfolgte eine diskriminanzanalytische Trennung des Probenkollektivs in Gruppen.

Als Trennvariablen für die Diskriminanzanalyse wurden der Tonmineralbestand nach halbquantitativer Auswertung der glycerinbelegten Proben und Körnungsdaten (Feinton $< 0.2 \mu\text{m}$ und Grobton $0.2 - 2 \mu\text{m}$) herangezogen.

Aufgrund der in die Diskriminanzfunktion aufgenommenen Variablen (Illit-, Vermikulit/Chlorit-, Smektitgehalte in %) konnte das Probenmaterial in drei Kalksteinbraunlehm- und eine Kalksteinlösungsrückstandgruppe getrennt werden. Die Kalksteinbraunlehme gliedern sich in die Gruppe der Braunlehme, die dem Festgestein aufliegen, den Schlottenlehm, die in Karstspalten im Festgestein und in oberflächennahen Mulden auftreten und in Rückstandlehme, die in Spalten und Ritzen im Festgestein und in Cv-Horizonten auftreten.

Der Illitgehalt der Gesamttonfraktion, der in erster Linie zur Trennung des Probenmaterials führte, liegt in der Gruppe der Lö-

^{x)} Institut für Bodenkunde, TU München-Weihenstephan,
8050 Freising, Fed. Rep. Ger.

sungsrückstände mit 70% am Höchsten und nimmt bei den Braunlehmern im Mittel auf 38% ab, während er in den Schlottenlehmern und Rückstandlehmern bei ungefähr 15 % liegt. Der Smektitanteil (18 A Minerale bei Glycerinbelegung) nimmt in der Gruppe der Schlottenlehme im Mittel mit 50 % den höchsten Wert ein und sinkt in der Gruppe der Braunlehme auf 20% , während in den Lösungsrückständen Smektit nur in Spuren auftritt. Der Kaolinitgehalt, der nicht in die Trennfunktion aufgenommen wurde, ist in der Gruppe der Schlottenlehme mit 20 % am Höchsten.

Im Folgenden wurden die Proben untersucht, die dem Gruppenmittel der Kalksteinlösungsrückstände, Braunlehme, Schlottenlehme und Rückstandlehme am nächsten lagen. Die Schichtladungsbestimmung erfolgte nach Lagaly und Weiß (1969), das Röntgen- und Auswertungsverfahren nach Stanjek & Friedrich (1986) und Häusler & Stanjek (1988).

In den Grobtonfraktionen aller Proben lassen sich hochgeladene Vermikulite mit einer Schichtladung > -0.90 pro Formeleinheit bestimmen. Die Aufweitung kann schon ab $nc=8$ beobachtet werden. Nur der Vermikulitanteil des Schlottenlehms weitet erst bei höherer Kettenlänge ($nc=11$) auf. Während in den Grobtonfraktionen ab $nc=8$ bzw. $nc=11$ d-Werte zur Bestimmung der Schichtladung von Vermikuliten zur Verfügung stehen, ergeben sich in den Feintonfraktionen Auswertungsmöglichkeiten erst ab $nc=12$. In fast allen Feintonproben kann der Vermikulitpeak bei Kettenlängen von $nc=11-14$ im Gemenge mit Smektit sinnvoll nur mit Hilfe des Deconvolutionprogramms bestimmt werden, da bedingt durch die schlechte Kristallinität der Teilchen und Teilchengröße die sehr breiten Smektitpeaks die Vermikulitpeaks nur als Schulter erkennen lassen. Die Ladungshöhe der Feintonvermikulite des Kalksteinlösungsrückstandes und des Rückstandlehms liegen mit -0.93 über dem des Braunlehms mit -0.80 . Im Feinton des Schlottenlehms zeigt sich auch bei höheren Ketten kein Vermikulit.

Die Auswertung der Grobtonsmektite ist aufgrund der Vermikulitpeaks vor allem im Kalksteinlösungsrückstand sehr schwierig. Im

Rückstandlehm sind die Smektitpeaks nur über wenige Ketten zu verfolgen und werden deshalb nicht zur Ladungsbestimmung herangezogen. Die Grobtonsmektite zeigen homogen verteilte Schichtladungen von -0.40 bis -0.46 pro Formeleinheit.

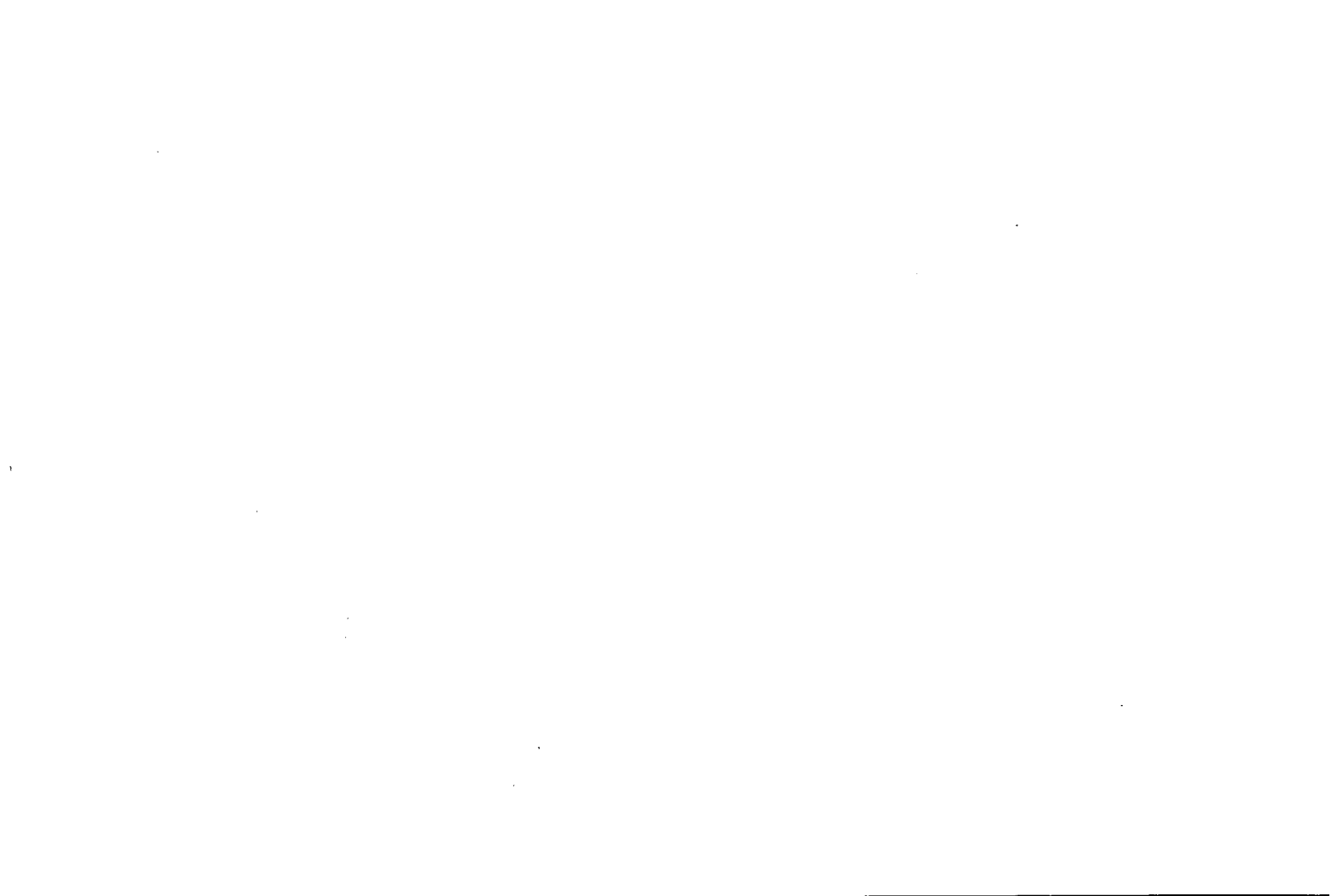
Die Ladungshöhe der Smektite in der Feintonfraktion liegen im Bereich von -0.36 bis -0.40 . Bedingt durch die höheren Smektitanteile und deren besseren Kristallisation zeigt der Braunlehm und vor allem der Schlottenlehm gut ausgeprägte Smektitpeaks über alle Ketten. Die Ladungsverteilung ist in allen Feintonsmektiten homogen verteilt. Im Feinton des Schlottenlehms erstreckt sich die Ladungsdichteverteilung gegenüber den anderen Feintonen über einen weiteren Bereich von $n_c=7$ bis $n_c=11$.

Literatur

Lagaly, G. & A. Weiss (1969). Determination of layer charge in mica-type layer silicates. Proc. Int. Clay Conf., Tokyo 1969, 1:61-68

Stanjek, H. & R. Friedrich (1986). The determination of layer charge by curve-fitting of Lorentz- and polarization-corrected x-ray diagrams. Clay Miner. 21, 183-190.

Häusler, W. & H. Stanjek (1988). A refined procedure for the determination of the layer charge with alkylammonium ions. Clay Miner. 23, 333-337.



Untersuchungen an Toncutanen von lessivierten Böden aus Löß

von

Hiller, D.A. und G.W. Brümmer *)

In Parabraunerden aber auch anderen Böden verschiedener Klimazonen findet eine Tonverlagerung statt. Seit dem Spätpleistozän sind in mitteleuropäischen Böden aus Löß und Geschiebemergel 40 bis 110 kg Ton je m² - vor allem Smectit - verlagert worden (KUSSMAUL und NIEDERBUDDE, 1979; BLUME, 1981; BLUME und HELLRIEGEL, 1981).

Die Untersuchung von verlagertem Ton erfolgte meist nach dessen präparativer Gewinnung mit Hilfe physikalischer und chemischer Methoden. Jedoch führen Präparationsprobleme, Analysenungenauigkeiten oder Auswerteschwierigkeiten z.B. bei der röntgenographischen Tonmineralbestimmung häufig zu unterschiedlichen Ergebnissen. Aus diesen Gründen schien der Einsatz einer Mikrosonde (EMA) sinnvoll, da bei dieser Analysemethode im Mikrobereich von Bodendünnschliffen die qualitative und quantitative Elementzusammensetzung von Toncutanen untersucht werden kann.

Material und Methoden

In fünf lessivierten Böden aus Löß bei Bonn und Stolberg wurden an ca. 120 Tonbelägen 163 EMA-Punktmessungen durchgeführt. Da im folgenden auch über die Bindung von Zink und Blei an Toncutanen berichtet werden soll, sollen hier die Ergebnisse von zwei lessivierten und belasteten Böden bei Stolberg dargestellt werden. Die Kennwerte dieser pseudovergleyten Parabraunerden sind in der Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Kennwerte der untersuchten pseudovergleyten Parabraunerden des Stolberger Raumes (Stb1, Stb2)

Horizont	Tiefe cm	pH CaCl ₂	Cor _g %	Ton %	Fe _o I-	Fe _d °/oo -I	Zn: I-	Pb: mg/kg -I
pseudovergleyte Parabraunerde bei Stolberg (Stb1) (Wald)								
Ol	+9 - 4	5.32	39,2		0.85	2.82	1320	4570
Of	+4 - 2	4.72	37,7		1.94	4.25	2350	15280
Oh	+2 - 0	6.00	16,8		6.15	10.42	6880	13500
Ah	0 - 7	5.11	6,7	19.1	5.59	8.93	1560	3920
Al	7 - 30	3.97	1,6	20.3	4.55	7.98	550	1220
(S)Bt (*, ♦)	30 - 55	3.99	0,3	21.1	3.72	7.65	750	1320
Sw (*, ♦)	55 - 75	3.90	0,2	20.9	4.11	7.30	700	1470
Sd (*)	75 - 95	3.93	0,2	23.4	3.23	10.99	1270	770
pseudovergleyte Parabraunerde bei Stolberg (Stb2) (Grünland)								
Ap	0 - 22	5.34	3,6	19.1	3.56	9.71	1680	750
Ah	22 - 40	5.71	2,2	17.7	2.96	8.39	1220	250
SBt (*)	40 - 65	5.82	0,3	30.0	1.72	12.94	550	32
Sw (*)	65 - 80	5.84	0,2	34.6	1.38	10.67	750	27

* = Horizonte mit Toncutanen, ♦ = Austritt von Hangzugswasser

Die Tongehalte variieren zwischen 19 und nahezu 35%, wobei die unter Wald liegende pseudovergleyte Parabraunerde tiefgründig stärker versauert ist als die unter Grünland.

*) Inst. f. Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn

Die beprobten Profile sind durch Bergbau und Erzverhüttung stark mit einigen Schwermetallen angereichert. So überschreiten Zink und Blei deutlich die Bodengrenzwerte der Klärschlammverordnung von 300 bzw. 100 mg/kg.

Von den lufttrockenen Bodenproben wurden unabgedeckte Dünnschliffe hergestellt und die häufig an Aggregatoberflächen oder Porenwandungen angelagerten Toncutane unterschiedlicher Morphologie und Dicke für die Untersuchung mit der EMA mikroskopisch ausgewählt. In den beiden Profilen wurden an 77 verschiedenen Tonbelägen 101 Mikrosonden-Punktmessungen durchgeführt.

Neben der Hauptelementzusammensetzung der Tonbeläge (K, Mg, Ca, Si und Al) wurden noch die Gehalte an Phosphor, Mangan, Eisen, Zink und Blei gemessen. Die Nachwelsgrenze der Mikrosondenanalyse liegt in Abhängigkeit von der Ordnungszahl der Elemente und der Matrix der Proben bei 100 - 800 mg/kg. Die im folgenden angegebenen Gewichtsanteile der untersuchten Elemente beziehen sich auf deren Verteilung in einem vom Elektronenstrahl angeregten Bodenvolumen von ca. 1 µm Durchmesser und 1-3 µm Tiefe.

Ergebnisse und Diskussion

Step-Scan-Analysen über Tonbeläge hinweg, bei denen in Abständen von 2 µm jeweils die Elementzusammensetzung gemessen wurde, zeigen, daß diese eine relativ gleichmäßige K-, Si-, Al-, Ca und Mg-Verteilung besitzen. Bei Eisen und in geringerem Maße auch bei Mangan werden häufig Unterschiede von mehreren Prozent in den Tonbelägen gemessen, da durch die EMA-Analyse neben dem Eisen und Mangan im Tonmineralgitter auch die Fe-Mn-Oxidumkrustungen der Silicattellchen erfaßt werden. Toncutane, die mikromorphologisch eine auffällige, intensive Braun-Rotfärbung infolge Fe-Oxidbeimengung besitzen, beinhalten häufig mehr als 10% Fe. Die EMA-Analysen zeigen, daß die durchschnittlichen Gehalte der Toncutane in den verschiedenen Horizonten bei 16,2-17,9% Si, 8,7-9,7% Al, 0,04-0,42% Ca, 1,14-1,39% Mg sowie 2,9-4,4% K betragen (Tab. 2). Die Si/Al-Quotienten der Tonbeläge variieren zwischen 1,71-1,81. Die durchschnittlichen Si- und Al-Gehalte sind geringer als beim Illit, die Fe-Gehalte dagegen infolge Oxidbeimengung höher. Der Ca-Gehalt entspricht den häufig in verschiedenen Tonmineralen gebunden Anteilen. Anhand der Mg-Gehalte in den Toncutanen wird aber bereits deutlich, daß es sich nicht um Vermiculit oder Chlorit handeln kann. Ein Vergleich, insbesondere der Kalliumgehalte und der Si/Al-Molquotienten, zeigt, daß die Tonbeläge in ihrer Zusammensetzung illitischer Tonsubstanz vergleichbar sind (vgl. Tab. 2 mit 3). Dies wird auch durch röntgenographische Untersuchungen bestätigt (HILLER et al., in Vorbereitung).

Tab. 2: Durchschnittlicher Schwankungsbereich der chemischen Zusammensetzung (Gew.-%) und Si/Al-Molquotienten von Toncutanen (Cut.) aus pseudovergleyten Parabraunerden des Stolberger Raumes (Stb1, Stb2)

	Si	Al	Fe	Ca	Mg	K	Si/Al
Cut. Stb1	16,2-17,9	8,7- 9,7	6,0-8,7	0,04-0,05	1,1-1,3	2,9-3,8	1,71-1,80
Cut. Stb2	17,4-17,8	9,3- 9,6	5,8-6,5	0,41-0,42	1,2-1,3	4,0-4,4	1,78-1,81

Stb1 u. Stb2 = 52 bzw. 25 untersuchte Toncutane mit 69 sowie 42 EMA-Punktanalysen

Tab. 3: Schwankungsbereich der chemischen Zusammensetzung (Gew.-%) einiger Tonminerale sowie deren Si/Al-Molquotienten (*)

Minerale	Si	Al	Fe	Ca	Mg	K	Si/Al
Illit	23,3-26,1	9,5-16,3	1,3- 3,4	0 -1,4	0,6- 2,4	3,3-5,8	1,37-2,64
Kaolinit	21,0-22,4	20,0-21,1	-. -	-. -	-. -	-. -	0,99-1,07
Smectit	19,6-25,7	0,0-14,7	0,0-20,9	0 -2,1	0,0- 1,5	0,0-0,4	1,28-1,68
Vermicul.	15,4-17,2	3,6- 9,5	2,0- 8,3	0 -1,4	12,1-16,9	0,0-1,7	1,56-4,60
Chlorit	10,2-16,3	6,3-12,6	0,0-10,4	0 -1,4	7,2-20,4	0,0-0,8	0,07-2,48

* = nach SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL, 1989; verändert

In den Tonbelägen der durch Hangzugswasser beeinflussten Horizonte (S)Bt und Sw des Profils Stb1 unter Wald konnten durchschnittliche Zinkanreicherungen gegenüber dem Zn-Gesamtgehalt der Mischproben um bis das 2,6-fache nachgewiesen werden. Die teilweise geringen Kalliumgehalte dieser zinkreichen Toncutane, die zwischen 1,5-3,75% - bei einem Durchschnittsgehalt von 3,16 bzw. 2,93% K - variieren, weisen dabei auf eine stärkere K-Verarmung der Tonminerale in diesen beiden durch Hangzugswasser beeinflussten Horizonten hin (Tab. 4). Im Sd-Horizont, in dem die Tonminerale einen deutlich höheren durchschnittlichen Kalliumgehalt von 3,82 % besitzen, ist keine Zn-Anreicherung in den Toncutanen über den durchschnittlichen Zn-Gesamtgehalt der Mischproben hinaus festzustellen. Im Profil Stb2 besitzen die Tonhäutchen deutlich höhere Kalliumgehalte mit durchschnittlich 4,22%. Bei vergleichsweise ähnlich hohen Zn-Gesamtgehalten wie in dem (S)Bt- und Sw-Horizont des Profil Stb1 konnte Zn jedoch seltener und mit geringeren Gehalten in den Toncutanen nachgewiesen werden (Tab. 4). In den am stärksten an Kallium verarmten Illitmineralen wurden die höchsten Zinkanreicherungen gemessen. Dieser Befund macht wahrscheinlich, daß Zn - begünstigt durch den geringen Ionen-durchmesser von 0,69 Å - in Zwischenschichtpositionen randlich aufgeweiteter Illite eindringen kann und dort festgelegt wird, wie dies auch in Modellversuchen von REDDY und PERKINS (1974) sowie GERTH (1985) nachgewiesen wurde.

Tab. 4: Zn-Gehalte und Anreicherungen in Toncutanen von pseudo-vergleyten Parabraunerden im Stolberger Raum unterschiedlicher Verwitterung

Hori- zont	K _(Ton) %	Zn _t I- mg/kg	Zn _(Ton) -I	Fak- tor(*)	Zahl der EMA- Punktanalysen
pseudovergleyte Parabraunerde bei Stolberg (Stb1) (Wald)					
(S)Bt (♦)	3,16	750	1850	2,47	28
Sw (♦)	2,93	700	1830	2,61	20
Sd	3,82	1270	1060	0,83	21
pseudovergleyte Parabraunerde bei Stolberg (Stb2) (Grünland)					
SBt	4,37	550	500	0,90	18
Sw	4,04	750	210	0,28	24

♦ = Austritt von Hangzugswasser im Profil

* = Berechnung Faktor: $Zn_{(Ton)} / Zn_t$

Bei Blei zeigen die Step-Scan-Analysen ebenfalls deutlich, daß dieses Schwermetall in Toncutanen angereichert vorliegt. Nach BLUME (1981) sowie BLUME und HELLRIEGEL (1981) kann Blei in verlagertem Ton als Pb-Humat in aufgeweiteten Schichten von Tonmineralen gebunden sein. Darüberhinaus beschreiben HILDEBRAND und BLUM (1973) sowie FÖRSTNER und WITTMANN (1979), daß illit, ähnlich wie beim Kallium, auch gegenüber Blei eine sterisch bedingte Sorptionspräferenz aufweist. Die Autoren führen dies auf die fast identischen Ionenradius beider Kationen und das niedrige Ionisationspotential des Pb^{2+} zurück. Die Step-Scan-Analysen an Toncutanen zeigen jedoch deutlich, daß Blei vor allem an Mn- und Fe-Oxiden der Toncutane angereicht ist. Darüberhinaus weisen statistische Auswertungen der EMA-Punktanalysen auf eine gemeinsame Bindung von Blei und Phosphat vor allem an Eisenoxide hin. Stöchiometrische Berechnungen der Pb-P-Molverhältnisse zeigen, daß das Pb/P-Verhältnis zwischen 0,1-0,6 variiert. Im Durchschnitt beträgt es 0,31. Nur in 5 von 64 Meßpunkten wurden dabei Pb/P-Verhältnisse wie bei Plumbogummit festgestellt. Keine Übereinstimmung besteht zu den Pb/P-Verhältnissen von Pyromorphit, der in der Oxidationszone von Pb-Vererzungen im Stolberger Raum nachgewiesen wurde oder anderen schwerlöslichen Bleiphosphaten. Es ist somit sehr unwahrscheinlich, daß das von Toncutanen gebundene Pb aus definierten Blei-Phosphaten besteht. Die vorliegenden EMA-Ergebnisse deuten ebenfalls darauf hin, daß Blei über mehrere Phosphationen an die Fe-Oxide von Toncutanen gebunden ist.

Zusammenfassung

Insgesamt deuten die Untersuchungen – auch für die hier nicht vorgeführten unbelasteten Parabraunerden aus Löß – darauf hin, daß Toncutane in diesen Böden vorwiegend aus illitischer Tonsubstanz bestehen. Vor allem unter sauren Bedingungen und bei lateral fließendem Hangzugswasser kommt es zu einer verstärkten Kaliumfreisetzung und einer daraus resultierenden teilweisen Aufweitung der Tonminerale. In die aufgeweiteten Illite kann Zink, begünstigt durch seinen geringen Ionendurchmesser, eindringen. Blei wird dagegen vor allem durch die in den Tonbelägen vorhandenen Eisen- und Manganoxide, häufig in Verbindung mit Phosphat, gebunden.

Literatur

- Blume, H.-P. (1981) Schwermetallverteilung und -bilanzen typischer Waldböden aus Geschiebemergel. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 144, 166-163.
- Blume, H.-P. und Th. Hellriegel (1981): Blei- und Cadmium-Status Berliner Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 144, 181-196.
- Förstner, U. und Wittmann, G.T.W. (1979): Metall pollution in the aquatic environment. 486 S. Heidelberg, New York.
- Gerth, J. (1985): Untersuchungen zur Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Bodentonfraktionen unterschiedlichen Stoffbestandes und verschiedene Bodenkomponenten. Dissertation, Univers. Kiel, 267 S.
- Hildebrand, E.E. und W.E. Blum (1973): Pb-Bindung und Austausch an Tonmineralen. DFG-Kolloquium "Tonmineralogie", 1973, Regensburg, 62-63.
- Kußmaul, H. und E.A. Niederbudde (1979): Bilanzierung der Tonbildung und -verlagerung sowie der Tonmineralumwandlung in Löß-Parabraunerden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 142, 586-600.
- Scheffer F. und P. Schachtschabel (1989): Lehrbuch der Bodenkunde. 12. Auflage, Enke Verlag, Stuttgart, 491 S..

Probleme der direkten Ladungsdichtebestimmung von
Dreischicht-Tonmineralen aus Böden

Niederbudde, E.A.^{x)} und W. Häusler^{x)}

1. Einleitung

In Böden und Sedimenten sind die Probleme der direkten Ladungsdichtebestimmung von Dreischicht-Tonmineralen mit n-Alkylammonium-Ionen ($C_nH_{2n+1}NH_3^+$) größer als bei Mineralen aus Lagerstätten (Friedrich, 1985; Laird et al., 1987). Die Vorteile der Methode gegenüber dem Materialvergleich zwischen Ton aus Böden und Ton aus Lagerstätten nach Glycerin- oder Äthylenglycolsättigung der Substanzen bestehen vor allem in der Messung der Ladungsvarianz von Smectiten, in der Trennung von Vermiculiten und Smectiten im strengen Sinne (ss) aus der Gruppe der Smectite im weiteren Sinne (18 A-Mineralen nach Glycerin) und in der möglichst genauen Bestimmung der Ladungsdichte von Bodenton-Vermiculiten. Die bodentonspezifischen Probleme resultieren, wie auch bei sonstigen tonmineralogischen Ansätzen, aus dem Tonmineralgemenge, aus der Feinheit und z. T. aus der geringen Kristallinität der Teilchen.

Die präzise Festlegung der Zackenpositionen in einem Röntgendiagramm (XRD) sollte stets gefordert werden, sie ist bei Anwendung der n-Alkylammoniummethode besonders bedeutsam. Einmal gilt es bei den Smectiten (ss) die kritischen Alkylkettenlängen zu bestimmen, bei der die Einfachschicht und die Doppelschicht dicht mit Ketten gepackt ist, zum anderen ist bei der Bestimmung der Basisabstände von Vermiculiten größte Sorgfalt geboten, weil damit die Genauigkeit der Ladungsdichtebestimmung dieser Minerale steigt (Stanjek und Friedrich, 1986).

^{x)} Institut für Bodenkunde, TU München-Weihenstephan, 8050 Freising, Fed. Rep. Ger.

Aus diesem Grunde wurden aus einer größeren Anzahl von XRD, die mit den Lorentz-Polarisationsfaktoren korrigiert und deren z. T. breite Zacken nach einem Rechnerprogramm von Schulze (1982) symmetrischen Zackenschwerpunkten angepaßt und damit entzerrt worden sind, solche ausgewählt, die dennoch wegen ihres Gemengecharakters problematisch waren.

2. Probenmaterial: Die Fraktionen < 0.1 (Feinton), $0.1 - 0.2$ (Mittelton), und $0.2 - 2$ (Grobton) in μm waren aus Tonböden (1T), Lößboden (tL) und Sedimenten (z. B. Löß 1U) nach Beseitigung von organischen und anorganischen Kittsubstanzen isoliert worden. Voruntersuchungen mit Hilfe von Methoden, die Unterschiede von ökologisch wirksamen, tonmineralspezifischen Bodeneigenschaften bestimmen, hatten diese Proben als solche ausgewiesen, die den diskriminanzanalytisch bestimmten Gruppenmittelwerten am nächsten lagen. Sie können also als repräsentative Tonmaterialien der jeweiligen Landschaft bezeichnet werden. Auf Einzelheiten landschafts- und tonmineralbezogener sorptionschemischer Arbeiten kann hier nicht eingegangen werden (s. hierzu z. B. Niederbudde, 1975).

3. Ergebnisse: In der Feintonfraktion ($< 0.1 \mu\text{m}$) der Böden mit hoher bis mittlerer K-Fixierung waren Illitzacken visuell nur in Ausnahmefällen sichtbar, in den meisten Fällen wurde ab $n_c = 5$ in allen Fällen ab $n_c = 7$ (Kettenlänge) Peakmaxima bei 10 \AA festgelegt. In einem Boden mit niedriger K-Fixierung (Pelosol aus Juratonstein) waren die Zackenformen im Illitbereich von denen mit hoher K-Fixierung deutlich verschieden. Das Peakmaximum lag im Bereich von $2\theta = 8.8 - 9.5^\circ$ (Co, $K\alpha$). Die breite große Zacke konnte zwei Zackenschwerpunkten angepaßt werden, von der eine dem Illit zugeordnet wurde. Aus diesen Ergebnissen wurde der Schluß gezogen, daß den Bodentonen ein Standard (Talk, Basisabstand bei $2\theta = 10.99^\circ$) zugemischt werden sollte, um die Zacken der aufgeweiteten Dreischicht-Tonminerale auf diesen Standard zu beziehen. Die Feintonfraktionen mit hoher bis mittlerer K-Fixierung enthielten alle Smectite mit unterschiedlicher Ladungsvarianz und mittlerer Ladungsdichte. Vermiculitzacken konnten visuell erst ab $n_c = 12 - 13$ entdeckt werden, wurden vom Rechner aber schon ab $n_c = 7$ an der rechten Flanke der breiten Smectitzacke fixiert.

Die Mitteltonfraktion (0.1 - 0.2 μm) des Bodens mit sehr hoher K-Fixierung enthält gut ausgebildete Zacken, die vom Rechner von $n_c = 5$ bis etwa $n_c = 12$ bis 13 als Zackenmaxima genau festgelegt worden sind und einen stufenförmigen Kurvenverlauf geben. Er unterscheidet sich von Feintonsmectiten des gleichen Bodens und von Lagerstättenmectiten. Die Hauptmengenanteile der Smectite haben eine höhere Ladungsdichte als die zuvor genannten Minerale. Diese Fraktion enthält Vermiculitzacken, die visuell schon ab $n_c = 10$ Kettenlänge erkennbar sind, vom Rechner ab $n_c = 5$ an der äußeren Flanke der Smectitzacke festgelegt werden. In den Böden mit mittlerer bis mäßiger K-Fixierung sind die Smectite, die auch hier eine relativ hohe Ladungsdichte haben, eindeutig weniger stark vertreten als im zuvor genannten Boden. Die Vermiculitzacken unterscheiden sich nur wenig in Form und Intensitäten von dem Boden mit sehr hoher K-Fixierung. Die Illitzacken in der Nähe des Talkstandards haben eindeutig größere Intensitäten als im Boden mit den stark ausgeprägten K-spezifischen Eigenschaften.

Im Grobton ist die Illitzacke in allen Proben eindeutig zu identifizieren, sie wird auch vom Rechner genau im optisch sichtbaren Bereich festgelegt. Gemessen an der Talkintensität nimmt die Illitzackenintensität von $n_c = 5$ nach $n_c = 17$ ab. Auch die Festlegung der d(001)- und ab $n_c = 11$ der d(002)-Vermiculitlinien bereitet keine Schwierigkeit. Wählt man die Kettenlänge $n_c = 14$ als Meßgröße für Vermiculit (≈ 25 A) und Smectitmengen, ss (ca. 18 - 19 A), so enthält der Boden mit sehr hoher K-Fixierung mehr Smectite, ss - die Hauptkomponente dieser Mineralform ist hochgeladen - als die Böden mit mittlerer und mäßiger K-Fixierung. Es ist also schwierig zu entscheiden, ob die eine oder andere Mineralform mehr oder weniger stark die K-Fixierung des Ursprungsbodens verursacht.

Am Grobton kann sehr gut demonstriert werden, wie die scharfe Zacke der $n_c=5$ -Alkylammoniumschichtsilicate bei größeren n_c (z. B. 7 bis 11) in drei Zacken aufgetrennt wird: primärer Chlorit (Zacke bleibt konstant bei 14.2 A), Smectite, ss und Vermiculit. Die letzteren verschieben sich zum kleinen 2θ -Winkel hin. Die 002-Linien des Vermiculits sind nach LP-Korrektur ab $n_c = 11$ sehr scharf ausgebildet und werden durch andere Interferenzen nicht gestört. Sie sollten bei der Ladungsdichtebestimmung von Bodenton-Vermiculiten genutzt werden.

Literatur

- Friedrich, R. (1985): Schichtladungsbestimmung und K-Freisetzung mit Alkylammonium an Tonfraktionen aus Lössen und Lößboden. Mittl. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 43/II, 917 - 922.
- Laird, D.A., A.D. Scott & T.E. Fenton (1987): Interpretation of alkylammonium characterization of soil clays. Soil Sci. Soc. Am. J. 51, 1659 - 1663.
- Stanjek, H. & R. Friedrich (1986): The determination of layer charge by curve-fitting of Lorentz- and polarization-corrected x-ray diagrams. Clay Miner. 21, 183 - 190.
- Schulze, D. (1982): The identification of iron oxides by differential x-ray diffraction and the influence of aluminum substitution on the structure of goethite. Diss. Landw. Fakultät, TU-München, Weihenstephan.
- Niederbudde, E.A. (1975): Veränderungen von Dreischicht-Tonmineralen durch natives K in holozänen Lößböden Mitteldeutschlands und Niederbayerns. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 138, 217 - 234.
- Niederbudde, E.A. (1975): Tonminerale in Bodenlandschaften. Mittl. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 22, 673 - 678.

Bodenmineralogische Untersuchungen an
repräsentativen Profilen und ausgewählten
Standorten von Dauerfeldversuchen der DDR

von

Reuter, G. u. P. Leinweber +)

1. Einleitung

Der Übersichtsbeitrag bezieht sich auf im Druck befindliche Publikationen. Es geht zunächst um die Erfassung der Mineralgehalte von 8 Dauerfeldversuchsstandorten, deren Kenntnis bei umfassender Auswertung solcher Versuche unter Berücksichtigung aller fruchtbarkeitsbestimmenden Bodenbestandteile unerlässlich ist. Weiterhin wird über Untersuchungen zum Problem der bewirtschaftungsbedingten Mineralveränderungen berichtet.

2. Untersuchungsobjekte

Die einbezogenen Standorte repräsentieren mit 7 verschiedenen Bodenformen (z.B. Bändersand-Rosterde) außer den Tonböden die wichtigsten Standortverhältnisse der landwirtschaftlichen Produktion in der DDR. Für die gewählten Versuche sind die Kurzbezeichnungen und das Alter in Jahren angegeben:

<u>Rostock.</u> Bändersand-Rosterde. Humusbildung im Boden	34
<u>Müncheberg.</u> Sandtieflehm-Fahlerde. Nährstoffsteigerung	23
<u>Thyrow.</u> Sandtieflehm-Fahlerde. Bodenfruchtbarkeit	48
<u>Groß Kreuz.</u> Salmtieflehm-Fahlerde. Organische Düngung	26
<u>Halle.</u> Salm-Griserde. Ewiger Roggenbau	108
Feld C und Feld F	35
<u>Lauterbach.</u> Berglehm-Braunerde. Fruchtfolge - Düngung	15
<u>Seehausen.</u> Sandlößtieflehm-Bleichstaugley. Fruchtf.-Düngung	29
<u>Lauchstädt.</u> Löß-Schwarzerde. Statischer Versuch	84

Die Reihenfolge entspricht steigenden Gehalten an Feinanteil (= Mineralteilchen $< 6,3 \mu\text{m } \varnothing$) im Oberboden. Bei 7 Objekten handelt es sich um pleistozäne Substrate und in Lauterbach/Erzgebirge um Gneisschutt. Umfassende Standortangaben sowie die Versuchskonzeptionen wurden publiziert (AUTORENKOLLEKTIV, 1984).

+) Wilhelm-Pieck-Universität Rostock, Sektion Meliorationswesen und Pflanzenproduktion, Justus-von-Liebig-Weg 6, PF 27-13/14, Rostock, DDR-2500

3. Methodik

Die Mineralbestimmungen wurden im Zusammenhang mit Untersuchungen an organisch-mineralischen Komplexen durchgeführt, wobei eine quantitative Isolierung der Größenfraktionen erfolgte. Zur Röntgenuntersuchung am Philips-Goniometer kamen Pulver- und orientierte Texturpräparate der Fraktionen $f_T = < 0,2 \mu\text{m}$ und $m_T = 0,2 \dots 0,63 \mu\text{m}$ (teilweise zusammengefaßt als f_{mT}) sowie $g_T = 0,63 \dots 2,0 \mu\text{m}$ und $f_U = 2,0 \dots 6,3 \mu\text{m}$. Bezüglich Angaben über Probenvorbehandlung, Röntgendiffraktometrie und zu den Auswerteverfahren s. REUTER, LEINWEBER (1988a)

4. Profiluntersuchungen zur Standortkennzeichnung

4.1 Anteile der Größenfraktionen

Die Masseanteile der isolierten Größenfraktionen (in % des Feinbodens) sind für die Erfassung und Charakterisierung organisch-mineralischer Komplexe von Bedeutung. Wie aus Tab. 2 ersichtlich ist, nehmen die Gehalte meist mit der Korngröße zu ($f_{mT} < g_T < f_U$). Eine Ausnahme bilden natürlich die lessivierten Böden (s. Beispiel Thyrow). Ganz offensichtlich war an der Lessivierung fast ausschließlich die Fraktion f_{mT} beteiligt.

4.2 Anteile der Mineralarten

Die zunächst nach einem Faktorenverfahren (UNGER, 1981) an Pulverproben bestimmte Mineralzusammensetzung der Größenfraktionen zeigte erwartungsgemäß keine wesentlichen Unterschiede zwischen den pleistozänen Substraten (Pl). Es sind deshalb in Tab. 1 nur

Tab. 1 Mittlere Mineralgehalte (%)

		f_{mT}	g_T	f_U
Quarz	Pl	12	24	48
	Gn	13	14	30
Ortho- klas	Pl	4	7	9
	Gn	5	4	5
Plagio- klas	Pl	1	4	7
	Gn	2	3	7
Chlorit	Pl	7	5	1
	Gn	4	3	2
DSM	Pl	76	56	30
	Gn	72	71	50

die Mittelwerte angegeben. Jedoch unterscheidet sich diese Gruppe deutlich von dem Gneisstandort in Lauterbach (Gn), vor allem im Gehalt der Fraktionen g_T und f_U an Quarz und Dreischichtmineralen (DSM). Der Gehalt an letzteren ist insgesamt hoch, verringert sich bei den größeren Fraktionen, beträgt aber im f_U immerhin noch beachtliche 30 bzw. 50 %. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, den Feinschluff in die speziellen bodenmineralogischen Untersuchungen unbedingt einzubeziehen.

Die zur Erfassung mineralbedingter Bodenfruchtbarkeitsunter-

schiede notwendige Differenzierung der DSM-Gruppe wurde mittels Quell- und Kontraktionstests realisiert. Aus Tab. 2 sind die im Komplex angewendeten Auswerteverfahren ersichtlich. Die Kalkulation nach STEFANOVITS, DOMBOVARI (1985) ergibt 5 Phasen mit Prozentzahlen, die den Anteil an der Größenfraktion zum Ausdruck bringen. Man kann daraus den Masseanteil der Mineralgruppen am Gesamtboden berechnen. Die Vorherrschaft von Illit bzw. Glimmer ist offensichtlich. Sie wird noch deutlicher, wenn man die An-

Tab. 2 Fraktionsanteile und Differenzierung der Dreiseichtminerale nach verschiedenen Verfahren. Beispiele aus: REUTER, LEINWEBER (1989)

Horizont, Tiefe bis cm	Fraktion	Anteil am Feinboden (%)	STEFANOVITS-DOMBOVARI					SCHEFFER-FÖLSTER-MEYER, REUTER-MENNING					
			Summe DSM	Illit bzw. Glimmer	Illit/Chlorit Illit/Vermik.	Illit/Smektit	Vermikulit	Smektit	Illit bzw. Glimmer	Hemiexp. Oligo-Plio-Pleisto	Expandit Oligo-Plio-Pleisto		
			(% der Größenfraktion)					+ vorherrschend, / deutlich, (/) untergeordnet					
Rostock: Bändersand-Rosterde													
Ap	fmT	0,8	81	39	11	25	0	6	+		/	/	(/)
- 2,2	gT	0,9	63	20	4	14	8	17	+		/	/	/
	fU	1,8	38	22	3	4	4	5	+		/	/	/
Thyrow: Sandtieflerhm-Fahlerde													
Ap	gT	1,9	49	22	8	13	0	6	/	(/)	+		(/)
- 2,3	fU	2,0	27	18	4	1	4	0	/		/		(/)
Bv	gT	1,8	51	26	9	8	0	8	/		/		
- 2,9	fU	2,6	25	17	2	2	2	2	+	(/)	/		
Et	gT	1,6	51	39	9	1	0	2	+		/		
- 6,0	fU	2,3	25	19	2	2	1	1	+	(/)			
Btg	fmT	12,2	82	40	14	12	10	6	/		/		+
-12	gT	2,3	57	21	5	11	8	12	+	/		/	+
	fU	2,9	33	17	3	2	11	0	+	+	(/)		
Cc	gT	4,9	56	37	2	9	0	8	+			(/)	(/)
12	fU	3,1	23	17	1	2	2	1	+				/
Leuterbach: Berglehm-Braunerde													
Ah	fmT	5,6	75	20	43	10	0	2	/		+		
- 1,8	gT	3,3	74	27	24	1	12	10	/		+		
	fU	4,7	42	18	9	2	3	10	/	(/)	(/)	/	+
Bv	fmT	2,6	70	33	29	0	8	0	(/)		/	+	
- 8,0	gT	3,7	70	33	25	5	3	4	/		+		
	fU	8,2	52	32	11	3	4	2	+		/		
C	gT	1,9	70	36	19	5	6	4	/		+		
8,0	fU	5,6	57	35	9	5	5	3	+		/		

teile auf die Summe DSM bezieht. Dann ergibt sich auch nahezu ausnahmslos die Tendenz ihrer Abnahme bei den kleineren Teilchen. Der Smektit wird aus dem Intensitätsabfall des 1,4-nm-Reflexes nach Glycerinbehandlung bestimmt. Dadurch werden die weit über 1,8 nm quellfähigen instabilen Phasen (TRIBUTH, 1987) mit erfaßt.

Bei Anwendung des von REUTER, MENNING (1964) modifizierten Auswerteverfahrens nach SCHEFFER, FÖLSTER, MEYER (1961) sind von den mehr oder weniger quellfähigen DSM die Plioformen wegen ihrer Sorptionsleistung bei relativ hoher K-Selektivität und die Oligoformen als K-fixierende Minerale beachtenswert. Grundsätzlich unterschiedlichen Charakter haben die beiden Pleistoformen: Die Pleisto-Hemiexpandite entsprechen dem Chlorit, ihr Sorptionsvermögen ist infolge Al-Blockierung sehr gering, dagegen zeichnen sich die Pleisto-Expandite durch hohe Kationenumtauschkapazität ohne Fixierungstendenz aus.

Als Beispiel für die Zweckmäßigkeit der Kombination beider Auswertemethoden ist darauf hinzuweisen, daß bei Fehlen von Pleisto-Expandit aber relativ hohen Gehalten an Smektit (s. Tab. 2; Profil Lauterbach) auf eine starke Beteiligung von instabilen Phasen (s.o.) geschlossen werden kann. Bei der vollständigen Dokumentation der Mineralgehalte aller untersuchten Dauerfeldversuchsstandorte (REUTER, LEINWEBER, 1989) werden weitere Hinweise zur Auswertung gegeben.

5. Mineralveränderungen

Zu den mineralverändernden Vorgängen im Boden ist u.a. die Entkalisierung von Glimmer und Illit zu rechnen, die sich in einer zunehmenden Aufweitung dieser DSM bemerkbar macht. Von TRIBUTH (1981) wurde anhand eines 25jährigen K-Mangelversuches die Reduzierung des Illitgehaltes röntgenografisch nachgewiesen, eine quantitative Aussage jedoch in Frage gestellt. Von den uns zur Verfügung stehenden Dauerversuchen ließen einige aufgrund ihres höheren Alters deutlichere Effekte erwarten, was sich auch bestätigt hat. In Abb. 1 sind die Illitreduzierungen beim Ewigen Roggenbau Halle durch Markierung des Intensitätsabfalles der 1,0-nm-Reflexe verdeutlicht (aus REUTER, LEINWEBER, 1988b). Weitere Befunde zu solchen Mineralveränderungen ergaben sich beim Statischen Versuch Lauchstädt sowie bei den Feldern F und C in Halle (s. LEINWEBER, REUTER, 1989).

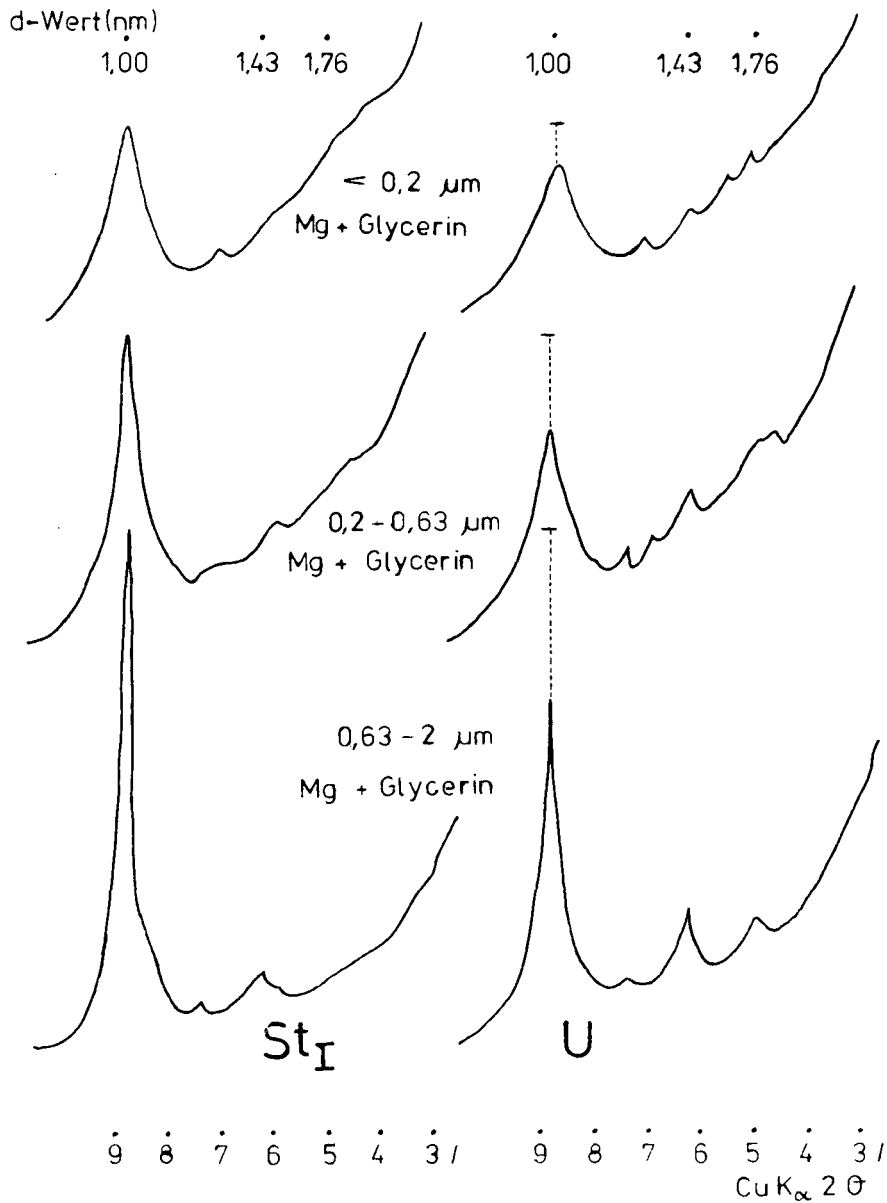


Abb. 1 Ewiger Roggenbau. Röntgendiagramm der Bodentonfraktionen aus einer organisch gedüngten (St_I) und der ungedüngten (U) Parzelle. Aus: REUTER, LEINWEBER (1933b)

Dem Verlust an Illit steht ein Zuwachs an aufweitbaren DSM gegenüber (s. Abb. 1, verstärkte Reflexe im Kleinwinkelbereich). Da indessen die Smektitinterferenzen nicht sehr deutlich hervortreten, stimmen wir der Ansicht von TRIBUTH (1987) zu, daß der Illitabbau bei Anwesenheit von Karbonat zur Bildung labiler Minerale führt. Für diese Hypothese sprechen auch die von MØBERG, NIELSEN (1983) in K-Mangelparzellen festgestellten erhöhten Gehalte an extrahierbarem Al, Fe und Si.

6. K-Bilanzen

Die in Zahlenwerten ausgedrückten Mineralanteile (s. Tab. 2) gestatten die grobe Berechnung der illitisch gebundenen Kaliumvorräte. Für die ungedüngte Parzelle des Ewigen Roggenbaues Halle ergab sich im Vergleich zu einer Stallmist-Parzelle ein Verlust an K in Höhe von 10,4 %, was $1,35 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ entspricht. Der aus den Ernteuntersuchungen für den Zeitraum von 108 Jahren berechnete tatsächliche K-Entzug auf der ungedüngten Parzelle beträgt $2,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$. Einzelheiten dieser Bilanzierung s. REUTER, LEINWEBER (1988b).

Literaturangaben (auszugsweise)

- AUTORENKOLLEKTIV (1984): Dauerfeldversuche der DDR, Berlin 1984
LEINWEBER, P.; REUTER, G. (1989): Influence of various fertilization on the mineralogical composition of clay fractions in long-term field experiments. Z. Pflanzenern., Bodenk., Heft 5
REUTER, G.; LEINWEBER, P. (1988a): Konzeption und Methodik der Untersuchung organisch-mineralischer Komplexe (OMK) in Böden. Tag. Ber. Akad. Landw. Wiss. DDR, Berlin 269
REUTER, G.; LEINWEBER, P. (1988b): Bodentonmineralogische Untersuchungen am Dauerfeldversuch 'Ewiger Roggenbau' zu Halle/S. Kongr. u. Tag. Ber. Univ. Halle 20
REUTER, G.; LEINWEBER, P. (1989): Die Ton- und Feinschluffminerale der Böden von 8 Dauerfeldversuchen der DDR. Arch. Acker- u. Pflanzenbau, Bodenkde., Berlin 33, 645-653

Einfluß der Kristallinität von Goethit auf die Phosphatadsorption

von

Strauß, C.R. und G.W. Brümmer^{†)}

Die Phosphatadsorption durch Goethit wird in starkem Maße durch die Goethit-Kristallinität beeinflusst. Der Begriff Kristallinität stammt dabei aus der Röntgenstrukturanalyse (RDA); Minerale mit starker Verbreiterung der Reflexe werden als schlecht kristallin bezeichnet. Der Grund dafür können sowohl die Größe der Kristalle als auch deren Anteil an Strukturdefekten sein. Zwischen diesen Ursachen kann mittels der RDA jedoch nicht unterschieden werden (KÜHNEL *et al.*, 1975). Mit Elektronenmikroskopaufnahmen ist gezeigt worden, daß sich Goethite aus Kristalliten, die auch als Domänen bezeichnet werden, zusammensetzen (SCHWERTMANN *et al.*, 1985). Zwischen den Domänen können sich Poren befinden, wenn sich die Kristallstruktur auch teilweise über die Domänengrenzen hinweg fortsetzt (CORNELL *et al.*, 1983; SMITH und EGGLETON, 1983; SCHWERTMANN, 1984). GERTH (1985) und BRÜMMER *et al.* (1988) haben gezeigt, daß verschiedene Schwermetalle in das Kristallinnere von Goethit diffundieren. Auch Phosphat dringt in Eisenoxide ein und kann dann teilweise nicht mehr desorbiert werden (MADRID und DE ARAMBARRI, 1985). Mit dieser Arbeit soll geklärt werden, ob dafür die Bindung von Phosphat in Interdomänenräumen von Goethitkristallen verantwortlich ist.

Herstellung und Eigenschaften der Oxide

Die für die Untersuchungen verwendeten acht Goethite wurden im wesentlichen nach den Methoden von SCHWERTMANN *et al.* (1985) hergestellt. Dazu wurden zunächst Fe(III)-Oxide aus einer Eisen(III)-Nitratlösung mit KOH gefällt und anschließend bei unterschiedlichen Temperaturen und über verschiedene Reaktionszeiten gealtert.

Tabelle 1 Eigenschaften der Goethite und des Ferrihydrites

Probe	BET (m ² /g)	Fe _t (%)	H ₂ O (%)	Fe _{ox} (in % v. Fe _t)	DKA _a (nm)	DKA _b (nm)
Goe-18	18,2	62,5	10,2	0,60	27,2	37,0
Goe-23	23,0	62,5	10,3	1,60	19,2	31,2
Goe-46	46,6	62,6	10,5	1,65	14,0	25,0
Goe-60	60,5	62,4	10,5	1,23	10,7	20,0
Goe-132	132,6	62,5	11,2	6,54	4,5	7,4
Ferrihydrit	199,7	58,2	15,2	100	-	-

In Tab. 1 sind die wichtigsten Eigenschaften von fünf Goethiten und einem Ferrihydrit zusammengefaßt. Die Goethitnamen enthalten die spezifische Oberfläche (BET-Verfahren). Das Spektrum reicht von 18 bis 132 m²/g. Der Goe-18 wurde in der gleichen Weise hergestellt wie Goe-23, anschließend jedoch einer hydrothermalen Behandlung unterzogen. Dieser Goethit hat dabei die äußere Form und Größe der Kristalle behalten, lediglich die Größe der Domänen ist gestiegen. Das zeigen die durchschnittlichen Kristallausdehnungen (DKA) beider Goethite und wird auch durch Elektronenmikroskopaufnahmen bestätigt. Goe-132 wurde durch Oxidation einer FeCl₂-Lösung mit Luftsauerstoff in Anwesenheit von Bicarbonat hergestellt. Zum Vergleich wurde auch ein durch Fällung aus Eisennitrat und anschließender Gefriertrocknung gewonnener Ferrihydrit verwendet.

Elektronenmikroskopaufnahmen zeigen, daß es sich bei den Goethiten um leistenförmige Partikel handelt. Die größten Kristalle besitzen Goe-18 und Goe-23 (c-Dimension ca. 1250 nm). Goe-18 weist jedoch größere und pro Kristall weniger Domänen auf. Die Größe der Kristalle und Domänen sinkt

^{†)} Inst. f. Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

mit zunehmender Oberfläche ab. Goe-132 weist nur noch sehr kleine, porös erscheinende Partikel auf, die jedoch die typische Leistenform des Goethites besitzen. Beim Ferrihydrit sind keinerlei Anzeichen kristallinen Materials zu erkennen.

Phosphatadsorption

Die Phosphatadsorption wurde in 0,01 N NaNO₃ bei pH-Werten zwischen 2 und 11, P-Konzentrationen von 1 - 90 mg P/l sowie 5, 20 und 40°C über Zeiträume von 1/2 h bis 6 Wochen durchgeführt. Nach der Reaktion wurden die P-Konzentration und der pH-Wert der Lösung gemessen. Die Differenz zwischen der zugegebenen und der wiedergefundenen P-Menge stellt die adsorbierte Menge dar. Aus den in Abhängigkeit vom pH-Wert adsorbierten P-Mengen wurden Kurven erstellt, aus denen Adsorptionsdaten für konstante pH-Werte interpoliert werden konnten.

Um die Adsorptionskapazität der Goethite zu bestimmen, wurden unterschiedliche Adsorptionsisothermen verwendet (LANGMUIR-, TEMKIN- und FREUNDLICH-Isotherme). Die beste Anpassung ergab sich mit der TEMKIN-Gleichung:

$$S = a \ln(bc).$$

Hierbei stellen S die adsorbierte Menge, c die Konzentration in der Lösung und a und b Konstanten dar. Die TEMKIN-Gleichung weist im Gegensatz zur LANGMUIR-Gleichung kein Adsorptionsmaximum auf. Um trotzdem ein Maß für die Adsorptionskapazität zu erhalten, wurden Adsorptionswerte für sehr hohe Lösungskonzentrationen (90 mg P/l) aus den TEMKIN-Gleichungen extrapoliert. Das pH-abhängige Adsorptionsmaximum liegt bei pH 2.

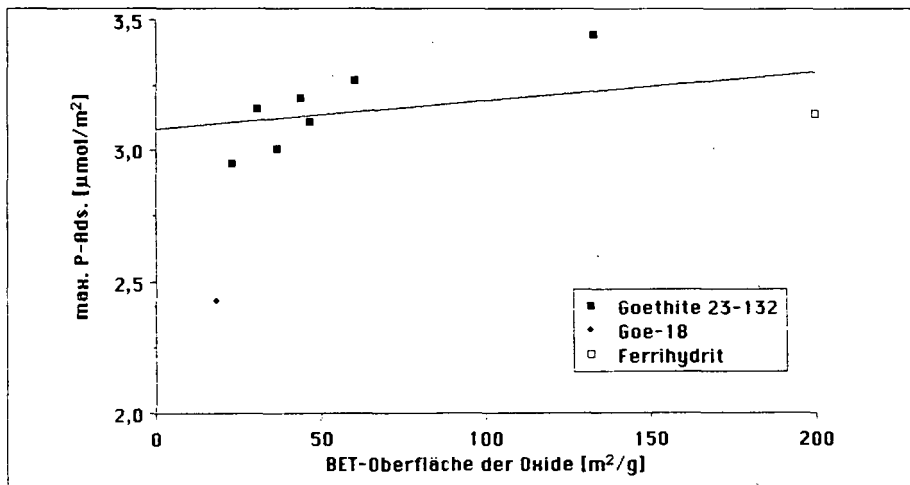


Abb. 1 Auf die Oberfläche bezogene maximale P-Adsorption der Fe-Oxide für c = 90 mg P/l und pH 2 in Abhängigkeit von der spezifischen Oberfläche (BET)

In Abb. 1 ist die auf die Fläche bezogene maximale Adsorption für pH 2 bei 90 mg P/l in Abhängigkeit von der spezifischen Oberfläche dargestellt. Die Adsorptionskapazität der Goethite und des Ferrihydrites liegt zwischen 2,9 und 3,3 μmol/m² Oberfläche. Wesentlich ist, daß das Adsorptionsmaximum des Goe-18 beträchtlich von diesem Zusammenhang abweicht und mit 2,4 μmol/m² einen deutlich niedrigeren Wert aufweist. Diese Abweichung ist durch die hydrothermale Behandlung bedingt. Der Unterschied ist auf eine deutlich geringere Bindung von Phosphat-Ionen in Interdomänenräumen zurückzuführen, da die Kristalle äußerlich durch die hydrothermale Behandlung nicht verändert worden sind. Lediglich die Anzahl der Domänen ist offensichtlich durch ein Verschmelzen von Kriställiten gesenkt worden.

Die Geschwindigkeit der Phosphatadsorption ist anfänglich sehr groß, sinkt rasch ab und kommt abhängig von der Kristallinität der Goethite nach unterschiedlichen Reaktionszeiten zum Stillstand (Abb. 2). Die Kurven sind mit einfachen Reaktionsgleichungen nicht beschreibbar (z.B. Gleichungen

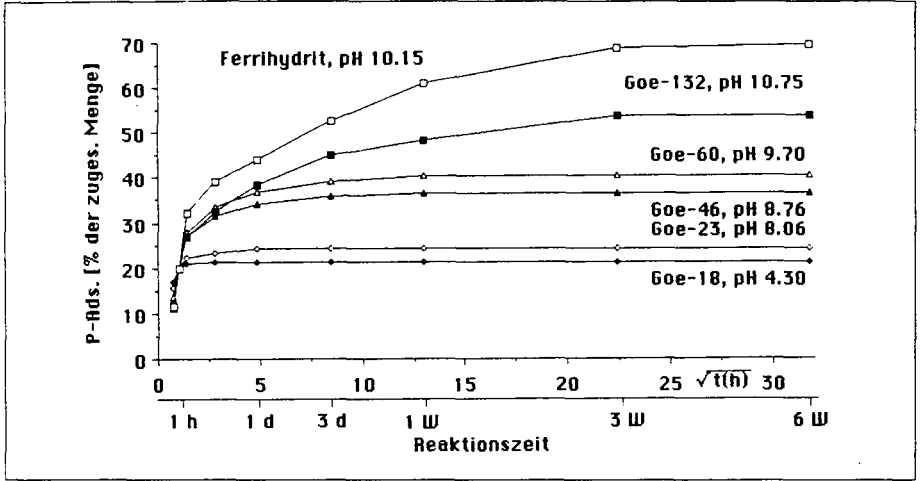


Abb. 2 P-Adsorption der Fe-Oxide in Abhängigkeit von der Quadratwurzel der Reaktionszeit bei pH-Werten für eine 20 %ige Adsorption nach einer einstündigen Reaktionszeit (interpolierte Daten)

1. und 2. Ordnung, Diffusionsgleichungen und ELOVICH-Gleichung). Die Abhängigkeit läßt sich jedoch sehr gut durch Addition einer Gleichung für eine Reaktion 2. Ordnung für die Adsorption an der Oberfläche der Minerale ($\partial c/\partial t = -k_1 m_t c_t + k_2 s_t$, mit k_1 sowie k_2 : Geschwindigkeitskonstanten der Adsorption bzw. Desorption, m_t : Konz. an freien Adsorptionsstellen, c_t : P-Konz. in der Lösung und s_t : Konz. an besetzten Stellen; BARROW *et al.*, 1981) und einem Diffusionsterm für die Diffusion in Poren der Minerale oder Aggregate beschreiben ($M = (2/\sqrt{\pi}) s_t \sqrt{Dt}$, mit M : diffundierende Menge, D : Diffusionskonstante und t : Zeit; BARROW, 1983). Der Diffusionsterm ist allein für eine Beschreibung der Adsorption nicht ausreichend, da die Reaktion zum Stillstand kommt, wenn die Partikel abgesättigt worden sind. Wenn man annimmt, daß die Diffusion in Poren der Kristalle stattfindet, weil das Phosphat für das Eindringen in das intakte Kristallgitter zu groß ist, dann findet zunächst eine schnellere Diffusion in großen Poren und eine langsamere in kleinen statt. Somit kann man annehmen, daß die Diffusionskonstante mit der Zeit abnimmt. Die Form der Abnahme wurde empirisch ermittelt. Am günstigsten erwies sich eine exponentielle Funktion ($D = D_0 \exp(-Ct)$, mit D_0 : D bei $t = 0$ und C : Konstante).

Tabelle 2 Maximale Adsorptionskapazität (max. Ads.; 1 h, pH 7, 90 mg P/l) sowie an der Oberfläche adsorbierte (Ads.) und ins Partikelinnere diffundierte P-Menge (Diff.) sowie Diffusionskonstante (D) und Aktivierungsenergie der Diffusion (E) bei einer zugesetzten P-Menge von 20 mg P/l und pH 7

	max. Ads.	Ads.+ Diff.	Ads.	Diff.	D	E
	($\mu\text{mol/g}$)	($\mu\text{mol/g}$)	($\mu\text{mol/g}$)	($\mu\text{mol/g}$)	(h^{-1})	(J/mol)
Goe-18	30,8	28,8	27,1	1,7	$5,16 \times 10^{-6}$	-
Goe-23	52,7	50,2	46,3	3,9	$5,44 \times 10^{-5}$	-
Goe-46	93,2	104,3	81,6	22,6	$6,29 \times 10^{-5}$	1025,2
Goe-60	143,3	168,5	126,9	41,5	$7,10 \times 10^{-5}$	848,5
Goe-132	367,5	318,9	89,9	229,0	$1,16 \times 10^{-4}$	621,9
Ferrihydrit	398,7	322,9	25,8	295,5	$1,69 \times 10^{-4}$	-

In Tab. 2 ist die maximale P-Adsorptionskapazität (max. Ads.) nach kurzer Reaktionszeit mit der nach sechs Wochen insgesamt adsorbierten Menge bei 20 mg P/l und pH 7 (Ads. + Diff.) verglichen. Die maximale Adsorption steigt mit abnehmender Kristallinität an. Auch die gesamte adsorbierte Menge nach 6 Wochen steigt mit zunehmender spezifischer Oberfläche. Diese Werte sind für die

thite 18 und 23 kleiner als die maximale Adsorptionskapazität, weil der Anteil der diffundierten P-Menge bei der verwendeten niedrigen P-Angebotskonzentration von 20 mg/l nur sehr klein ist. Auch bei Goe-132 und dem Ferrihydrit ist diese Menge kleiner. Bei diesen Oxiden sind allerdings große Phosphatmengen diffundiert, so daß die gesamte zugesetzte P-Menge gebunden und die Oberfläche im Gleichgewichtszustand nicht vollständig gesättigt wurde. Die diffundierte Menge steigt mit der spezifischen Oberfläche an. Die Diffusionskonstanten weisen mit abnehmender Kristallinität eine Zunahme auf. Die Einheit ist hier h^{-1} und nicht, wie normalerweise $m^2 \cdot h^{-1}$, weil die treibende Kraft der Diffusion die Oberflächenadsorption ist; diese wird auf die Fläche und nicht auf das Volumen bezogen. Die Aktivierungsenergie der Diffusion nimmt mit abnehmender Kristallinität ab. Die Energiebarrieren sind also bei den schlechter kristallinen Goethiten niedriger. Generell liegen die Werte um den Faktor 100 unter denjenigen für Schwermetalle (BRÜMMER *et al.*, 1988). Somit unterliegt Phosphat bei der Diffusion einem anderen Mechanismus. Es ist deshalb wahrscheinlich, daß Phosphat nur in Interdomänenräume einzudringen vermag, während bei Schwermetallen möglicherweise auch andere Diffusionsprozesse ablaufen.

Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluß der Kristallinität von Goethit auf die Phosphatadsorption untersucht. Dazu wurden acht Goethite mit spezifischen Oberflächen zwischen 18 und 132 m^2/g und ein Ferrihydrit verwendet. Bei einem Goethit wurde durch hydrothermale Behandlung der Anteil an Interdomänenräumen stark erniedrigt. Die P-Adsorption wurde bei pH-Werten von 2 - 11, initialen P-Konzentrationen von 1 - 90 mg P/l, Reaktionszeiten zwischen 0,5 h und 6 Wochen sowie Temperaturen von 5, 20 und 40°C untersucht.

Die Adsorptionsdaten lassen sich am besten mit der TEMKIN-Isotherme beschreiben. Das Adsorptionsmaximum liegt zwischen 2,9 und 3,3 $\mu mol/m^2$, lediglich bei dem hydrothermal behandelten Goethit nur bei 2,4 $\mu mol/m^2$. Dieser geringe Wert kann auf den niedrigen Anteil von Poren zwischen den Domänen zurückgeführt werden. Die Abhängigkeit der Adsorption von der Zeit läßt sich nicht mit einfachen Geschwindigkeitsgleichungen beschreiben. Es ist notwendig, die Reaktion in eine initiale Adsorption an der Oberfläche und anschließende Diffusion in Poren von Aggregaten oder Kristallen zu unterteilen. Die Größe der Aktivierungsenergie der Diffusion deutet darauf hin, daß die Phosphationen nur in Poren, nicht jedoch in das intakte Kristallgitter eindringen können. Mit zunehmender spezifischer Oberfläche nimmt der nach Diffusion adsorbierte Anteil überproportional zu.

Literatur

- BARROW, N. J. (1983): A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *J. Soil Sci.* **34**, 733-750
- BARROW, N. J., L. MADRID und A. M. POSNER (1981): A partial model for the rate of adsorption and desorption of phosphate by goethite. *J. Soil Sci.* **32**, 399-407
- BRÜMMER, G. W., J. GERTH und K. G. TILLER (1988): Reaction kinetics of the adsorption and desorption of nickel, zinc and cadmium by goethite. I. Adsorption and diffusion of metals. *J. Soil Sci.* **39**, 37-52
- CORNELL, R. M., S. MANN und A. J. SKARNULIS (1983): A high resolution electron microscopy examination of domain boundaries in crystals of synthetic goethite. *J. Chem. Soc., Faraday Trans. I*, **79**, 2679-2684
- GERTH, J. (1985): Untersuchungen zur Adsorption von Nickel, Zink und Cadmium durch Bodentonfraktionen unterschiedlichen Stoffbestandes und verschiedenen Bodenkomponenten. Univ. Diss. Kiel.
- KÜHNEL, R. A., H. J. ROORDA und J. J. STEENSMa (1975): The crystallinity of minerals - a new variable in pedogenetic processes: A study of goethite and associated silicates in laterites. *Clays Clay Min.* **23**, 349-354
- MADRID, L. und P. DE ARAMBARRI (1985): Adsorption of phosphate by two iron oxides in relation to their porosity. *J. Soil Sci.* **36**, 523-530
- SCHWERTMANN, U. (1984): The influence of aluminium on iron oxides: IX: Dissolution of Al-goethites in 6 M HCl. *Clay Min.* **19**, 9-19
- SCHWERTMANN, U., P. CAMBIER und E. MURAD (1985): Properties of goethites of varying crystallinity. *Clays Clay Min.* **33**, 369-378
- SMITH, K. L. und R. A. EGGLETON (1983): Botryoidal goethite: A transmission electron microscope study. *Clays Clay Min.* **31**, 392-396

Anwesenheit des ferromagnetischen Eisens
in oberschlesischen Waldböden und deren Ursachen

von

Strzyszczyk, Z.⁺)

Einleitung

Die Prozesse, die den natürlichen Ferromagnetismus der Böden beeinflussen, werden zusammenfassend von C.E. Mullins (1977) besprochen. Es gibt aber auch abiotische Einflüsse, insbesondere anthropogene, die für die Erhöhung des Ferromagnetismus in Betracht kommen. Nach Angaben in der Literatur gehen solche Wirkungen aus von:

- Waldbränden (Le Borgne 1955)
- Filteraschen, die zu Bodenmeliorationen verwendet werden (Tölle 1986)
- Emissionen aus Eisenhütten, Kraftwerken, die Braun- oder Steinkohle verbrennen und Zementindustrie (Strzyszczyk et al. 1988, Strzyszczyk 1988, Thompson, Oldfield 1986).

Dies wird durch mineralogische Untersuchungen der Hüttenstäube und Filteraschen bestätigt (Wilczynska-Michalik, 1981). So weisen zum Beispiel Mitchell u. Gluskoter (1976) darauf hin, daß die Verbrennung von Steinkohle bei Temperaturen von 1400 ° C das Pyrit zu Magnetit umwandelt. Nach Lauf et.al.(1982) ist diese Magnetitbildung auf das sogenannten framboidalische Pyrit zurückzuführen.

Hinzu kommt nach polnischen Literaturangaben (Kuhl, 1961) der natürliche Gehalt an Magnetit der Steinkohle (1,5%). In Polen wurde der Magnetitgehalt in den Filteraschen von Stein- und Braunkohle mit 0,8 bis 12% gemessen (Lacny 1983). Die bei der Verbrennung entstehenden ferromagnetischen Minerale sind zu finden in der Schlacke, in der Filterasche und in der Flugasche (als Emissionen) (Pacyna 1980, Strzyszczyk 1988). Jährlich werden in Polen 140 Mio. T Steinkohle und 60 Mio. T Braunkohle verbrannt. Von diesen hohen Emissionen ist der Anteil ferromagnetischer Minerale in den Böden abhängig. Durch Messungen wird festgestellt wie hoch dieser Anteil im Boden ist.

+) Polish Academy of Sciences, Institute of Environmental Engineering
Zabrze, Poland

Die hohen Werte des Ferromagnetismus fallen stets zusammen mit ebenfalls hohen Werten anderer Schadstoffe in den Waldböden. Zum Beispiel treten mit hohen ferromagnetischen Werten hohe Werte von Schwermetalle auf (Tab.3) Es ist also höchst wahrscheinlich, daß die relativ einfache Messung des Ferromagnetismus ausreicht, um industriebelastete Böden zu erkennen.

Erkennbar ist auch ein Ferntransport vom Fflugstäuben. So wurden Bodenproben in Swietokrzyski Nationalpark (150 km nordöstlich von Kattowitz, Richtung Kielce) untersucht. In einem 120 jährigen Tannenbestand lagen die Werte im O_h -Horizont bei 473 bis 633 Hz/5g. In einem ähnlichen Bestand in der Schweiz wurden dagegen Werte von 153 bis 163 Hz/5g gemessen (Tab.4). Die bisherigen Untersuchungen zeigen daß mit der ferromagnetischen Methode auf relativ einfachere Art der Belastungsgrad der Böden in der Nähe von Eisenhütten und Kraftwerken sehr schnell bestimmt werden kann.

Literatur

- Georgii, H.W. et al. (1984): Deposition of acid components and heavy metals in the F.R.G. for period 1979-1981. *Atms. Environ.* vol 18, Nr 3, 581-589.
- Konieczynski, J. (1982): Skuteczność pracy elektrofiltrow a emisja metali sladowych w spalinach elektrowni weglowych. *Ochrona Powietrza* 1-3, 7-14.
- Kuhl, J. (1961): Chemiczno-mineralna budowa nieorganicznej substancji mineralnej w weglu kamiennym. *Kwartalnik Geologiczny* nr 4.
- Lauf, R.J., Harris, L.A., Rawiston S.S.: (1982): Pyrite Framboids as the source of magnetite Spheres in fly ash. *Environ. Soil. Tech.* 16 Nr 4, 218-220
- Laczny, J. (1983): Model emisji zanieczyszczen ze skladowiska odpadow energetycznych do wod podziemnych. IKS, Warszawa, 179 s.
- Le Borgne, E. (1955): Susceptibilite magnetique anormale du sol superficiel. *Ann. Geophys.* 11, 339-419.
- Mitchell, R.S., Gluskoter, H.J. (1976): Mineralogy of ash of some American coals. *Fuel* 55, 90-96.
- Mullins, C.E. (1977): Magnetic susceptibility of the soil and its significance in Soil Science. *J. Soil. Sci.* 28, 223-246.
- Pacyna, J.M. (1980): Elektrownie weglowe jako zrodlo skazenia srodowiska metalami ciezкими i radionukleidami. *Prace Naukowe IIS Politechniki Wroclawskiej, Seria Monografie* nr 17, Wroclaw.
- Strzyszcz, Z., Tölle, R., Katur, J. (1988a): Zur Anwendung eines hochfrequenten Meßverfahrens für den Nachweis von ferromagnetischen Eisen in der Umwelt. *Archiwum Ochrony Srodowiska* Nr 3-4.

- Strzyszcz, Z. Bzowski, Z. Chrost, L. (1988b): Wlasciwosci ferromagnetyczne popiolow wegli kamiennych i brunatnych i ich wykorzystanie w ochronie srodowiska glebowego. Roczniki Gleboznawcze (in Druck).
- Strzyszcz, Z. (1989): Ferromagnetic properties of forest Soil being under the influence of industrial pollution. Proc. 14 th Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems, IUFRO P2.05 Interlaken, Switzerland, Oct 2-8.1988, 201-207.
- Tölle, R. (1986): Zum Einsatz weichmagnetischer Ferrite in der Bodenerosion sforschung. Diss. Humboldt Universität. Berlin.
- Thompson, R., Oldfield, F. (1986): Environmental Magnetism. Allen & Univ. London, 227s.
- Wilczynska-Michalik, W. (1981): Z badan mineralogicznych pylow emitowanych przez Hute im. Lenina w Krakowie. Prace Mineralogiczne nr 68, Wyd. "Ossolineum", Wroclaw. 52s.
- WSSE-Katowice, Biuletyn (1987).

Tabelle 1: Ferromagnetismus u. Schwermetallgehalt der Ackerböden in der Nähe von einer Eisenhütte

Entfern. in km.u. Richtung	H _z /10 g	Boden- tiefe cm	Zn	Pb in 1 n HCl	Cd ppm
1,2 E	3165	0-3	1180	740	16,5
	2734	3-5	910	855	15,0
	2794	5-10	640	525	9,0
	4290	15-20	470	655	10,0
3,1 E	3338	0-3	450	180	5,0
	3611	3-5	550	370	5,0
	3521	5-10	420	380	5,0
	2699	15-20	170	210	4,0
2,4 NE	4404	0-3	1560	1310	35,0
	4214	3-5	1960	1360	42,5
	545	5-10	520	300	10,0
	719	15-20	380	460	10,0
2,6 SE	1625	0-3	680	510	11,5
	1765	3-5	580	740	10,0
	1850	5-10	470	650	9,0
	1140	15-20	660	775	15,0

Material, Methode und Meßprinzip

Erste Meßergebnisse zeigen in Ackerböden nahe einer Eisenhütte hohe Anteile ferromagnetischer Minerale (Strzyszc et al. 1988). Diese Werte beziehen sich auf die ganze Ackerkrume (Tab. 1). Neue Messungen in Waldböden in der Nähe eines Kraftwerkes zeigen hohe im Humushorizont (O_1-O_h). Im Gebiet der Kattowitzer Wojewodschaft wurden über 450 vorwiegend Waldproben genommen, diese selektiv aus den Subhorizonten O_1-O_h wie auch $A_h, A_e, B, 1,5$ m vom Baumstand entfernt. Im Labor wird die Bodenprobe unter 1 mm zerkleinert und bei 105 °C getrocknet.

Der Ferromagnetismus in der Probe wird mit einem Hochfrequenzoszillator gemessen. Das Einbringen einer magnetischen Bodenprobe in das Magnetfeld einer Induktionspule bewirkt eine Frequenzänderung des Oszillators. Aus dieser Frequenzänderung kann auf die Menge ferromagnetischen Materials in der Bodenprobe geschlossen werden (Tölle 1986). Die verwendeten Eichkurven zeigt das Bild 1.

Ergebnisse

Als Ergebnisse werden überwiegend die Werte ferromagnetischer Minerale im Subhorizont O_f vorgetragen. In der Kattowitzer Wojewodschaft liegen diese Werte bei 283 bis 4315 Hz/5 g. Die Häufung der hohen Werte hebt das sogenannte Oberschlesische Industriegebiet deutlich hervor, während in den industrieferner gelegenen Teilen der Wojewodschaft die niedrigen Werte überwiegen (Bild 2). Die hohen Werte in Süden des Untersuchungsgebietes deuten auf Zufuhr von Luftverunreinigungen aus der CSRR hin (Strzyszc 1988). Besonders hoch sind die Werte in der Nähe von Kraftwerken, zum Beispiel Ruda Slaska 2861, Jaworzno 4815 in den O_h Horizont (Tab.2). Dies hängt zusammen mit den hohen Werten in der Kraftwerksflugasche, die zwischen 2100 und fast 13000 Hz/10 g (im Mittel 6190 Hz/10 g, n=56) liegen. (Strzyszc et al 1988b).

Noch höher liegen die Werte in den Emissionsstäuben der Eisenhütten (29 bis 33 000 Hz/10g). Bei einem 1200 MW-Kraftwerk mit einer Filterkapazität von 98 % wird pro Stunde fast 2500 kg Flugstaub mit einer Korngröße unter 40 um emittiert (Konieczynski 1982).

Die Verteilung der im Untersuchungsgebiet Kattowitzer Wojewodschaft gefundenen Werte deckt sich fast genau mit dem im Bild 3 dargestellten Eisenniederschlag. Insgesamt sind diese Werte sehr hoch, insbesondere wenn man sie mit dem Ruhrgebiet vergleicht (höchster Wert des Eisenniederschlages in Essen 0,4 mg.m².a, Georgii et al. 1984).

Tabelle 2: Ferromagnetismus der Waldböden in der Nähe von Kraftwerken

Ort u. Entf. vom Kraftw. Richtung	Bestand Jahre	Bodenhorizont	Bodentiefe cm	Hz/% g
Ruda Slaska 800 m E	Pinus nigra 60	O ₁	0-2	1881
		O _f	2-3	2245
		O _f	3-5	2784
		O _f	5-7	2861
		O _f	7-9	2447
		A _h	9-11	262
Jaworzno 800 m E	Pinus silv. 80	O ₁	0-2	1260
		O _f	2-7	2245
		O _h	7-9	4815
		A _h	9-12	709
		A _h /A _e	12-25	184
		A _e	25-30	194
	B	30-40	151	

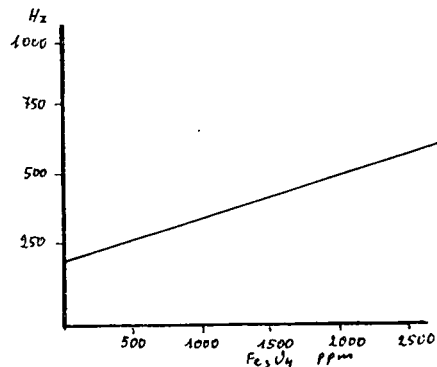
Tabelle 3: Ferromagnetismus, Eisen u. Schwermetallengehalt in Waldböden

Ort u. Entf. vom Kraftw. Richtung	Bodenhoriz.	Bodentiefe cm	Hz/5g	Fe	Zn	Pb	Cd
				% 20 % HCl	ppm	1 N HCl	1 N HCl
Jaworzno 800 E	O ₁	0-3	1121	2,65	480	300	6,6
	O _f	3-8	2833	3,45	1000	740	13,0
	O _h	8-10	2286	3,35	700	600	9,6
Szczakowa 7500 m N	O ₁	0-3	952	2,35	940	360	9,4
	O _f	3-7	1465	2,85	2000	840	21,0
	O _h /A _h	7-10	714	1,50	620	280	8,6

Tabelle 4: Ferromagnetismus der Waldböden in der Schweiz u. Polen

Toppwald		Profil 1		2	
Horizont	Bodentiefe cm	Hz/5g	Horizont	Bodentiefe cm	Hz/5g
O ₁	0-1	156	O ₁	0-1	131
O _f	1-3	163	O _f	1-3	153
O _h	3-4	200	O _h	3-5	234
A _h	4-6	250	A _h	5-6	304
A _h /B	-	-	A _h	6-10	266
Swietokrzyski Nationalpark					
O ₁	0-1	335	O ₁	0-1	313
O _f	1-2	633	O _f	1-3	473
O _h /A _h	2-4	738		3-5	611
A _h /A _e	4-6	391		5-8	369
A _e /B	6-10	255			-

Abb. 1: Zusammenhang zwischen Ferromagnetismus u. Magnetitgehalt im Quarzsand.



Silicatverwitterung und Tonmineralumwandlung in Waldböden als Folge von Versauerungsprozessen

von

Veerhoff, M. und G.W. Brümmer¹⁾

Einleitung

Seit Ende der 70er Jahre werden in der BRD großflächig die sogenannten „neuartigen“ Waldschäden beobachtet. Die erhöhten anthropogenen Einträge an Säuren und Säurebildnern der letzten Jahrzehnte führten, wie vergleichende pH-Messungen zeigen, zu einer deutlichen Beschleunigung der Bodenversauerung. So wurden von verschiedenen Autoren (BLUME, 1981; WITTMANN und FETZER, 1982; BUTZKE, 1984) pH-Absenkungen in Oberböden von Waldstandorten im Durchschnitt um 0.4 - 0.6, im Maximum bis 2.1 pH-Einheiten festgestellt. Bislang liegen nur sehr unvollständige Ergebnisse zu Silicat-Verwitterungs- und -Zerstörungsprozessen in extrem versauerten Waldböden vor. Mit den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Untersuchungen sollten Veränderungen im Tonmineralbestand sowie an anderen Silicaten als Folge der heute weitflächig auftretenden extremen Versauerung der Waldböden erfaßt werden, um Aussagen zum Ausmaß der Mineralzerstörung, Nährstoffverarmung sowie Al-Freisetzung machen zu können.

Material und Methoden

Um ablaufende Veränderungen im Mineralbestand möglichst vollständig zu erfassen, wurden neben bodenchemischen und bodenphysikalischen Untersuchungen schwerpunktmäßig röntgenographische Analysen der Ton-Fractionen < 0.06, 0.06 - 0.2 und 0.2 - 2 μm durchgeführt. Vor der Tongewinnung wurde die organische Substanz mit H_2O_2 zerstört und die Fe-Oxide nach der Dithionit-Citrat-Methode (MEHRA und JACKSON, 1960) extrahiert. Zur Berechnung der prozentualen Anteile der Tonminerale am Mineralbestand wurden die Flächenwerte der Hauptröntgenreflexe mit mineralspezifischen Faktoren (Illit 1, Vermiculit/Chlorit 0.34, Kaolinit 0.24 und Smectit 0.22) nach LAVES und JÄHN (1972) multipliziert.

Die Röntgenanalysen wurden durch transmissionselektronen- und rasterelektronenmikroskopische Untersuchungen (EM, REM) des Mineralbestandes ergänzt. Ferner wurden chemische Extraktionsverfahren zur Erfassung der Gehalte und Bindungsformen verschiedener Elemente, insbesondere von Si, Al, Fe und Mn, angewandt. Die chemische Zusammensetzung der Tonfraktionen wurde mit der Mikrosonde (EMA) ermittelt.

Die Untersuchungen erfolgten an 6 Standorten, wovon sich 5 unter Wald- und einer unter Ackernutzung befindet. Der Ackerstandort wurde als Vergleichsprofil herangezogen und liegt in unmittelbarer Nähe zu einem der Waldprofile. 3 Waldstandorte befinden sich in der näheren Umgebung von Bonn. Hierbei handelt es sich um eine Pseudogley-Parabraunerde und zwei Parabraunerden aus Löß. Ferner wurden zwei extrem versauerte Podsol-Parabraunerden aus Sandlöß aus dem Reichswald bei Kleve und aus Geschiebemergel aus der Umgebung von Kiel untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Die charakteristischen Silicatverwitterungs- und -Zerstörungsprozesse in stark versauerten Waldböden werden im folgenden anhand der Ergebnisse aus der Röntgenanalyse der Tonfraktion einer Parabraunerde aus Löß (pH_{KCl} von 2.8 bis 4.3, C_{org} von 7.00 bis 0.14 %, Ton von 14.5 bis 37.5 %) sowie zwei Podsol-Parabraunerden aus Geschiebemergel (pH_{KCl} von 2.9 bis 3.8, C_{org} von 12.00 bis 0.27 %, Ton von 8.7 bis 44.0 %) und Sandlöß (pH_{KCl} von 2.6 bis 5.4, C_{org} von 4.90 bis 0.10 %, Ton von 9.5 bis

¹⁾ Inst. f. Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

Parabraunerde (Wald)
 Profil Buschhoven (Bonn)
 <2µm Frak.

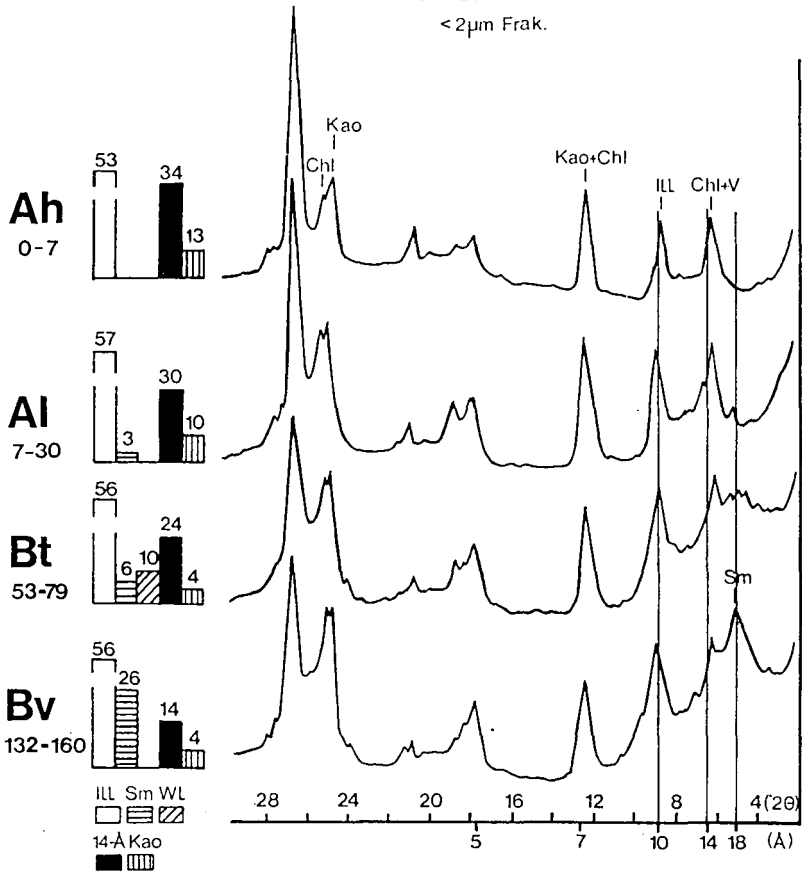


Abb. 1 Röntgendiffraktogramme der Fraktion < 2 µm von vier Horizonten einer Parabraunerde aus Löss unter Wald (Mg- und glycerinbehandelte Proben)

26.0 %) aufgezeigt. Die drei Waldböden weisen eine tiefgründige Versauerung bis in eine Tiefe von über 1 m auf.

Die Abb. 1 zeigt die Diffraktogramme der glyceringesättigten und mit Mg-Ionen belegten Tonfraktion aus vier Horizonten der stark versauerten Parabraunerde aus Löss. Am linken Bildrand sind neben der Horizontbezeichnung und -Tiefe, die prozentualen Anteile der Tonminerale am Mineralbestand aufgeführt. Die Diffraktogramme lassen eine deutliche Abnahme der 18 Å-Minerale, die hier zusammenfassend als Smectite bezeichnet werden, sowie eine Zunahme der 14 Å-Minerale - vorwiegend Al-Chlorit - vom Unterboden zum Oberboden erkennen. Die Al-Chlorit-Anteile nehmen vom Unterboden bis zum AlBv-Horizont (30 - 53 cm) zu und weisen dann zum Ah-Horizont hin wieder niedrigere Anteile auf. Im Ah-Horizont treten Minerale auf, die im unbehandelten Zustand einen Röntgenreflex bei 12 Å zeigen und nach Glycerin-Sättigung auf 14 Å aufweiten. Nach der K-Behandlung kontrahiert dieser Röntgenreflex auf 11 - 12 Å. Offenbar handelt es sich um Al-Chlorite,

deren blockierende Zwischenschicht-Al-Komplexe teilweise gelöst wurden. Die Illit-Anteile variieren innerhalb des Profils nur geringfügig und erreichen Werte zwischen 50- und 60 %. Eine deutliche Zunahme ist hingegen bei den Kaolinit-Anteilen vom Unterboden (4 %) bis zum Oberboden (13 %) zu beobachten.

In den Diffraktogrammen der Podsol-Parabraunerde aus Geschiebemergel ist eine noch deutlichere Abnahme der 18 Å-Mineralen sowie eine Zunahme der 14 Å-Mineralen vom Unterboden bis zum Ae-Horizont zu beobachten (Abb. 2). Die Al-Chlorit-Anteile nehmen auch hier bis zum Al-Horizont (25 - 45 cm Tiefe) stark zu und sinken zum Aeh-Horizont dann wieder ab. Im Ae-Horizont wurden zwar die höchsten Anteile an 14 Å-Mineralen ermittelt (52 %), jedoch handelt es sich auch hier überwiegend um Al-Chlorite deren Zwischenschicht-Al-Komplexe teilweise gelöst wurden.

Die Illit-Anteile variieren in den B-Horizonten nur geringfügig, nehmen hingegen zum Ae- bzw. Aeh-Horizont stark ab. Die Anteile quellfähiger 18 Å-Mineralen steigen hingegen vom Ae- zum Aeh-Horizont sprunghaft an. Die niedrigen Kaolinit-Anteile lassen eine geringe Zunahme zum Oberboden hin erkennen.

Faßt man die Ergebnisse der Röntgenanalyse aller untersuchter Waldstandorte zusammen, so ist eine deutliche Abnahme der quellfähigen 18 Å-Mineralen vom Unterboden zum Oberboden hin zugunsten von Al-Chlorit festzustellen. Im Zusammenhang mit anderen Befunden lassen diese Ergebnisse auf eine Umwandlung quellfähiger Dreischicht-Tonminerale zu Al-Chlorit schließen. In sehr stark bis extrem versauerten podsoliereten Oberböden ist hingegen stets eine Abnahme von Al-Chlorit und wieder eine Zunahme quellfähiger Tonminerale zu beobachten. Die Abnahme der Al-Chlorit-Anteile ist hierbei nicht nur auf die Aeh-Horizonte (Abb. 2) beschränkt, sondern setzt z.T. bereits in den Ae-Horizonten ein.

Nach zahlreichen Untersuchungen an Podsolen Skandinaviens durch GJEMS (1967) und andere Autoren (HETIER und TARDY 1969; MALCOLM *et al.* 1969) wird angenommen, daß im stark bis sehr stark sauren pH-Bereich Al-Chlorite instabil werden. Durch Protonierung und Chelatisierung der Al-Hydroxokomplexe in den Zwischenschichten wird Al aus den Zwischenschichtsträumen von Al-Chloriten gelöst, und es entstehen wieder aufweitbare Tonminerale. Untersuchungen an Fein-, Mittel- und Grobtonfraktionen von Oberböden mit unterschiedlichen pH-Werten machen wahrscheinlich, daß die Dechloritisierung zunächst in den feinsten Fraktionen einsetzt und auf immer größere Tonfraktionen übergreift.

Wie die folgenden Ergebnisse zeigen (Abb. 3), wird die Rückbildung von Al-Chlorit zu Smectit in

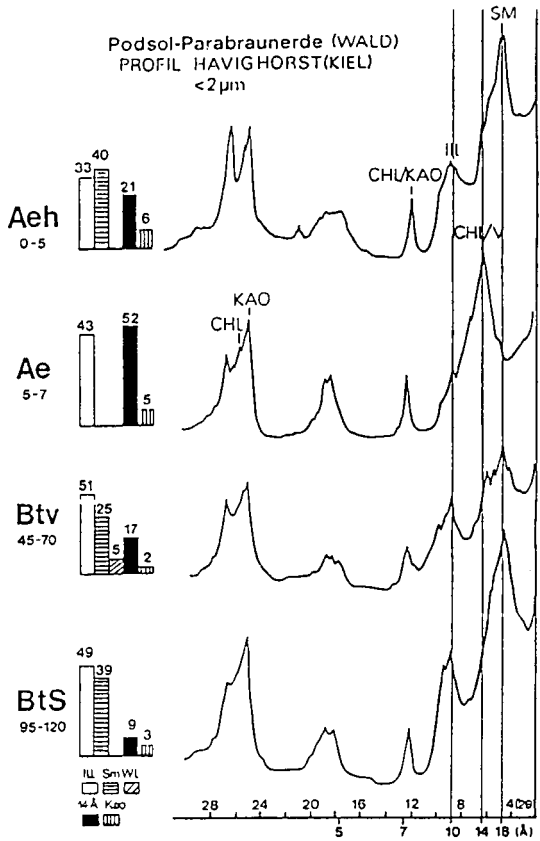


Abb. 2 Röntgendiffraktogramme der Fraktion $< 2 \mu\text{m}$ von vier Horizonten einer Podsol-Parabraunerde aus Geschiebemergel unter Wald (Mg- und glycerinbehandelte Proben)

Podsol-Parabraunerde Profil Kleve

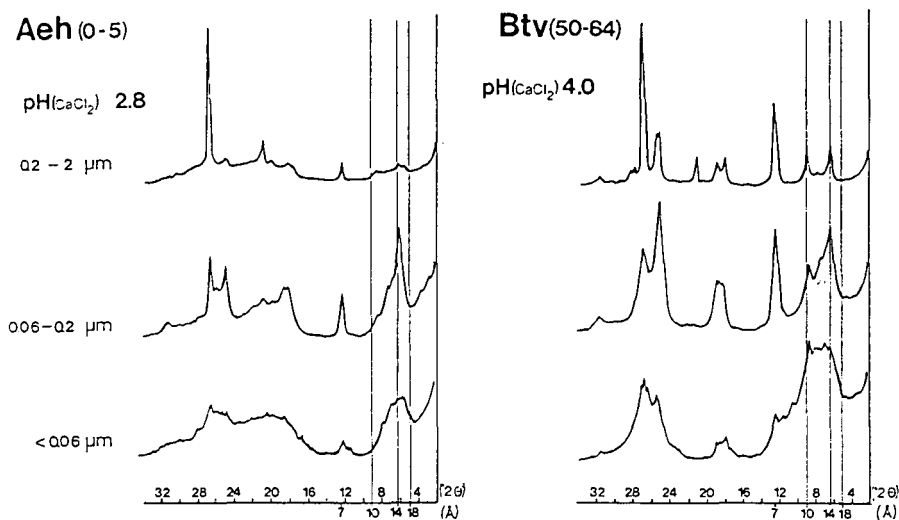


Abb. 3 Röntgendiffraktogramme der Grob-, Mittel- und Feintonfraktionen von zwei Horizonten einer Podsol-Parabraunerde aus Sandlöß unter Wald (Mg- und glycerinbehandelte Proben)

extrem versauerten Böden von einer Tonmineralzerstörung begleitet.

Abb. 3 zeigt Diffraktogramme von Grob-, Mittel- und Feintonfraktionen aus dem Aeh-Horizont (pH 2.8) und aus dem Btv-Horizont (pH 4.0) einer Podsol-Parabraunerde aus Sandlöß. In allen Fraktionen des Btv-Horizontes ist Illit in größeren Anteilen am Mineralbestand vertreten. Im Aeh-Horizont fehlt hingegen Illit. Im Gegensatz zu den scharfen und zumeist intensitätsstarken Röntgenreflexe von Al-Chlorit, Illit, Kaolinit sowie Quarz in der 0.2 - 2 μm Fraktion des Btv-Horizontes, treten im Aeh-Horizont nur wenige Röntgenreflexe, vornehmlich die von Quarz und von Kaolinit auf. Ferner ist in der 0.2 - 2 μm sowie in der < 0.06 μm Fraktion eine Aufwölbung des Untergrundes im Bereich zwischen 4.6 und 3.2 \AA zu beobachten. Stark verbreiterte und intensitätsschwache Röntgenreflexe in diesem \AA -Bereich können auf allophanartige Verbindungen (WADA, 1977) und/oder amorphe Kieselsäure (WILDING und DREES, 1974) zurückgeführt werden.

In REM- und TEM-Aufnahmen von Bodenaggregaten stark versauerter Oberböden konnten sowohl auf einzelnen Mineraloberflächen als auch flächig, gelartige Überzüge beobachtet werden. Häufig sind noch die Umrisse der darunterliegenden Minerale schemenhaft zu erkennen. Bei starker Vergrößerung löst sich die nahezu strukturlose Oberfläche in zahlreiche, kugelförmige bis ovale Gebilde auf. EDAX-Analysen aus dem Randbereich eines solchen Aggregates ergaben, daß diese zu 80 - 90 % aus SiO_2 und zu geringen Anteilen aus Al und Fe aufgebaut sind. In den tieferen B-Horizonten von Waldböden sowie in den Horizonten der Parabraunerde unter Acker fehlen derartige Überzüge.

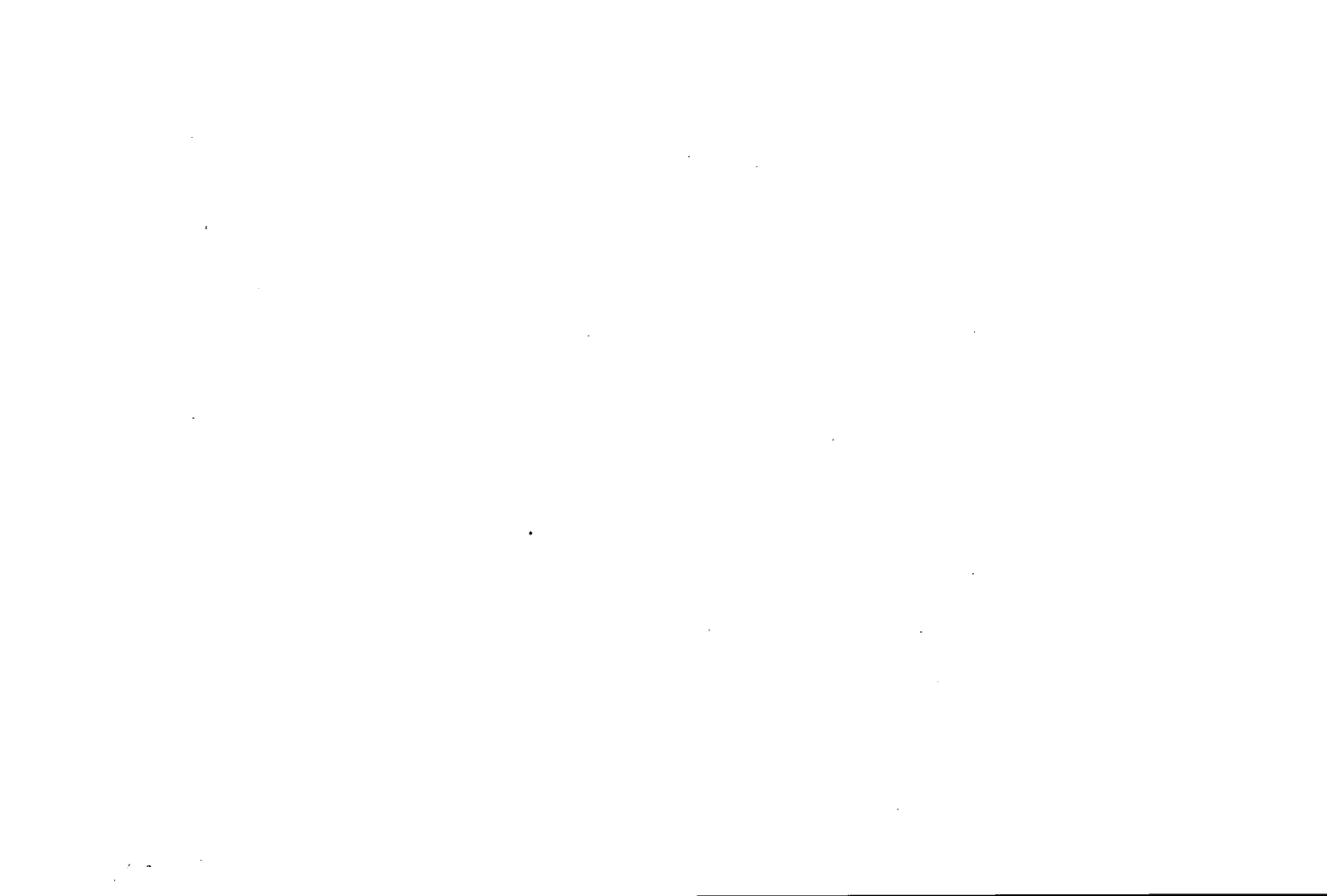
Zusammenfassung

In allen untersuchten Waldprofilen war die Bildung von Al-Chloriten aus aufweitbaren Dreischicht-Tonminerale zu beobachten. Es wird angenommen, daß im sehr stark sauren pH-Bereich mit beginnender Podsolierung die Al-Chlorite instabil werden und wieder aufweitbare Tonminerale entstehen. In extrem versauerten podsolierten Oberböden kommt es schließlich zur Zerstörung von aufweitbaren Tonmineralen und Illiten sowie anderer Silicate und zu einer Anreicherung amorpher Si-Verbindungen. Die Ergebnisse aus den röntgenographischen und chemischen Analysen konnten durch REM- und TEM-Aufnahmen bestätigt werden. Diese zeigen, daß die Mineralverwitterung in sehr stark bis ex-

trem versauerten Oberböden bereits sehr weitfortgeschritten ist. Die entstandenen Abbauprodukte liegen dabei zumeist als amorphe Si-reiche Verkittungen oder Aufwachsungen auf Mineraloberflächen vor.

Literatur

- BLUME, H.-P., 1981: Alarmierende Versauerung Berliner Forste. Berliner Naturschutzblätter, 75, S.713-714
- BUTZKE, H., 1984: Untersuchungsergebnisse aus Waldböden Nordrhein-Westfalens zur Frage der Bodenversauerung durch Imissionen. Wiss. und Umwelt 2, S. 80 - 88
- LAVES, D. und JÄHN, G., 1972: Zur quantitativen röntgenographischen Bodenton-Mineralanalyse. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde, 16, S.735-739
- MEHRA, O.P. und JACKSON, M.L., 1960: Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. Clays Clay Min. 7, S.317-327
- WADA, K. 1977: Allophane and Imogolite. In: J.B. DIXON und S.B. WEED (Hrsg.), Minerals in soil environments. Soil Sci. Soc. Am., Madison (Wisc.)
- WILDIND, L.P. und DREES, L.R. 1974: Contributions of forest opal and associated crystalline phases to fine silt and clay fractions of soils. Clays Clay Min. 22, S. 295 - 306
- WITTMANN, O. und FETZER, K.D. 1982: Aktuelle Bodenversauerung in Bayern. Bayrisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (Hrsg.), München



Ein Verwitterungsexperiment zur Verwitterung und
Mineralneubildung in basischen Vulkaniten Lanzarotes

von

Zarei, M. und K. Stahr*

Durch Verwitterung der vulkanischen Böden in Lanzarote konnten Carbonate, Smectite, Zeolithe, Allophan, Halloysit, Kaolinit, Hämatit, Böhmit und Pseudobrookit als Neubildungen festgestellt werden (Jahn 1988, Zarei 1989).

Ein Teil dieser Minerale entstehen nach allgemeinem Verständnis im alkalischen bis neutralen Milieu und der andere Teil nur unter Basenabfuhr. Diesen Widerspruch zu klären, sollte ein Verwitterungsexperiment beitragen.

Der Grundgedanke dieses Verwitterungsversuches war es, unter Laborbedingungen vulkanisches Material zu exponieren, festzustellen, wie weit es verwittert und welche Neubildungen dabei entstehen (vgl. z.B. Petrovic 1976). Dieses Verwitterungsverfahren kann nicht identisch mit dem Verwitterungsablauf in Lanzarote sein, sollte aber Anhaltspunkte über Zusammenhänge zwischen der Elementauswaschung und Mineralneubildung geben.

Für dieses Verfahren wurde eine Extraktionsapparatur nach Soxhlett benutzt (Zarei 1989). Das Kondenswasser fließt auf das Gestein und umspült es. Nach jeder siebten Minute wird der Extraktor gefüllt und über einen Saugheber fließen 23 ml Wasser in das Extraktionsgefäß zurück, was eine tägliche Spülmenge von 4,7 l ergibt. Die Extraktionstemperatur wird durch ein Thermoelement kontrolliert und erhält eine konstante Temperatur von 100 °C.

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre,
Universität Hohenheim, Postfach 700562, 7000 Stuttgart-70.

Es wurde aus einem blasigen Olivinbasalt aus Lanzarote von der jüngsten Fläche IVB (250 Jahre alt) ein würfelförmiges Gesteinsstück mit einer Oberfläche von $2,94 \text{ cm}^2$ gesägt, gewogen und in den Extraktor eingesetzt. Das Gestein hatte eine raue Oberfläche mit vielen blasigen Hohlräumen.

Nach 2-3 Tagen wurde das Wasser im Destillationskolben durch kolloidal gelöste Kieselsäure milchig-weiß gefärbt. Nach 5 Monaten wurde eine Gewichtszunahme von 4 mg und am Ende der Versuchszeit nach weiteren 3 Monaten ein Gewichtsverlust von 6,7 mg an dem Gesteinsstück festgestellt. Die anfängliche Gewichtszunahme ist der Wassereinlagerung in den Verwitterungsprodukten zu verdanken. Bei weiterer Verwitterung des Gesteins überwiegt die Auswaschung und führt zu einem Gewichtsverlust.

Aus der Lösung in dem Kolben wurden die herausgelösten Elemente am AAS gemessen (Tab. 1) und den Gesamtelementen des Ausgangsgesteins gegenübergestellt (Tab. 2). Aus Tabelle 1, Spalte 4 ist ersichtlich, daß an erster Stelle Alkali- und Erdkalielemente aus dem Gestein herausgelöst wurden. Die Elemente werden in der Reihenfolge $\text{Na} > \text{K} > \text{Ca} > \text{Mn} > \text{Mg} > \text{Al} > \text{Si} > \text{Fe}$ aus dem Ausgangsgestein herausgelöst. Die niedrigen Fe- und Al-Quotienten sind auf die Fe-Al-Oxid- und -Hydroxid-Neubildungen an der Gesteinsoberfläche zurückzuführen (Zarei 1989). Das Fe ist in Form von Fe-Oxid (Hämatit) ausgeschieden, was röntgenographisch bestätigt wurde, und Al ist in Form von noch nicht bestimmtem Al-Hydroxid ausgeschieden.

Die Oberfläche von unverwitterten und verwitterten Gesteinsstücken wurde am Rasterelektronenmikroskop beobachtet und mit EDAX analysiert. Die EDAX-Analysen von unverwitterten und verwitterten Proben zeigen Al-, Fe- und Ti-Zunahme und Si-, Ca- und K-Abnahme während des Experiments. Diese bestätigen die Veränderungen bzw. Mineralneubildungen an der Oberfläche und in den Hohlräumen des verwitterten Olivinbasaltes.

Das Rasterelektronenmikroskop zeigt eine blumenkohlartige Struktur der Mineralneubildungen in den Hohlräumen der verwitterten Probe. Der EDAX-Analyse ist nur ein Al-Peak zu entnehmen, der auf Al-Hydroxidneubildungen wie Böhmit oder Diaspor zurückzuführen ist.

Im Rundkolben setzte sich ein Niederschlag ab, der am Raster- und Transmissionselektronenmikroskop unregelmäßig geformte Kügelchen mit einem Durchmesser von 0,2 - 0,5 µm erkennen ließ. Sie sind röntgenamorph und bestehen nur aus Silizium-Oxid/Hydroxid.

Eine solche Verwitterung wurde in Lanzarote nicht beobachtet (Jahn 1988 und Zarei 1989). Vielmehr wurde die Bildung von Smectiten, Zeolithen und Carbonaten dort beobachtet.

Die Bedingungen des Versuches entsprechen den Feldbedingungen also nicht, da die Auslaugung zu stark war. Si und Ca wurden hauptsächlich in der Lösung wiedergefunden, während Al und Fe an Ort und Stelle Oxide bzw. Hydroxide bildeten. Carbonate konnten sich nicht bilden, da hier kein CO₂ zugegeben wurde (Abe und Aoki, 1975).

Literatur:

- Abe, H. und M. Aoki (1976): Experiments on the interaction between Na₂CO₃-NaHCO₃ solution and Clinoptilolite tuff, with reference to analcimization around Kuroki-type mineral deposits. *Chemical Geology* 17, 89-100, Amsterdam.
- Jahn, R. (1988): Böden Lanzarotes - Vorkommen, Genese und Eigenschaften von Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Kanarische Inseln). - *Hohenheimer Arbeiten* 257 S., Ulmer, Stuttgart.
- Petrovic, R. (1976): Rate control in feldspar dissolution - II. The protective effect of precipitates. - *Geochimica Cosmochimica Acta* 40, 1509-1521, London.
- Zarei, M. (1989): Verwitterung und Mineralneubildung in Böden aus Vulkaniten auf Lanzarote (Kanarische Inseln). 255 S., Schulz, Berlin.

Tab. 1: Aus Olivinbasalt herausgelöste Elemente durch Verwitterung in Soxhlettapparatur (Messung am AAS)

Kationen	ppm in Lösung	Element [mMol/l]	
		Silizium [mMol/l]	$\frac{X_{Ex}}{Si_{Ex}} \cdot \frac{Si_{Gest.}}{X_{Gest.}}$
1	2	3	4
Ca	72	1.74	11
Na	65.30	2.75	30
Si	29	1	1
Mg	15.60	0.63	1.90
K	15.26	0.38	27
Al	13	0.46	1.60
Fe	1.27	0.02	0.15
Cu	0.7	0.01	n.b.
Mn	0.4	0.007	3.5
Zn	0.3	0.005	n.b.

Tab. 2: Gesamt-Elementgehalt des Gesteins aus dem Cw₄-Horizont des Profils 101 der Serie IV_a (HF/HClO₄-Aufschluß, Messung am AAS, Si-Werte durch Differenzbestimmung)

Kationen	g/Kg	Mol/Kg	Element [Mol/Kg]	
			Silizium [Mol/Kg]	
1	2	3	4	
Ca	55,0	1.37	0.16	
Na	18.5	0.80	0.09	
Si	247.6	8,84	1	
Mg	70.3	2.90	0.33	
K	4.8	0.12	0.014	
Al	68.2	2.53	0.29	
Fe	70.3	1.26	0.14	
Mn	1.1	0.02	0.002	

B M F T

Einfluß verschiedener Produktionsverfahren in der Landwirtschaft auf den
Nitrateintrag in tiefere Bodenschichten

von

Funk R., F.X. Maidl und G. Fischbeck*)

EINLEITUNG

Das vom BMFT geförderte Forschungsvorhaben hat zum Ziel, durch regelmäßige Beprobung landwirtschaftlich genutzter Flächen bis 10 m Tiefe den Einfluß verschiedener Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Nitratintrag in tiefere Bodenschichten zu untersuchen, um daraus Maßnahmen zur Verringerung der Nitratbelastung des Grundwassers durch die Landwirtschaft ableiten zu können. Weitere Forschungsschwerpunkte sind die Erarbeitung von Daten über die Nitratwanderungsgeschwindigkeit und den Nitratabbau in der ungesättigten Zone.

MATERIAL UND METHODEN

Im folgenden werden exemplarisch Ergebnisse einer Ackerfläche auf der Hochterrasse der Donau südlich von Plattling vorgestellt. Das geschichtete Profil weist eine etwa 4 m mächtige Lößdecke (20-25 % Ton) auf. Die darunter folgenden Schichten enthalten 30-45 % Ton, im Bereich um 5 m und 7 m Tiefe treten höhere Sandgehalte (bis 28 %) auf.

Stickstoff wird ausschließlich in Form von Mineraldünger ausgebracht. Bei Berücksichtigung der Ernterückstände der Vorfrüchte erscheinen Überschüsse in der N-Düngungsbilanz vor allem in Jahren des Winterweizenanbaus (*Tab.*).

Die Proben wurden entnommen im Januar 86, Januar 87, Juni 88, November 88 und März 89. Der Einsatz eines sehr leistungsfähigen Bohrgerätes (Eigenkonstruktion, *Abb. 1*) ab Juni 88, ermöglichte die Erhöhung der Zahl an Bohrungen von 2 bzw. 3 der ersten beiden Termine auf 8 Parallelbohrungen,

*) Lehrstuhl für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung der TU München

entnommen senkrecht zu den Fahrgassen, für die beiden folgenden Termine. Die Ergebnisse von März 89 beruhen auf 4 Bohrungen.

Die Wassergehalte wurden gravimetrisch bestimmt, die Gehalte an NO_3 , SO_4 , Cl und DOC nach Wasserauszug photometrisch mit einem Autoanalyzer (Skalar).

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In der ungesättigten Zone treten in fast regelmäßiger Abfolge Bereiche hoher Nitratkonzentrationen auf, die im Laufe der Zeit tiefer wandern (Abb. 2). Im Nitrat-Tiefenprofil März 89 finden sich Anreicherungszone in ca. 1.5 m (Peak I), 3.7 m (Peak II) und 6.7 m Tiefe (Peak III). Diese erscheinen auch im Profil Nov. 89 in 0.5 m, 3.3 m und 6.7 m Tiefe. Profil Juni 88 weist nur 2 Nitratfronten in ca. 2.8 m und 6.5 m Tiefe auf. Die oberste Nitratfront der Profile Nov. 88 und März 89 (Peak I) entstammt, da N-Mineraldünger letztmals im Mai 88 ausgebracht wurde, der N-Mineralisation nach der Getreideernte. Die im gleichen Zeitraum angestiegenen Wassergehalte belegen, daß ein "Konzentrationseffekt" durch Wasserentzug, laut DUYNISVELD (1984) und GRIES (1988) mögliche Ursache einer Nitratpeakentstehung, nicht an dessen Aufbau beteiligt war (Abb. 3). Peak II, im März 89 in 3.7 m Tiefe, läßt sich zurückverfolgen bis Jan. 87 (1 m Tiefe), Peak III von März 89 (6.7 m Tiefe) bis Jan. 86 (3.5 m Tiefe). Beide dürften aus der positiven N-Bilanz zu Winterweizen und der langen Bracheperiode zwischen der Winterweizenernte und dem Zuckerrüben- bzw. Körnermaisbau resultieren. Klärung soll die Berechnung der Sickerwasserstrecken anhand von Klima- und Bodendaten liefern.

Aus der Verlagerung der Nitratpeaks zwischen den Bohrterminen läßt sich die Wanderungsgeschwindigkeit von Nitrat ableiten. Sie betrug im Zeitraum Jan. 86 bis Jan. 87 weniger als 1 m pro Jahr, während Nitrat von Jan. 87 bis Juni 88 fast 2 m pro Jahr nach unten wanderte (Abb. 2). Zwischen Juni 88 und Nov. 88 wurde Nitrat ca. 0.5 m tiefer verlagert. Exaktere Angaben zu den Verlagerungsstrecken sind nicht möglich, da über Vorgänge der hydrodynamischen Dispersion hinaus eine Abflachung der Minima und Maxima der Nitrat-Tiefenprofile durch die 50 cm-weise Probenentnahme der ersten drei Termine auftritt (gegenüber einer 33 cm-weisen Probenahme der späteren Termine). Unterschiede zwischen den Verlagerungsdistanzen in Löß und den darunterliegenden ton- bzw. sandreicheren Schichten ließen sich nicht feststellen.

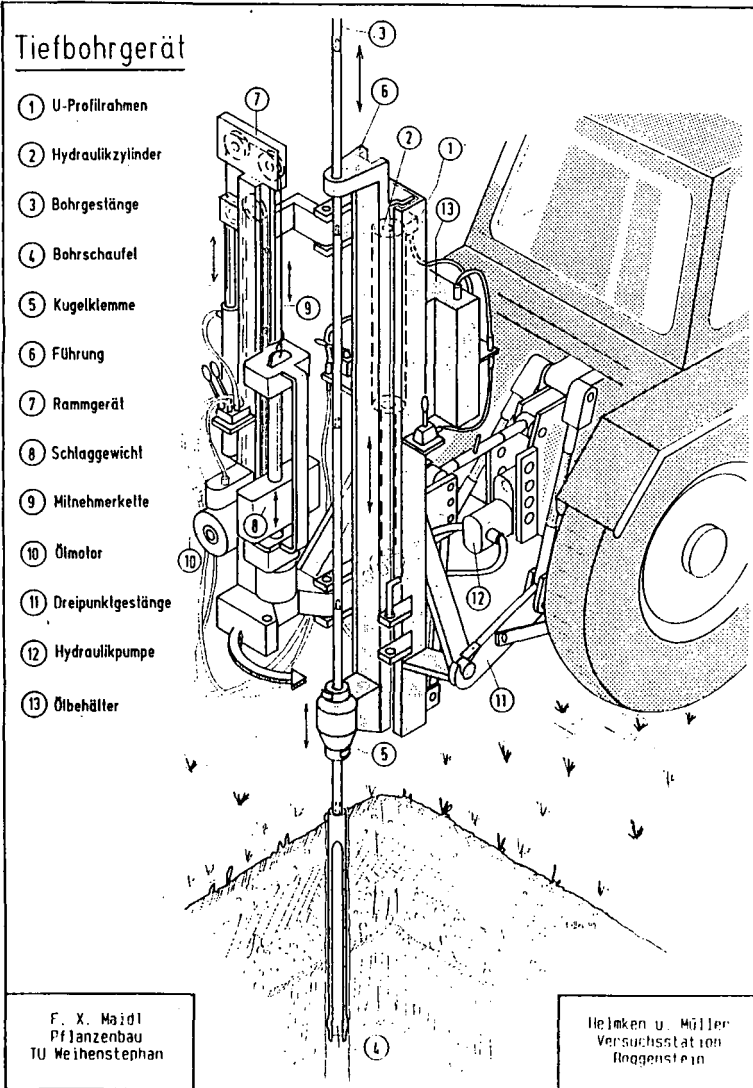
Vom Nov 88 bis zum März 89 erfolgte eine Stauchung des Nitrat-Tiefenprofils. Die Verlagerung nahm mit zunehmender Tiefe ab und kam bei ca. 4.5 m Tiefe völlig zum Erliegen. Die zugrundeliegende, nicht dem downward displacement gehorchende Sickerwasserbewegung zeigt sich ebenfalls im Verlauf der Chlorid-Tiefenprofile (Abb. 4). Ob hierbei ein Zusammenhang zum geschichteten Aufbau des Untergrunds besteht muß durch weitere Untersuchung noch geklärt werden. In mehreren Arbeiten (u.a. ZEPP (1988), HEYDER u. ZAKOSEK (1988)) wurde festgestellt, daß in mächtigen Lößdecken unterhalb 2 m Tiefe keine kurzfristigen Schwankungen der Wassergehalte auftreten. Die dagegen am Standort vom Nov. 88 bis zum März 89 bis 4 m Tiefe angestiegenen Wassergehalte lassen diesen Zusammenhang vermuten (Abb. 3).

Die Abnahme der Fläche der Nitratpeaks im Zeitablauf weist auf einen im Untergrund stattfindenden Nitratabbau hin. Auch die hohen Sulfatkonzentrationen in Bereichen hoher Nitratkonzentrationen sind als Beleg für die Denitrifikation in tieferen Schichten zu werten (Abb. 6). Dagegen hätte man aufgrund der geringen DOC-Werte keine nennenswerte Denitrifikation erwartet (Abb. 5).

LITERATUR

- DUYNISVELD, W.H.M. (1984): Entwicklung und Anwendung von Simulationsmodellen für den Wasserhaushalt und den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden - Ermittlung der Nitratauswaschungsgefahr unter Ackernutzung. - Diss. TU Berlin
- GERIES, H. (1988): Nitrat-Transport in mächtigen Lößdecken: Datierung mit Tritium, Rechenmodell und Chloridbilanz. - Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., 57, 165-170
- HEYDER, D. u. H. ZAKOSEK (1988): Nitratverlagerung in der ungesättigten Zone mächtiger Lößprofile bei unterschiedlicher Stickstoffdüngung. - Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., 57, 175-180
- MAIDL, F.X. u. G. FISCHBECK (1986): Untersuchungen über die Nitratgehalte tieferer Bodenschichten bei intensivem Ackerbau. - Landw. Forschung, 39, 287-297
- MAIDL, F.X. u. G. FISCHBECK (1987): Nitratgehalte tieferer Bodenschichten bei unterschiedlichen Fruchtfolgen auf intensiv genutzten Ackerbaustandorten. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 150, 213-219
- ZEPP H. (1988). Regelmäßigkeiten des Wasser- und Stofftransportes in der ungesättigten Zone von Lößdecken. - Dt. Gewässerkundl. Mitt., 32, 7-13

Abb. 1: Bohrgerät



Tab.: Bewirtschaftungsdaten

Erntejahr	Angebaute Frucht	Ertrag dt/ha	Min. N-Düng. kg N/ha	N-Saldo ¹ kg N/ha
1988	Winterweizen	95	240	+20
1987	Körnermais	100	170	+20
1986	Winterweizen	75	250	+180
1985	Zuckerrüben	800	180	-80
1984	Winterweizen	90	250	+130
1983	Zuckerrüben	790	180	-70
1982	Sommerweizen ²	-	80	+15
1981	Körnermais	93	200	+35
1980	Winterweizen	76	225	+140

¹ Berechnet in Anlehnung an Finck (1979)

² Als Wechselweizen angebaut und durch Auswinterung geschädigt

Abb. 2: Nitrat-Tiefenprofile (mg NO₃/l)

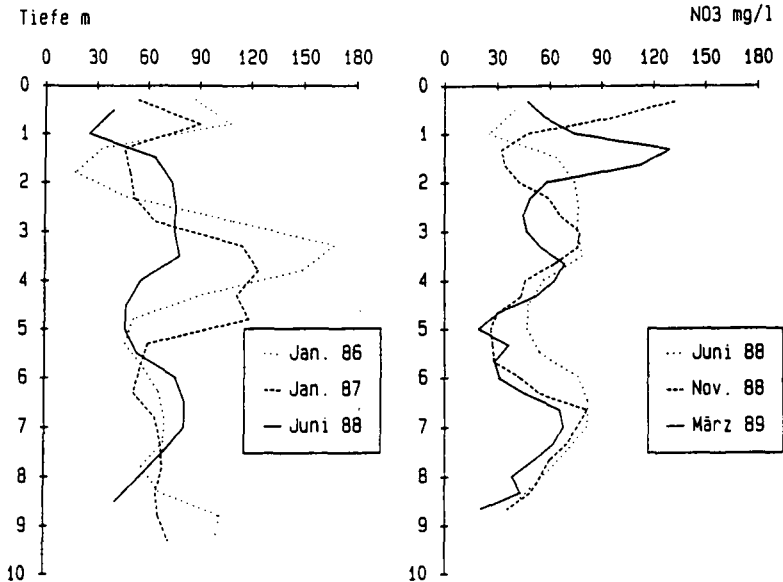


Abb. 3: Wassergehalt-Tiefenprofile (Gew.-%) Abb. 5: DOC-Tiefenprofil (mg C/l)

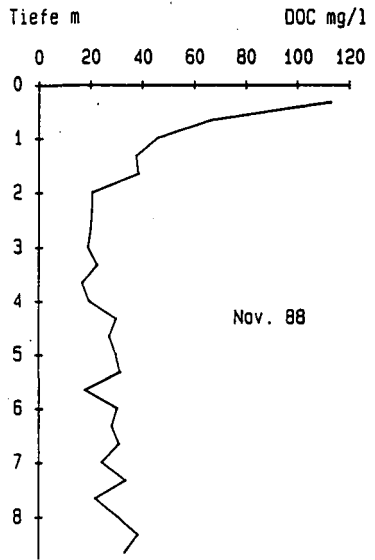
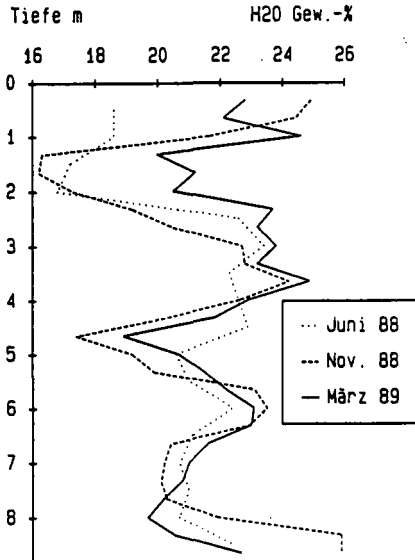
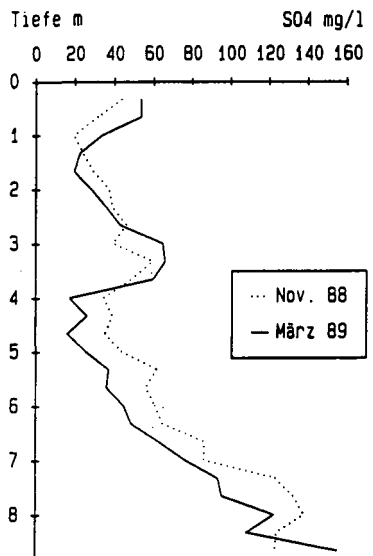
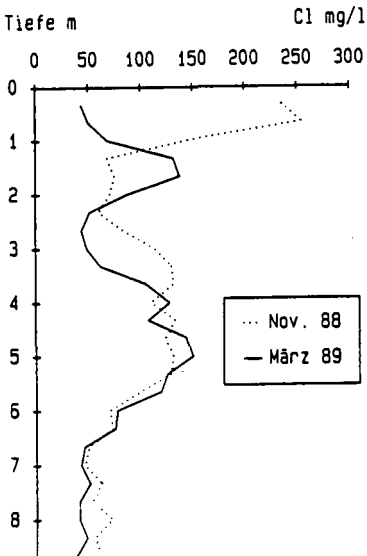


Abb. 4: Chlorid-Tiefenprofile (mg Cl/l) Abb. 6: Sulfat-Tiefenprofil (mg SO4/l)



Grundwasserneubildung und Nitratverlagerung in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften, Relief und Nutzung

von

Renger, M., Wessolek, G., König, R. und B. Kaschian*

Mit geeichten eindimensionalen Simulationsmodellen wurde die Grundwasserneubildung berechnet. Hierzu wurden die Einflußgrößen Evapotranspiration unterschiedlicher Kulturen, Bodenarten und Klimata der jeweiligen regional unterschiedlichen Standorte berücksichtigt.

In Abbildung 1 ist die Beziehung der Grundwasserneubildung für unterschiedliche Standorte und nutzbare Feldkapazität für die Kultur Winterweizen widergegeben. Die Ergebnisse verdeutlichen, daß mit zunehmendem Wasserspeichervermögen die Grundwasserneubildung abnimmt und in Gebieten mit ausgeprägten Trockenperioden im Sommerhalbjahr (z.B. Berlin) geringer ausfällt als im küstennahen Raum. Der Einfluß des Bodens (nutzbare Feldkapazität) ist in Regionen mit hohen Wasserbilanzüberschüssen geringer als in kontinental geprägten Räumen. Die Berechnungen verdeutlichen, daß bei Bodenschutzmaßnahmen die regional tatsächlich vorhandenen Klima- und Bodeneigenschaften stärker berücksichtigt werden müssen.

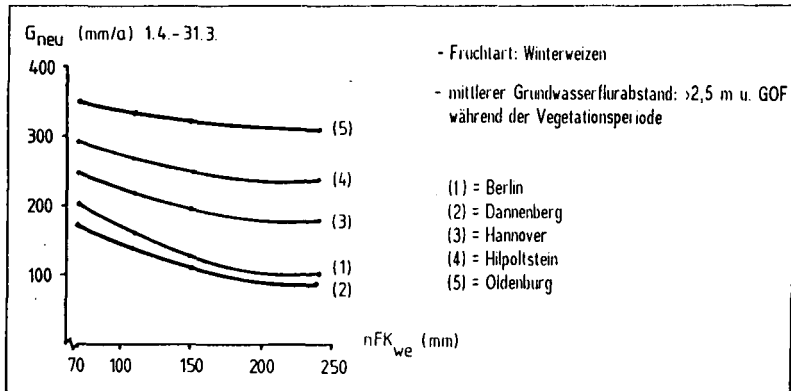


Abb. 1: Beziehung zwischen Grundwasserneubildung G_{neu} (mm/a) und der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFK_{we} (mm)

* Technische Universität Berlin
 Institut für Ökologie, Fachgebiet Bodenkunde
 Salzufer 11 -12, 1000 Berlin 10

Einen entscheidenden Einflußfaktor, neben den Boden und Klimaeigenschaften des jeweiligen Standortes, stellt die Nutzung des Standortes auf die Höhe der Grundwasserneubildung dar. Sie nimmt in der Reihenfolge Hackfrüchte > Wintergetreide > Grünland > Wald ab (s. Abb.2).

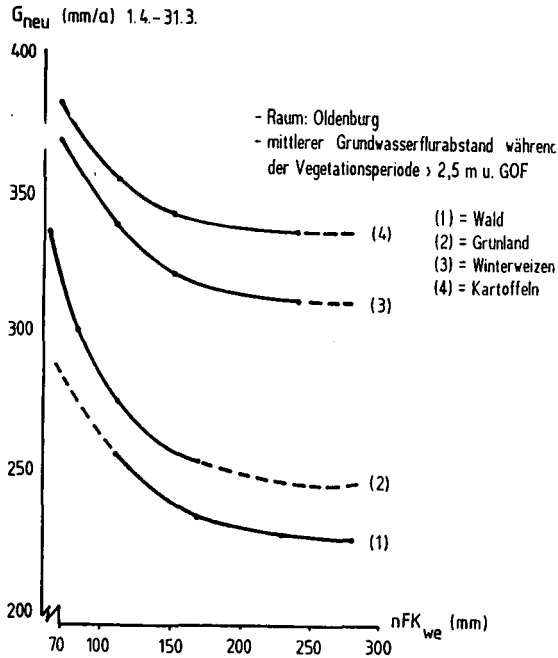


Abb. 2: Beziehung zwischen der Grundwasserneubildung G_{neu} (mm/a) und der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum nFK (mm)

Der Einfluß des Grundwasserflurabstandes auf die Höhe der Grundwasserneubildung geht aus Abbildung 3 hervor. Die Variationen zeigen, daß bei dem Sand der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser schon bei Flurabständen von 130 cm stark zurückgeht, wobei der kapillare Aufstieg beim Löß bis ca. 280 cm unter Geländeoberfläche reicht.

Soll der Wasserhaushalt an Hangstandorten betrachtet werden, so muß neben der vertikalen Fließrichtung des Wassers die laterale Komponente Berücksichtigung finden. Zusätzlich muß der an der Oberfläche evtl. auftretende Oberflächenabfluß in den Berechnungen zum Gesamtwasserhaushalt am Hang mit berücksichtigt werden. Mit einem zweidimensionalen Wasserhaushaltsmodell sind für unterschiedliche Standorte Wasserhaushaltsberechnungen durchgeführt worden. Es zeigt sich, daß die Struktur der Oberfläche maßgeblich den Wasserhaushalt mitbestimmt. Bei einer unverschlämm-

ten Bodenoberfläche kann der Niederschlag fast vollständig infiltrieren (Abb. 4); bei einer Zunahme der Verschlümmung steigt die Höhe des oberflächlich abfließenden Wassers an. Das Wasser kann sich, neben der lateralen Bewegung im Boden, an der Oberfläche in Richtung des Hangfusses bewegen. Diese Effekte bewirken, daß die Grundwasserneubildung am Hang unterschiedlich ausfällt. In Tabelle 1 ist die Grundwasserneubildung beispielhaft für unterschiedliche Hangpositionen aufgezeigt.

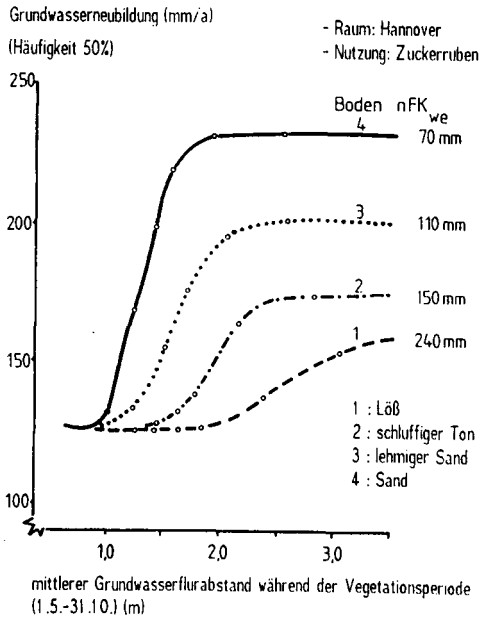


Abb. 3: Beziehung zwischen Grundwasserneubildung und mittlerem Grundwasserflurabstand für verschiedene Böden

Tabelle 1: Grundwasserneubildung am Hang

Hangneigung $\alpha = 30$ Hanglänge = 20 m
Niederschlag = 650 mm/a

Hangbereich	1	2	3
Gw _{neu} (mm/a)	116	121	160
%	72	75	100

Die Hangbereiche beziehen sich auf die Abbildung in Tabelle 2

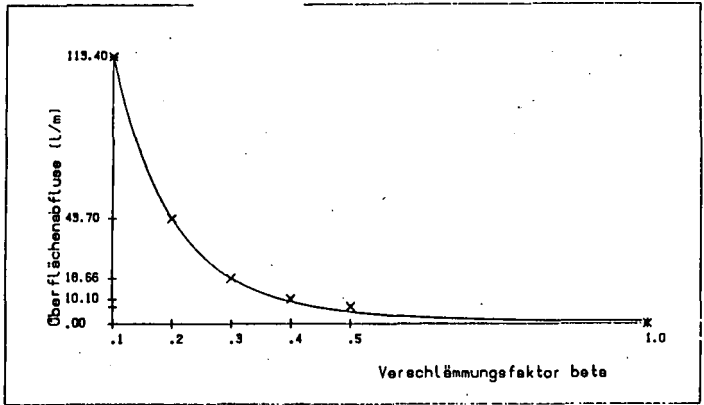


Abb. 4: Beziehung zwischen Oberflächenabfluß und Verschlämmung der obersten Bodenschicht

Auf ebenen Standorten findet die Verlagerung von Nitrat vornehmlich in den niederschlagsreichen Winterhalbjahren statt. Basierend auf den Zeit-Tiefenfunktionen, nach DUYNISVELD, 1984, ist mit einem Simulationsmodell die Nitratverlagerung anhand einfach zu bestimmender Wasserhaushaltskomponenten (z.B. Niederschlag) und Standortelgenschaften (z.B. Feldkapazität) berechnet worden.

Abbildung 5 zeigt für einen 35-jährigen Berechnungszeitraum, daß die Verlagerungstiefe eines Standortes sehr genau bestimmt werden kann, wenn die Niederschläge vom 1.Sept. - 30. April und die Feldkapazität des Bodens bis in 1 m Tiefe bekannt sind.

Berlin

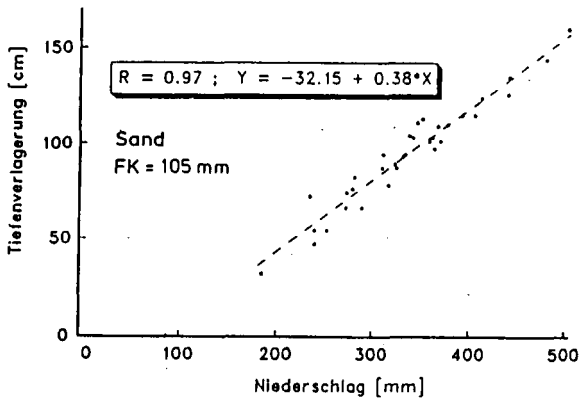


Abb. 5: Tiefenverlagerung von Nitrat als Funktion der Winterniederschläge (1.9. - 30.4) für einen Sandstandort in Berlin

Aus Modellberechnungen zur Nitratverlagerungstiefe für vier Böden unterschiedlicher Feldkapazität wurde das Nomogramm in Abb. 6 entwickelt. Die Nitratverlagerungstiefe nimmt mit abnehmender Feldkapazität eines Standortes exponentiell zu und steigt linear mit der Höhe der Winterniederschläge an.

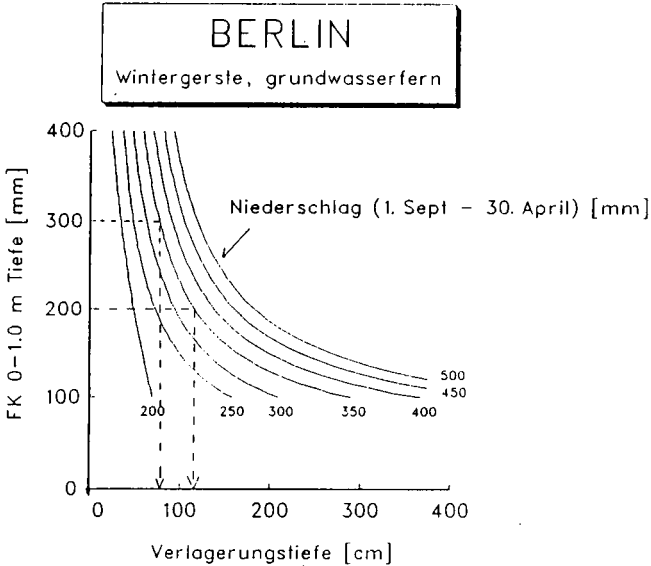


Abb 6: Nitratverlagerungstiefen in Abhängigkeit der Winterniederschläge (1.9 - 30.4) und Feldkapazität unterschiedlicher Böden in Berlin

Aus dem Beispiel in Abbildung 6 (gestrichelte Linien) geht hervor, daß bei einem Boden mit einer Feldkapazität < 200 mm eine Nitratverlagerung während der Wintermonate bis in 120 cm Tiefe stattgefunden hat. Während bei einem Boden mit einer Feldkapazität > 300 mm das Nitrat nicht tiefer als 80 cm verlagert wird und damit noch pflanzenverfügbar, für Kulturen deren Wurzelraum bis 80 cm reicht, ist.

Mit diesen Nomogrammen ist es möglich den Düngbedarf unterschiedlicher Pflanzen in Abhängigkeit der zu erwartenden Winterniederschläge festzulegen.

Bei Hangstandorten ist die Nitratverlagerung zusätzlich von der Hangposition abhängig. Tabelle 2 verdeutlicht die berechnete Grundwasserneubildung und Nitratverlagerung für einen Sand und sandigen Lehm zu Beginn der Vegetationsperiode (10. April). Schon geringe Niederschläge im Winterhalbjahr reichen beim Sand im Bereich Mittel- bis Unterhang aus, um Nitrat aus dem Wurzelraum zu verlagern. Beim sandigen Lehm dagegen treten bei keiner Hangposition Nitratverluste auf.

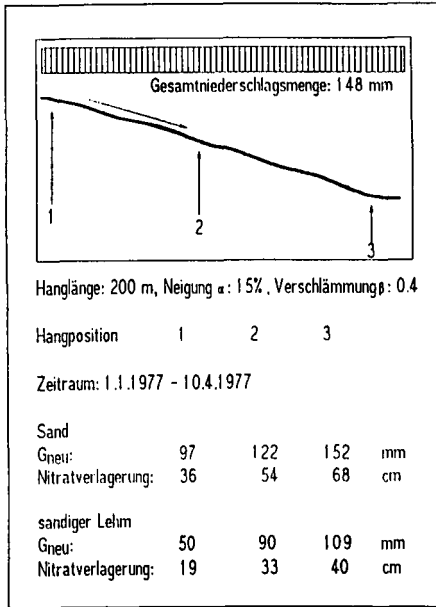


Tabelle 2: Nitratverlagerungstiefe für einen Sand- und sandigen Lehmstandort an einem Hang

Literatur

DUYNISVELD, W.H.M., 1984, Entwicklung und Anwendung von Simulationsmodellen für den Wasserhaushalt und den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden, Dissertation am FB 14, Technische Universität Berlin.

Diese Ergebnisse wurden im Rahmen des BMFT - Forschungsvorhabens Modelle zur Ermittlung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung ermittelt.

"Wechselwirkungen von Bodenbearbeitungssystemen auf das Ökosystem Boden"

von
Tebrügge, F. *

Einleitung und Zielsetzung des Verbundvorhabens

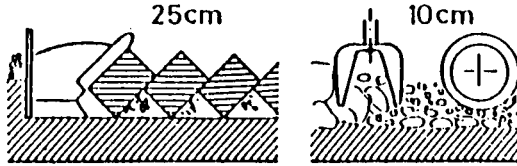
Vor dem Hintergrund zunehmender Technisierung und Spezialisierung in der Landwirtschaft und veränderter agrarpolitischer Rahmenbedingungen wird die Bodennutzung in zunehmendem Maße mit der Forderung konfrontiert, Belange des Biotop-, des Landschafts- und des Gewässerschutzes stärker als bisher zu berücksichtigen. Diese Forderung findet ihren Ausdruck in der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung (1985), in der als vorrangiges Ziel die Sicherung der Funktionsfähigkeit des Bodens für verschiedene Nutzungsansprüche genannt wird, wobei der Leistungsfähigkeit der natürlichen Lebensgrundlagen Vorrang einzuräumen ist. Um die Funktionsfähigkeit des Bodens für verschiedene Nutzungsansprüche sichern zu können, ist es unumgänglich, die vielfältigen Verflechtungen der Bodenfunktionen mit den Stoffkreisläufen des Naturhaushaltes nachzugehen.

Erste Ansätze, diese Zusammenhänge darzustellen, werden in einem vom BMFT seit August 1986 geförderten Forschungsvorhaben verfolgt. In diesem Vorhaben wurde nicht nur der Einfluß der unterschiedlichen Bodenbearbeitungsintensität auf landtechnische und pflanzenbauliche Parameter untersucht, sondern es wurden insbesondere auch die Auswirkungen der verschiedenen Bearbeitungssysteme auf das Ökosystem Boden dargestellt. Die Ergebnisse zeigen, daß die langjährige unterschiedliche Bearbeitungsintensität, wie sie in Abb. 1 als Bodenbearbeitungsverfahren symbolisch dargestellt sind, auf den verschiedenen Standorten (Abb. 2) zu deutlichen Unterschieden in den Bodeneigenschaften der jeweiligen Versuchspartikeln geführt hat.

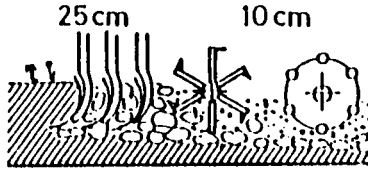
Institut für Landtechnik, Justus-Liebig-Universität Gießen,
Braugasse 7, 6300 Gießen, Dir.: Prof. Dr. H. Eichhorn

* Koordination der sieben agrarwissenschaftlichen Disziplinen im Verbundvorhaben

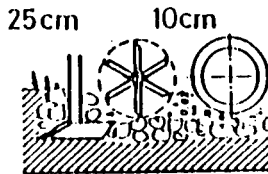
Pflug + sekundär Bearbeitung (P)



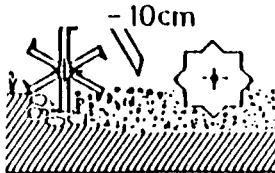
Schwergrubber mit Rotoregge (SR)



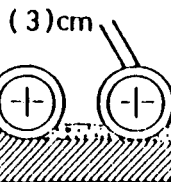
Flügelschargrubber mit Rotoregge (FR)



Frässaar (S)



Direktsaat (D)



abnehmende

Eingriffintensität

Abb. 1:



Giessen-Hardthof (Lahntal)

156 m über NN
Niederschlag 600 mm
Temperatur 8 C
Boden : tL

Hassenhausen (Ebsdorfer Grund)

260 m über NN
Niederschlag 630 mm
Temperatur 8 C
Boden : suL

□ Versuchsanlage
(Jahr des Versuchsbeginns)

Kassel

Ulrichstein (Vogelsberg)

500 m über NN
Niederschlag 700 mm
Temperatur 6,8 C
Boden : uL

Hassenhausen
□ ('79)

Hardthof
□ ('86)
Giessen

Vogelsberg
□ ('83)

Fulda

Wernborn
□ ('79)

Ossenheim
□ ('79)

Wernborn (Taunus)

300 m über NN
Niederschlag 600-650 mm
Temperatur 7,6 C
Boden : sL

Bruchköbel
□ ('79)

Frankfurt

Wiesbaden

Liebenau (Oberschwaben -Bodensee)

Niederschlag 1200 mm
Temperatur 9 C
Boden : sl

Darmstadt

Ossenheim (Wetterau)

125 m über NN
Niederschlag 550-600 mm
Temperatur 9 C
Boden : uL

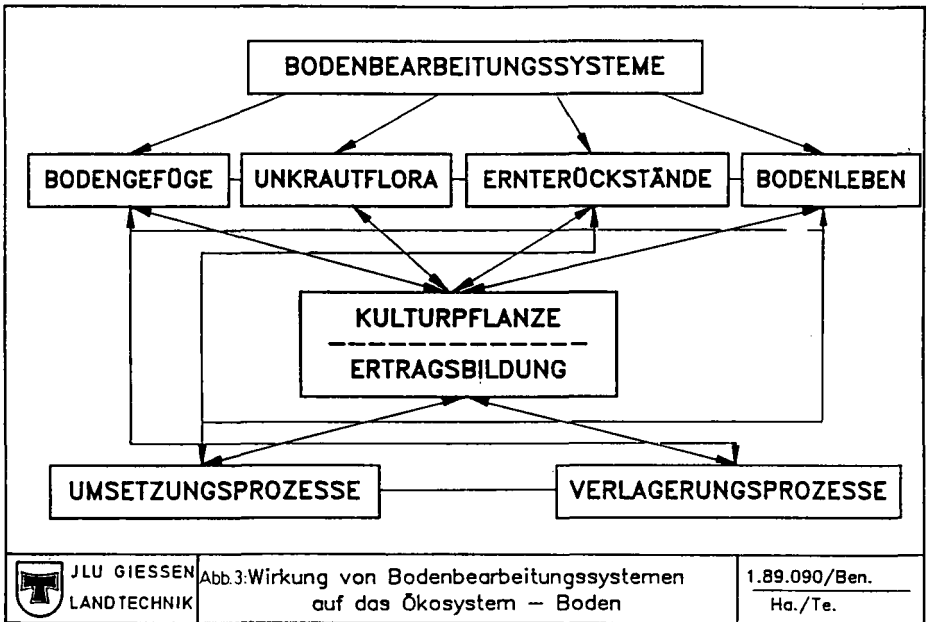
Bruchköbel-Kinzigheimer Hof (Untermainebene)

109 m über NN
Niederschlag 600 mm
Temperatur 9 C
Boden : uS

Liebenau
□ ('82)

Abb.2: Standorte der Bodenbearbeitungsversuche

Durch die interdisziplinäre Zusammenarbeit der beteiligten Institute war es dabei möglich nachzuweisen, daß die unterschiedliche Intensität des Eingriffs in den Boden nicht nur unmittelbare (direkte) Auswirkungen auf die Bodenstruktur (z.B. Bodengefüge, Porensystem, Tragfähigkeit) sondern auch mittelbare (indirekte) auf das Bodenleben (z.B. Bodenfauna, biologische Aktivität, Abbau von organischer Substanz) sowie den Wasser- und Stoffhaushalt (z.B. Infiltration, Versickerung, Nitratverlagerung) des Bodens hat (Abb. 3).



Die bisherigen Ergebnisse lassen deutlich qualitative Unterschiede der verschiedenen Bearbeitungssysteme auf das Ökosystem erkennen, sie reichen jedoch nicht aus, diese Unterschiede zu quantifizieren, sowie Angaben über Belastungsgrenzen zu machen. Diese Fragestellungen sollen in der Fortsetzungsphase des Projektes angegangen werden, um die Ergebnisse in eindeutige Praxisempfehlungen umsetzen zu können.

Durch die 10-jährige Versuchsdauer haben sich auf den verschiedenen Standorten unterschiedliche, bearbeitungsbedingte Gleichgewichtslagen eingestellt. Die Versuchsflächen bieten damit ideale Voraussetzungen, in der nachfolgenden Verlängerungsphase in fachübergreifender Zusammenarbeit neben Fragen der Systemoptimierung in landtechnischer und pflanzenbaulicher Hinsicht vor allem auch Fragen des Bodenlebens sowie des Wasser- und Stoffhaushalts bei unterschiedlicher Bearbeitungsintensität mit der oben genannten Zielsetzung zu untersuchen.

Darüber hinaus kann an Hand des erst seit 1986 aufgenommenen Standorts die zeitliche Abfolge der Veränderungsprozesse interdisziplinär erforscht werden. Darauf aufbauend und im Vergleich mit den Ergebnissen von den fünf älteren Versuchsstandorten sollen Handlungsanweisungen für die Praxis erarbeitet werden, um diese bereits während der Umstellungsphase zielkonforme Entscheidungen zu ermöglichen (Aktion Reaktion).

Zahlreiche Anfragen aus dem In- und Ausland, wie die zunehmenden Wünsche zur Versuchsbesichtigung vor Ort, lassen die Bedeutung von Langzeitversuchen unter verschiedenen Standortbedingungen gerade auf dem Gebiet der Bodenbearbeitung erkennen. Eine am Objekt selbst vorzunehmende, wenn auch nur visuelle vergleichende Beurteilung des Bodenstrukturzustandes, sei es an der Profilwand, mittels Spatendiagnose oder des Pflanzenbestandes, leitet in der Regel für den Betrachter am besten den Umdenkungsprozeß über den notwendigen Intensitätsgrad bei der Bodenbearbeitung unter Einbeziehung ökologischer Zusammenhänge ein. Die Akzeptanz und Anwendung einer ökologisch schonenden bzw. fördernden Bodenbearbeitung wird hiermit letztlich wesentlich unterstützt.

Die gesetzten Ziele erscheinen gut realisierbar, nachdem die Forschungsaktivitäten der Projektgruppen gezielt aufeinander abgestimmt wurden.

Die Übersichtstabelle 1 verweist auf die Untersuchungsparameter, die in den Arbeiten der Teilprojekte des Verbundvorhabens berücksichtigt werden.

Bisherige Ergebnisse werden in absehbarer Zeit an anderer Stelle veröffentlicht.

Tab. 1: Untersuchungsparameter im Verbundvorhaben

BODENBEARBEITUNGSSYSTEME (Tebrügge)

- Projektkoordination (Landtechnik - Tebrügge)
- Betreuung der Feldversuche (Landtechnik)
- Landtechnische Parameter (Landtechnik - Tebrügge, Knechtges)
- Saatgutablagetechnik (Landtechnik - Schmidt)
- Mechanische Unkrautbekämpfung (Landtechnik - Bräutigam)
- Pflanzenbauliche Parameter (Landtechnik)

Bodengefüge (Harrach, Frede)

- Bodenphysikalische Kenndaten
(Bodenk./Landeskult./Landtechnik - Kohl, Beisecker, Gruber)
- Aggregatgrößen (Landtechnik - Tebrügge et al.)
- Biogene Grobporen (Landtechnik - Henke)
- Kontinuität der Poren
(Bodenkunde/Landeskultur - Kohl, Beisecker)
- Durchwurzelbarkeit (Bodenkunde - Kohl, Vorderbrügge)
- Oberflächenstabilität (Landeskultur - Beisecker)
- Befahrbarkeit (Landtechnik - Gruber)

Verlagerungsprozesse (Mengel, Harrach, Frede)

- Infiltrationsleistung/Bodenerosion
(Landeskultur - Beisecker et al.)
- Makroporenversickerung (Landeskultur - Beisecker et al.)
- Sickerwasserraten (Bodenkunde/Landeskultur - Kohl et al.)
- Nitratverlagerung (Bodenkunde/Pflanzenernährung - Hütsch, Kohl)

Ernterückstände (Tebrügge)

- Einarbeitung der Rückstände (Landtechnik - Henke, Schmidt)

Unkrautflora (Tebrügge)

- Unkräuter (Landtechnik - Bräutigam)

Umsetzungsprozesse (Ahrens, Friebe, Mengel)

- Strohabbau (Bodenfauna - Friebe)
- C-, N- und P-Umsatz (Mikrobiologie - Böhm, Grocholl)
- N-Dynamik (Pflanzenernährung - Hütsch)
- Schleimstoffe/Gefügestabilität (Mikrobiologie - N.N.)
- Humusstabilität (Mikrobiologie - Böhm, Grocholl)
- Abbau von Pflanzenschutzmitteln (Mikrobiol./Phytopath. - N.N.)

Bodenleben (Ahrens, Rössner, Friebe, Tebrügge)

- Lumbriciden (Landtechnik - Henke)
- Nemethoden (Phytopathologie - Schäfer-Pregel, Overhoff)
- Übrige Makro- und Mesofauna (Bodenfauna - Friebe)
- Mikroorganismen (Mikrobiologie - Böhm, Grocholl)
- Fruchtfolgekrankheiten (Landtechnik/Phytopath. - Bräutigam; Wolf, Göttingen)

Kulturpflanze/Ertragsbildung (Tebrügge, Mengel)

- Ertragsparameter, Ertragsstruktur (Landtechnik/Bodenkunde/
Pflanzenernährung)
- Systemgerechte N-Düngung (Pflanzenernährung - Hütsch et al.)

Mikrobiologische und chemische Charakterisierung der leicht mobilisierbaren Norg-Fraktion des Bodens und deren Beziehung zur N-Aufnahme der Pflanze und zur N-Verlagerung in das Grundwasser

von

Werner¹, W., Th. Beck¹, B. Hoegen¹ und H.-W. Olf¹

Einleitung

In einem vom BMFT geförderten Forschungsvorhaben werden in 2 Teilprojekten Fragen des N-Haushaltes von Böden bearbeitet. Hierbei werden in Teilprojekt A die Beziehungen zwischen mikrobiologischen und chemischen Kenngrößen des Bodens und der N-Nachlieferung untersucht während in Teilprojekt B Besonderheiten begüllter Standorte behandelt werden.

Anhand verschiedener Parameter sollen Aussagen über das N-Mineralisationspotential abgeleitet werden um die Düngerbedarfsprognose zu verbessern und somit den N-Austrag in das Grundwasser zu minimieren.

Material und Methoden

Zur Charakterisierung des N-Haushalts wurden folgende Kenngrößen ermittelt:

- mikrobiologische Parameter: mikrobielle Biomasse, Protease-Aktivität, Arginin-desaminierung, β -Glukosidase-Aktivität (nähere Angaben s. Beck, 1989)
- niedermolekulare organische N-Verbindungen (" N_{org} "): $K_2SO_4-N_{org}$, $CaCl_2-N_{org}$, EUF- N_{org} (nähere Angaben s. Olf u. Werner, 1989)
- N-Mobilisierungsvermögen (aerobe Bebrütung; modifiziert nach Beck, 1983)

Ergebnisse und Diskussion

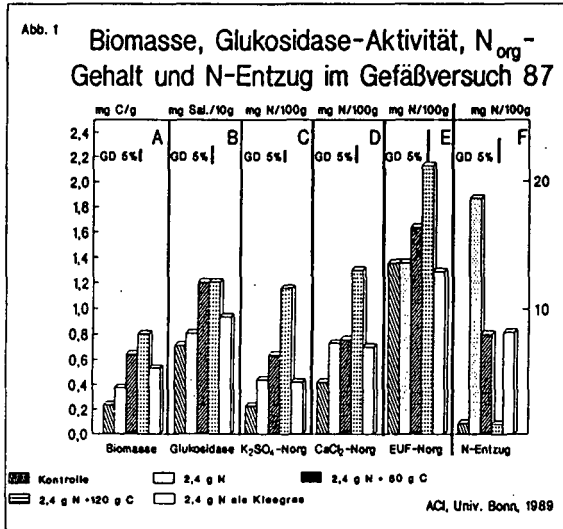
Teilprojekt A: Beziehungen zwischen N_{org} -Gehalten, N-Nachlieferung, mikrobiologischen Kenndaten des Bodens und N-Aufnahme der Pflanzen

Zur Überprüfung der Arbeitshypothese, daß zwischen mikrobiologischen Kenndaten und einer chemisch erfaßbaren, niedermolekularen N-Fraktion sowie der N-Nachlieferung

¹Agrikulturchemisches Institut der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Meckenheimer Allee 176, 5300 Bonn

¹Bayrische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Menzingerstr. 54, 8000 München 19

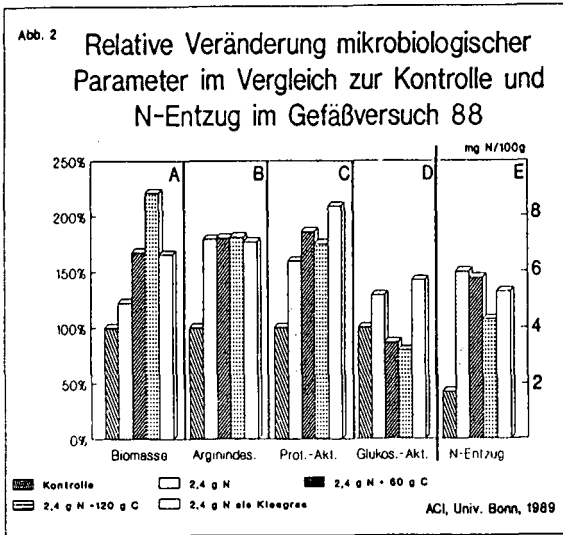
Beziehungen bestehen, die zur Verbesserung der N-Düngerbedarfsprognose genutzt werden können, wurde in einem Gefäßversuch mit einer Lössparabraunerde (uL, $C_1 = 1,4\%$, $pH = 5,9$) in Kick-Braukmann-Gefäßen durch Zugabe von Klee gras bzw. leichtabbaubaren C-Verbindungen in Kombination mit mineralischem Stickstoff (C/N = 25/1 bzw. 50/1) der Biomassegehalt des Bodens stark variiert (Abb. 1A). Dies spiegelt sich auch in Enzymaktivitäten des Eiweiß- (Protease-Aktivität, Arginindesaminierung) und des Celluloseabbaus (β -Glukosidase-Aktivität, Abb. 1B) und der mit verschiedenen Extraktionsverfahren gemessenen löslichen organischen N-Fraktion wider (Abb. 1C-D).



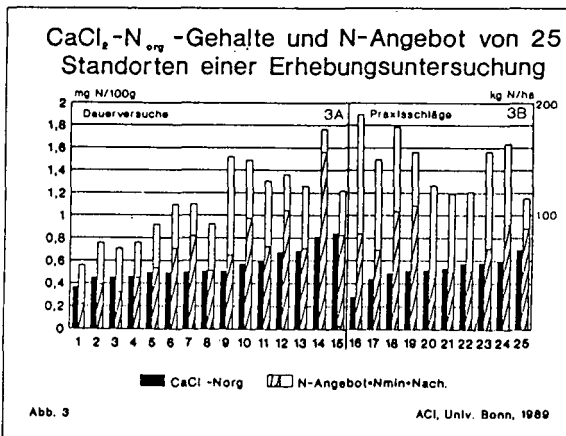
Zwischen den dargestellten Kenngrößen des N-Metabolismus bestehen hochsignifikante Beziehungen ($r=0,56-0,98$). Demgegenüber bestand im 1. Versuchsjahr kein Bezug zum N-Entzug der Pflanzen (Abb. 1F), da die Mikroorganismen den Pflanzen aufgrund der guten C-Versorgung in der Konkurrenz um Stickstoff überlegen waren, d.h. im Boden ein N-Immobilisierungsmilieu vorlag (Olf u. Werner, 1989).

Im Folgejahr zeigen Enzyme des N-Haushalts im Vergleich zur Kontrolle weiterhin erhöhte Aktivität (Abb. 2B+C). Die β -Glukosidase-Aktivität ist dagegen nach nahezu vollständigem Polysaccharidabbau (Beck, 1989) durch die vorjährige Behandlung relativ unbeeinflusst (Abb. 2D).

Die N-Entzüge durch die Pflanzen weisen darauf hin, daß sich ein Gleichgewicht zwischen Immobilisation und Mineralisation einstellt. Es ist daher zu erwarten, daß im 3. Versuchsjahr die differenzierten Biomasse- und N_{org} -Werte (bzw. die Enzymaktivitäten des N-Stoffwechsels) in entsprechend variierten N-Entzügen zum Ausdruck kommen.



Durch die Auswertung von gleichzeitig beprobten Feldversuchen sollte die Eignung dieser Parameter zur Verbesserung der Düngerbedarfsprognose überprüft werden. Dabei wurde die Flächenauswahl mit dem Ziel vorgenommen eine durch die Düngungshistorie bewirkte ausreichende Differenzierung im N_{org} - (und Biomasse-) Gehalt des Bodens zuerreichen. Neben Dauerversuchen mit organischer Düngung (Abb. 3A, 1-15) wurden 10 "N-Null-Parzellen" aus einjährigen N-Düngungsversuchen in die Untersuchung einbezogen (Abb. 3B, 16-25). Trotz dieser Auswahl schwanken die $CaCl_2-N_{org}$ -Gehalte mit 0,28-0,85 mg/100g Boden relativ gering.



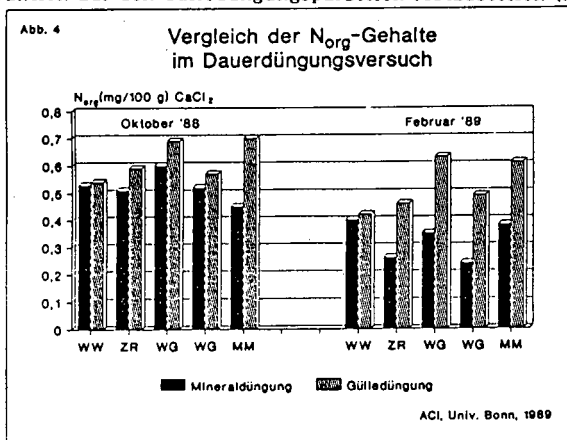
Der N_{111} -Gehalt des Bodens zu Vegetationsbeginn spiegelt bereits einen Teil des Mineralisationsvermögens eines Standortes wider. Das "N-Angebot" des Bodens auf Flächen aus Dauerversuchen korreliert mit N_{111} ($r=0,73^{**}-0,77^{***}$), während sich dagegen bei Berücksichtigung aller Standorte kein absicherbarer Zusammenhang feststellen läßt. Die Beziehungen der "berechneten" Nachlieferung während der Vegetation (= Entzug der Pflanzen + N_{111} Ernte - N_{111} Frühjahr) zu anderen Parametern des N-Haushalts (mikrobiologische Parameter bzw. niedermolekulare N-Verbindungen) sind daher unbefriedigend.

Zwischen den anderen Kenngrößen des N-Haushaltes bestehen statistisch gesicherte Zusammenhänge. Bei alleiniger Berücksichtigung der Dauerversuche sind die Beziehungen der Parameter untereinander enger ($r=0,57^*-0,89^{***}$). Zur Klärung des abweichenden Ergebnisses bei einjährigen Versuchen werden weitere 13 N-Steigerungsversuche ausgewertet.

Teilprojekt B: Besonderheiten im N-Haushalt und N-Nachlieferungsvermögen begüllter Böden

An verschiedenen Standorten mit unterschiedlicher Düngungshistorie wird die Arbeitshypothese geprüft, nach der eine langjährige Begüllung zu einer Anreicherung des leicht mineralisierbaren N-Vorrats und daher zu erhöhtem N-Nachlieferungsvermögen des Bodens führen müßte.

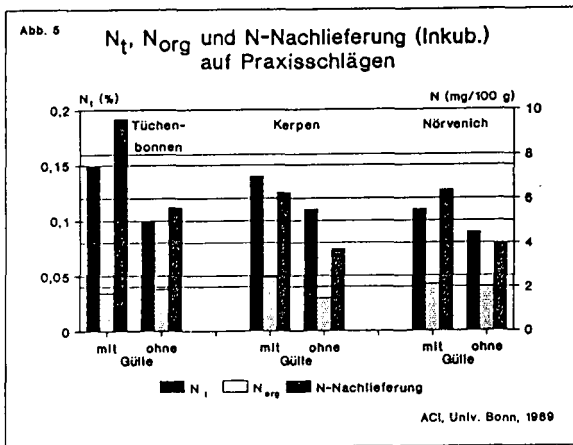
In einem statischen Dauerdüngungsversuch auf Humuspodsol ($S, C_1: 2,7\%$, $pH: 5,7$) im Münsterland wird seit 10 Jahren in einer Intensivfruchtfolge Gülledüngung ($40\text{ m}^3/\text{ha/a}$) und Mineraldüngung verglichen. Es ist in Abhängigkeit von den durch die Kulturart vorgegebenen Bodenbearbeitungsmaßnahmen eine tendenzielle Anhebung der leicht löslichen N_{111} -Fraktion auf den Gülledüngungspartellen festzustellen (Abb.4).



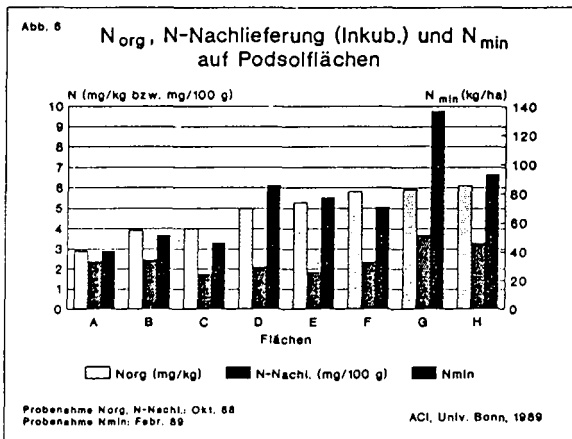
Zur weiteren Überprüfung der Zusammenhänge wurden Praxisschläge mit langjährig

überhöhter Güllendüngung herangezogen. Die zur Untersuchung verwendeten Bodenproben (Löß-Parabraunerde) stammen von begühten und in unmittelbarer Nachbarschaft liegenden mineralisch gedüngten Praxisschlägen im Bergischen Land (Tüchenbonnen) und in der Köln-Aachener-Bucht (Nörvenich, Kerpen).

Die langjährig überhöhte Güllendüngung (65 m³/ha/a) wirkt sich in einem Anstieg von N_t, leicht löslichem N_{org} und dementsprechend in einem deutlich erhöhten N-Nachlieferungspotential aus (Abb. 6). Das im Inkubationsversuch ermittelte N-Mineralisierungspotential korreliert hoch signifikant (r=0,67^{***}) mit den EUF-N_{org}-Gehalten.



In zwei gülleintensiven Regionen Nordrhein-Westfalens wird auf repräsentativen Bodentypen eine Erhebungsuntersuchung auf landwirtschaftlich genutzten Flächen unterschiedlicher Begütlungsintensität durchgeführt (Niederrhein: Parabraunerde, Auenlehm; Münsterland: Geschiebelehm, Podsol). Als Kriterium für die Begütlungsintensität der Standorte wurden die Phosphat- und Kupfer-Gehalte herangezogen.



Auf Podsolflächen des Münsterlandes konnte eine gute Beziehung zwischen N-Nachlieferung im Inkubationsversuch (Probenahme: Okt. 88, 0-30 cm) und den zu Vegetationsbeginn ermittelten N_{111} -Gehalten ($r=0,74'$) festgestellt werden (Abb. 6). Zwischen den im Oktober in der Krume ermitteltem N_{111} -Gehalten und den im Frühjahr in 0-90 cm gefundenen N_{111} -Gehalten zeigt sich eine signifikante Beziehung ($r=0,85'$). Sie bestätigt sich auf Parabraunerden (Schweinegülle) und Auenlehm (Rindergülle) am Niederrhein. Zwischen den N_{111} -Gehalten und dem Mobilisierungspotential im Inkubationsversuch konnte auf Podsolflächen keine Beziehung festgestellt werden; auf Parabraunerden (Rindergülle) am Niederrhein ist sie jedoch signifikant ($r=0,90''$).

Zusammenfassung

Teilprojekt A:

Im Teilprojekt A zeigen sich Differenzierungen von Kenngrößen des N-Metabolismus im Boden sowohl in einem Gefäßversuch bei gezielter Beeinflussung der Biomasse als auch bei Böden aus langjährigen Feldversuchen mit organischen Düngern.

Trotz häufig hochsignifikanter Beziehungen zwischen den Parametern, die die N-Umsetzung im Boden charakterisieren, läßt sich aus den derzeitig vorliegenden Ergebnisse ableiten, daß die Berücksichtigung dieser Kenngrößen nicht generell zur Verbesserung der Prognose der N-Anlieferung des Bodens und damit zu erhöhter Treffsicherheit bei der N-Düngerbedarfsprognose führt.

Teilprojekt B:

Begüllte Flächen weisen in Abhängigkeit von der zurückliegenden Begüllungsintensität Besonderheiten im N-Haushalt auf:

- Normale Güllegaben führen selbst bei langjähriger Anwendung noch nicht zu einer signifikanten Differenzierung der untersuchten Parameter im N-Haushalt des Bodens.
- Bei überhöhten Güllegaben bzw. hoher Begüllungsintensität ist eine Akkumulation an mobilisierbaren organischen N-Verbindungen - dokumentiert durch die löslichen N_{111} -Gehalte - festzustellen, die in entsprechend erhöhter N-Nachlieferung resultiert.

Literaturverzeichnis

- Beck, T. (1983): Die N-Mineralisation von Böden im Labor-Brutversuch. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 146/2, 243-252.
- Beck, T. (1989): Bodenmikrobiologische Veränderungen bei der Mobilisierung und Immobilisierung von Stickstoffverbindungen. Vortrag 101. VDLUFA-Kongreß, 18-23.9.1989, Bayreuth.
- Olfs, H-W. u. W. Werner (1989): Veränderungen extrahierbarer ' N_{111} '-Mengen unter dem Einfluß variierter C/N-Verhältnisse und Biomasse. VDLUFA-Schriftenreihe 28, Kongreßband 1988 Teil II, 15-26.

A R B E I T S G R U P P E

BODENNUTZUNG IN WASSERSCHUTZ- UND -SCHONGEBIETEN

Peter, M. und B. Wohrab

Bericht über die Sitzung der AG

Bericht über die Sitzung der Arbeitsgruppe Bodennutzung
in Wasserschutz- und Wasserschongebieten

von

Peter, M. und B. Wohlrab +)

Die Arbeitsgruppe traf sich anlässlich der DBG-Tagung in Münster zu einer Sitzung am 8. Sept. 1989.

Angekündigt wurde, daß die Abhandlung

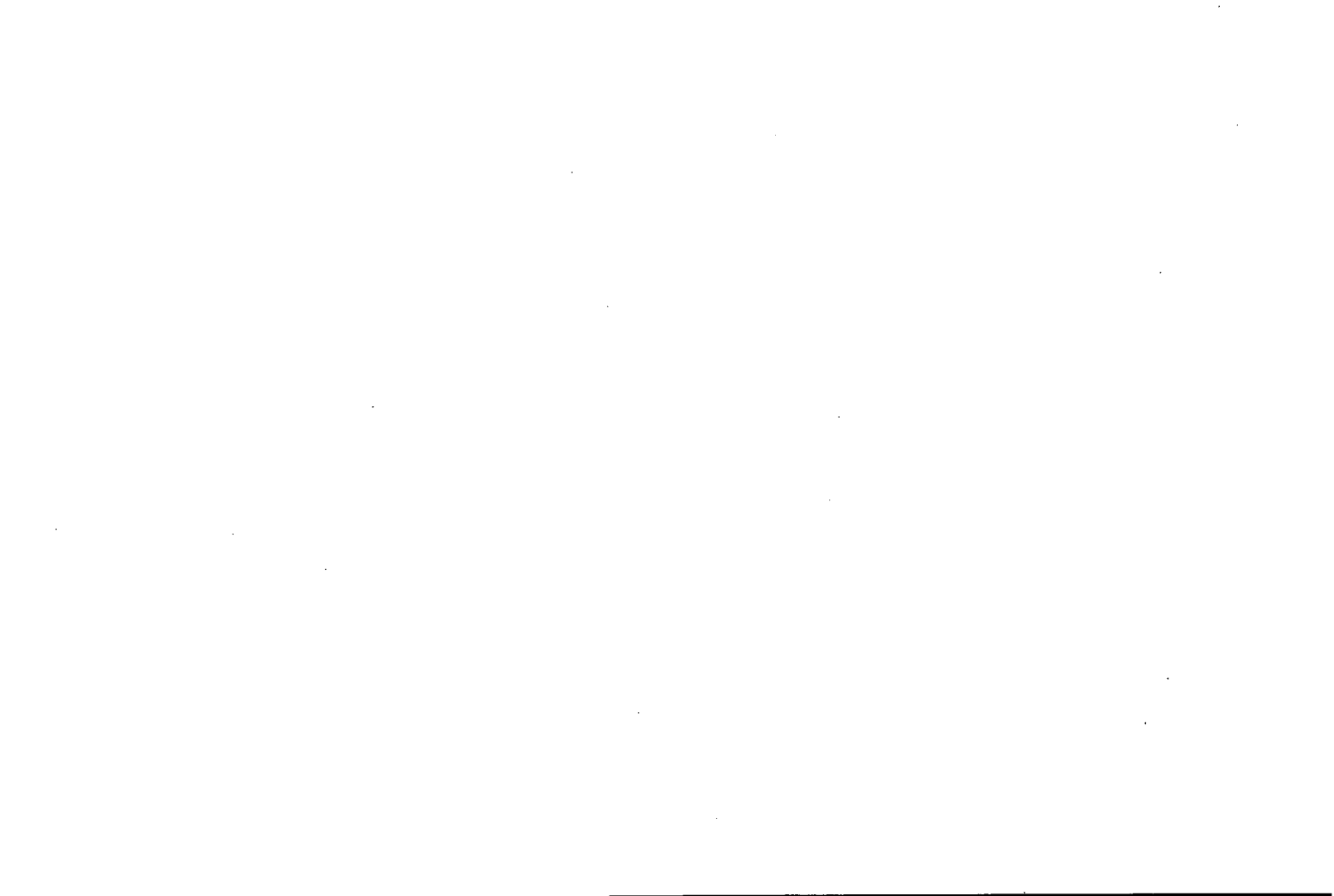
"Strategien zur Reduzierung des bodennutzungsbedingten Stoffeintrags in Trinkwassertalsperren" von K. MOLLENHAUER und B. WOHLRAB

als Heft der vom Landesamt für Wasser und Abfall, Nordrhein-Westfalen herausgegebenen LWA-Schriftenreihe erscheinen wird. Die Arbeit war durch die Beratungen in der Arbeitsgruppe wesentlich angeregt worden. Die Reaktionen und Erfahrungen bei der Umsetzung dieser Anleitung sind nunmehr abzuwarten, bevor sich die Arbeitsgruppe wiederum mit dem Thema Bodennutzung in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren befaßt.

Im Anschluß wurde die Frage diskutiert, ob die Arbeitsgruppe ruhen oder ob sie sich erneut dem Thema Bodennutzung in Grundwasserschutzgebieten zuwenden solle. Die diesbezügliche Publikation der "Beurteilungskriterien und Empfehlungen zur Bodennutzung in Zone II von Schutzgebieten für Grundwasser" (Z.f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 17, 221-228) erfolgte 1976. Seinerzeit mußte von einem noch sehr lückenhaften Kenntnisstand ausgegangen werden. Außerdem hat sich inzwischen die Einzugsgebietsbetrachtung und -beurteilung durchgesetzt. Die Teilnehmer an der Sitzung sprachen sich grundsätzlich für die Weiterführung der Tätigkeit der Arbeitsgruppe aus. Es wurde beschlossen, mit einer Informationssammlung zu beginnen (wissenschaftl. Publikationen, Statusberichte, Verordnungen, Merkblätter und Anleitungen von Verwaltungen sowie Gutachten). Um den angestrebten Überblick zu gewährleisten, wurde angeregt, den Themenbereich möglichst einzugrenzen und in erster Linie solche Quellen in die Sammlung aufzunehmen, die Lösungsvorschläge bzw. -ansätze bieten. Daß sich hierbei zwangsläufig auch pflanzenbauliche Fragen und Konsequenzen ergeben, ist zu berücksichtigen.

Die Teilnehmer wurden gebeten, das Vorhaben tatkräftig zu unterstützen, insbesondere durch Weitergabe entsprechender Informationen und Beantwortung von Anfragen.

+) Institut für Landeskultur der Justus-Liebig-Universität Gießen,
Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen



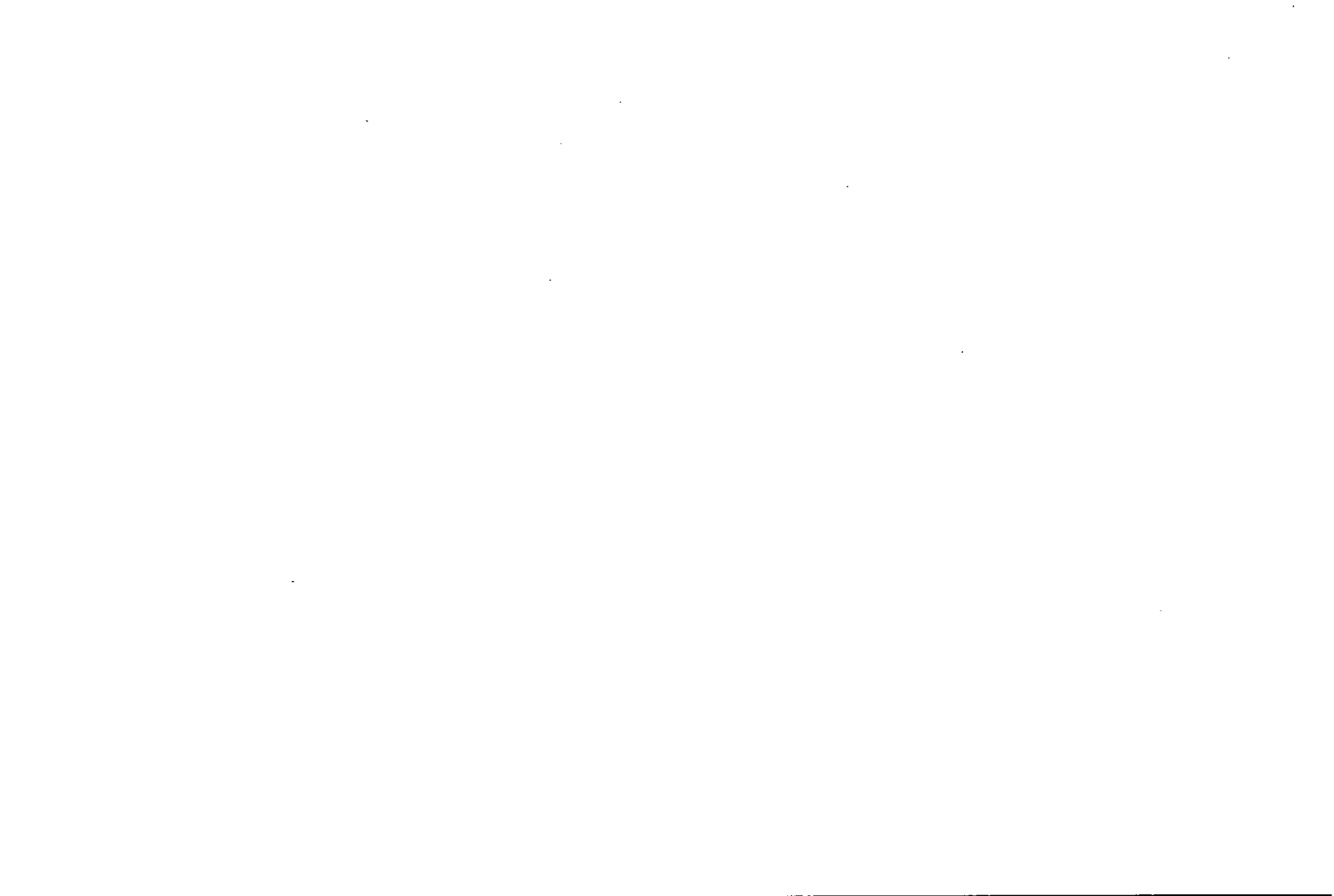
A R B E I T S K R E I S

WALDHUMUSFORMEN

Zeischwitz, E. von:

Aufgaben und Tätigkeit des AK

Humusformenwandel unter Wald



Aufgaben und Tätigkeit des Arbeitskreises Waldhumusformen

von

E. VON ZEZSCHWITZ*

Die vom Geologischen Landesamt Krefeld seit 1953 im rheinisch-westfälischen Bergland durchgeführten Bodenkartierungen zur forstlichen Standorterkundung boten Gelegenheit, die Entwicklungsformen des Waldhumus zu untersuchen (VON ZEZSCHWITZ 1965, 1968). Anhand zahlreicher, makroskopisch erkennbarer, makromorphologischer Merkmale und bestimmter Lagerungsarten wurden Substanzbeschreibungen der Humushorizonte erarbeitet. Unter Hinzunahme der die Humusform bestimmenden Horizontfolgen und der Übergangsschärfen zwischen den Horizonten wurden die Humusprofile klassifiziert und als typische Waldhumusformen des nordwestdeutschen Mittelgebirgsraumes beschrieben (VON ZEZSCHWITZ 1972). Um die Anwendbarkeit der Bestimmungsmerkmale bei der Kartierung zu verbessern, wurden die differentialdiagnostische Bedeutung besitzenden Ansprachekriterien in Kurzform tabellarisch geordnet und mit den zugehörigen, schematisch dargestellten Humusprofilen verknüpft (VON ZEZSCHWITZ 1976). Dieser Bestimmungsschlüssel für Waldhumusformen ist in die 3. und 4. Auflage der Forstlichen Standortaufnahme (1978/1980) und in die Bodenkundliche Kartieranleitung (1982) übernommen worden.

Um zu prüfen, inwieweit der im rheinisch-westfälischen Bergland erarbeitete Bestimmungsschlüssel in anderen Mittelgebirgen zur Ansprache der dort entwickelten Humusformen geeignet war, fanden mehrere humusmorphologische Exkursionen statt.

1974 lud S. MÜLLER, Stuttgart, zu einer derartigen Exkursion im südwestdeutschen Schichtstufenland ein. Die im Harthäuser Wald, auf der Hohenloher Ebene, im Virngrund, im Inneren Schwäbischen Wald, im Baar-Schwarzwald und auf der Schwäbischen Alb entwickelten Humusformen ließen sich bis auf Ausnahmen (Aufforstungen ehemaliger Schafweiden mit Fichten, die starke Wuchsstockungen aufwiesen) nach dem Bestimmungsschlüssel ansprechen (BÜCKING 1974).

*) Anschrift des Autors:

Goethestraße 84, 4150 Krefeld 1

1975 und 1976 wurden sämtliche Humusformen des Bestimmungsschlüssels auf der Paderborner Hochfläche und im Eggegebirge (Hardehausen und Herbram-Wald) an jeweils mehreren Standorten demonstriert. Dem Vorschlag von E. MÜCKENHAUSEN, Bonn, einen Arbeitskreis Waldhumusformen zu bilden, wurde zugestimmt.

1977 traf sich der Arbeitskreis auf Einladung von D. PARNIEWSKI, Neustadt a.d.W., im Pfälzer Wald. Die Merkmale der dort überwiegend aus Kiefernstreu hervorgegangenen Humusformen entsprachen weitgehend denjenigen der Humusformen des rheinisch-westfälischen Berglandes, die fast ausschließlich aus Fichten- oder Buchenstreu hervorgegangen sind. Über die Ergebnisse ist eingehend berichtet worden (VON ZEJSCHWITZ & PARNIEWSKI 1979).

1978 führten K. KREUTZER und K. FOERST, München, im Oberpfälzer Wald. In der Oberpfalz ist die bis in dieses Jahrhundert ausgeübte Streunutzung, gebietsweise auch Waldweide, von großem Einfluß auf die Entwicklung des Waldhumus gewesen. Humusprofile ehemaliger Streunutzungsgebiete besaßen stark differenzierte, teilweise dreigeteilte F-Lagen, aber nur schwach entwickelte H-Lagen (teils < 1 cm). Aufgrund der Hemmung biologischer Umsetzungen sind derartige Humusprofile als "inaktiver Rohhumus" bezeichnet worden. Nicht streugenutzte Böden besitzen dagegen typisch ausgebildete Humusprofile, teils mit 3 - 5 cm mächtigen H-Lagen ("aktiver Rohhumus").

1979 hatte H. WACHTER, Wolfenbüttel, den Arbeitskreis in den Harz eingeladen. Als vorherrschende Ausgangsmaterialien der Bodenbildung waren basische Plutonite der Gabbro- und Norit-Familie vertreten; als ultrabasisches Gestein ferner Harzburgit. Im Ostteil des Exkursionsgebietes wurden Böden aus Eckergneis (kontaktmetamorphe Grauwacke und Schiefer) und Granit gezeigt (geologische Einführung und Erläuterungen: Frau M. ULRICH, Göttingen). Überwiegend waren typische Auflage-Humusformen entwickelt. Auf Harzburgit, Biotit-Norit und Gabbro konnten Zweischicht-Humusformen studiert werden. Unter Fichtenbestockung hat sich allgemein feinhumusarmer Moder gebildet, der über Resten ehemaliger Ah-Horizonte einer früheren Buchenbestockung liegt (Humusprofil: O_L-O_F-O_H-Ah/Aeh-rAh).

1980 hatte das Bayerische Geologische Landesamt zu einer humusmorphologischen Exkursion in den Nationalpark Berchtesgaden eingeladen. Unter Führung von W. GROTTENTHALER, München, wurden alpine O-C-Böden demonstriert. Die in den Hochlagen teilweise recht unterschiedlich und räumlich eng miteinander vergesellschafteten Entwicklungsformen der Felshumus- und Skeletthumbusböden sind von KREUTZER & GROTTENTHALER (1989) inzwischen mit Definitionen zu deren systematischen Erfassung und Einstufung beschrieben worden.

Als Zwischenergebnis der seit 1974 durchgeführten humusmorphologischen Exkursionen hat der Arbeitskreis Waldhumusformen Richtlinien zur Definition der Humusmorphologie herausgegeben (BABEL et al. 1980). Für die 80er Jahre hatte der Arbeitskreis vorgesehen, in weiteren Mittelgebirgen, so zunächst im Spessart und im Schwarzwald, die dort typischen Humusprofile zu studieren. Ferner war beabsichtigt, die wenig bekannten Feuchthumusformen und die weitgehend unbekanntes Naßhumusbildungen der Quellen- und Hangnaßgleye zu untersuchen.

Diese Arbeitsvorhaben waren aber zurückgestellt worden, weil ab 1982/83 erkennbar wurde, daß unter der zunehmenden Immissionsbelastung der Waldökosysteme Mitteleuropas Merkmale des Waldhumus Änderungen unterlagen. So waren 1982 bei Zweitprobennahmen in Hainsimsen- und Flattergras-Buchenwäldern des rheinisch-westfälischen Berglandes podsolige Überprägungen ehemaliger Ah-Horizonte des mullartigen Moders festgestellt worden (VON ZEJSCHWITZ 1985:36). Bei Langzeituntersuchungen im Solling waren bereits in den 70er Jahren erhebliche Zunahmen an organischer Trockenmasse im Auflagehumus unter Buche, besonders aber unter Fichte festgestellt worden (ULRICH et al. 1979). Seit Mitte der 80er Jahre sind weitere Änderungen der morphologischen Merkmale und morphometrische Besonderheiten der Humusform und Podsoligkeit umfassenden Humusprofile bekannt geworden, über die gesondert berichtet wird (VON ZEJSCHWITZ 1989).

Literatur:

- BABEL, U., & KREUTZER, K., & ULRICH, B., & ZEJSCHWITZ, E. VON, & ZÖTTL, H.W. (1980): Definitionen zur Humusmorphologie der Waldböden. - Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., 143: 564 - 568; Weinheim.
- Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl. (1982): 331 S.; Hannover (Schweizerbart).
- Forstliche Standortsaufnahme, 3. u. 4. AUFL. (1978/1980): 188 S.; Münster-Hiltrup.
- BÜCKING, W. (1974): Bericht über die humusmorphologische Exkursion in Baden-Württemberg. - 15 S.; Arch. Forstl. Vers. u. Forsch.-Anst. Baden-Württemberg; Freiburg. - [Unveröff.]
- KREUTZER, K., & GROTTENTHALER, W. (1989): Bodenbildungen auf Fels- und Grobskelettsubstraten. - Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk.; Weinheim. - [In Druckvorbereit.]
- ULRICH, B., & MAYER, R., & KHANNA, P.K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. - Schriftenr. Forstl. Fak. Univ. Göttingen, 58: 291 S.; Frankfurt/Main.
- ZEJSCHWITZ, E. VON (1965): Biologische Aktivität und Basengehalt des Bodens. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., 4: 281 - 286; Göttingen.
- (1968): Beziehungen zwischen dem C/N-Verhältnis der Waldhumusformen und dem Basengehalt des Bodens. - Fortschr. Geol. Rheinl. u. Westf., 16: 143 - 174; Krefeld.

- (1972): Waldhumusformen und Podsoligkeit im rheinisch-westfälischen Bergland. - Fortschr. Geol. Rheinld. u. Westf., 21: 29 - 58; Krefeld.
 - (1976): Ansprachemerkmale der terrestrischen Waldhumusformen des nordwestdeutschen Mittelgebirgsraumes. - Geol. Jb., F13: 53 - 105; Hannover.
 - (1985): Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden. - Geol. Jb., F20: 3 - 41; Hannover.
 - (1989): Humusformenwandel unter Wald. - Mitt. dt. bodenkdl. Ges.; Göttingen. -[Im Druck]
- ZEZSCHWITZ, E. VON, & PARNIEWSKI, D. (1979): Typische Humusformen des Pfälzer Waldes. - Geol. Jb., F7: 45 - 85; Hannover.

Humusformenwandel unter Wald

von

E. VON ZEZSCHWITZ*)

1. Ausmaß des Humusformenwandels

Gefüge- und Farbänderungen in Ah-Horizonten der Humusform mullartiger Moder wurden erstmals 1982 in Hainsimsen-, vereinzelt auch in Flattergras-Buchenwäldern des rheinisch-westfälischen Berglandes bei Zweitprobenahmen beobachtet. Makroskopisch war erkennbar, daß die bei Erstprobenahmen Ende der 50er oder Anfang der 60er Jahre nach Färbung und Gefüge als Ah angesprochenen Horizonte des mullartigen Moders vielfach podsolige Überprägungen aufwiesen (VON ZEZSCHWITZ 1985:36). Wahrscheinlich hängen derartige podsolige Entwicklungen mit den etwa 5 mm mächtig gewordenen H-Lagen zusammen. H-Material nicht-podsoliger Formen des mullartigen Moders war demgegenüber früher nur äußerst geringmächtig (< 3 mm) und lag dem Ah gleichsam filmartig auf; von diesem häufig nur durch seinen seifigen Ausstrich unterscheidbar.

ULRICH et al. (1989) haben bei Zweitprobenahmen in südniedersächsischen Hainsimsen-Buchenwäldern ebenfalls festgestellt, daß früher (1954) aufgrund von Färbung und Gefüge als Ah angesprochene Horizonte 1986 als Aeh entwickelt waren.

Bezüglich der heute in Hainsimsen-Buchenwäldern verbreitet vorkommenden podsoligen Überprägungen ehemaliger Ah-Horizonte des mullartigen Moders ist darauf hinzuweisen, daß bereits bei Kartierungen in den 60er Jahren podsolige Varietäten dieser Humusform beobachtet worden waren. Derartige Formen haben schon in der ersten schematischen Darstellung der kompletten Humusprofil-Reihe vom Mull bis zum Rohhumus mit einem Anteil von etwa 20% Berücksichtigung gefunden (VON ZEZSCHWITZ 1972: 41). In der Forstlichen Standortaufnahme (1980:91) ist aus diesem Grunde für mullartigen Moder außer dem früher weit überwiegend anzutreffenden (normalen) Humusprofil der Horizontfolge $O_L-O_F-(O_H)-Ah$ das Humusprofil $O_L-O_F-O_H-Aeh$ der podsoligen Variante mit aufgeführt.

*)Anschrift des Autors:

Goethestr. 84, 4150 Krefeld 1

In ehemals kartierten Flattergras- und in grasreichen oder reinen Perlgras-Buchenwäldern, teils sogar in Perlgras-Buchenwäldern der Waldmeister-Ausbildung, wurde in den letzten Jahren ferner beobachtet, daß F-Mull teilweise ungewöhnlich mächtige F-Lagen besitzt, deren Material schichtig-stapelartig gelagert und verpappt ist. Die zugehörigen Ah-Horizonte sind häufig schwach kohärent, vereinzelt schwach plattig ausgebildet. Ähnliche Beobachtungen haben GEHRMANN et al. (1987) bei ihren Untersuchungen zum Stand der Bodenversauerung wichtiger Waldstandorte in Nordrhein-Westfalen gemacht. Selbst bei Basensättigungen, die auch im Oberboden 15% deutlich überschritten, waren bei F-Mull und mullartigem Moder Störungen der biologischen Zersetzbarkeit der Blattstreu zu erkennen.

Wie stark sich mullartiger Moder unter Immissionseinflüssen zu wandeln vermag, zeigen Geländebefunde und Analysenwerte 1986 entnommener Zweitproben einer erstmals 1968 beprobten Podsoligkeits-Pedosequenz im Ostsauerländer Oberland (VON ZEZSCHWITZ et al. 1973). Als nicht-podsoliges Bezugsprofil diente seinerzeit eine Braunerde, bei der mullartiger Moder entwickelt war. 1986 besaß diese ehemals nicht-podsolige Braunerde einen geringmächtigen feinhumusarmen Moder; der Ah-Horizont hatte sich zu einem Aeh gewandelt (Abb. 1). Gegenüber dem früher im Ah vorhanden gewesenen C/N von 21,8 lag das C/N 1986 in der etwa 1 cm mächtigen H-Lage bei 17,1. An den Profilen der Sequenzglieder W2, W4 und W5 haben die H-Lagen an Mächtigkeit zugenommen. Die besonders starke Humusakkumulation bei W6 dürfte allerdings durch einen 1968/69 erfolgten Bestandeswechsel (Abtrieb des Fichtenaltholzes - Fichtenkultur - geschlossene Dichtung) verursacht worden sein. Gleichwohl besaßen alle H-Lagen 1986 engere C/N-Verhältnisse als 1968. Die 1986 unterteilbaren H-Lagen besaßen ein umso engeres C/N, je jünger das H-Material war.

Bei Auflage-Humusformen ist es schwieriger, makromorphologische oder morphometrische Änderungen zu beobachten. In diesem Zusammenhang sind die Untersuchungsergebnisse von BABEL & BELOTTI (1987) erwähnenswert. So bedurfte es zahlreicher Wiederholungen (schon bei den Erstaufnahmen) und außerordentlich differenzierter Aufnahmemethoden, um festzustellen, ob in den geprüften Humusprofilen Änderungen eingetreten waren. Nur im klimatisch besonders ungünstig gelegenen Baar-Schwarzwald wurden in elf untersuchten Fichtenflächen weit mehr Fälle von Verzögerung (6) als von Beschleunigung (1) gefunden.

Zur Feststellung von Veränderungen bei Auflage-Humusformen eignen sich ferner Langzeituntersuchungen. Im Solling sind zeitliche Änderungen der Vorräte an organischer Trockenmasse für die gesamte Humusaufgabe (nicht getrennt für L-, F- und H-Lage) ermittelt worden. Nach den von MATZNER (1988) mitgeteilten Untersuchungsergebnissen

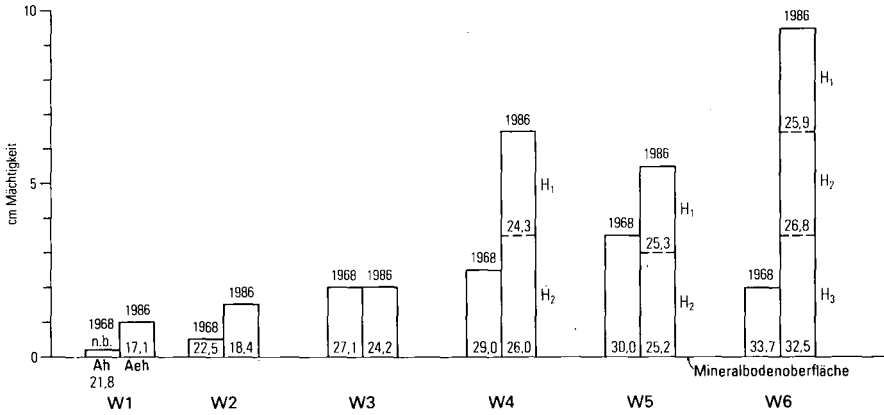


Abb. 1

Humusformenwandel (bei Profil W 1 1968: mullartiger Moder, 1986: feinhumusarmer Moder; Mächtigkeitszunahmen der H-Lagen sowie Änderung der C/N-Verhältnisse der H-Materialien zwischen 1968 und 1986

betrug die Zunahme des Vorrats an organischer Trockenmasse unter Buche von 1966 bis 1983 rund 60%; unter Fichte von 1968 bis 1983 sogar 96 %. Derart starke Vorratsänderungen des Auflagehumus haben sicherlich zu Änderungen der Horizontmächtigkeiten der Waldhumusformen geführt und wahrscheinlich auch deren Morphe beeinflußt.

2. Ursachen des Humusformenwandels

Dem Wandel der Humusformen dürften Immissionseinflüsse zugrunde liegen. Seit Jahrzehnten werden in den Wäldern Mitteleuropas saure Luftverunreinigungen deponiert. Durch diese Säurebelastung hat in den Waldböden die Säuremenge zu-, die Basenmenge infolge Rückgangs der austauschbaren Vorräte an Calcium, Magnesium und Kalium aber abgenommen (VON ZEJSCHWITZ 1985, ULRICH 1986). Mit den Säuren wird Stickstoff in die Waldökosysteme eingetragen. Im Waldhumus der Böden des rheinisch-westfälischen Berglandes ist dadurch zwischen Anfang der 60er Jahre und 1982 eine Verengung der C/N-Verhältnisse erfolgt (VON ZEJSCHWITZ 1985). Inwieweit der im Waldhumus angereicherte Stickstoff den Streuabbau fördert, ist noch nicht geprüft worden; eine positive Wirkung wird vorerst angenommen. Ob die in den Waldböden infolge der Prozesse der Humus-Disintegration in den Auflagehumus umverteilten P-Mengen den Streuabbau begünstigen, kann nicht gesagt werden, weil die P-Mineralisationsrate unbekannt ist.

Der zu Schwermetallakkumulationen im Waldhumus führende Schwermetalleintrag in die Waldökosysteme (MAYER 1981), wirkt dagegen hemmend auf die Tätigkeit der Streuzersetzer. Als kritische Belastungsgrenzen für die Zersetzerorganismen hat MAYER (1984) Schwellenwerte der Schwermetallgehalte im Auflagehumus angegeben. Pro kg organische Trockenmasse liegen diese Schwellenwerte bei 500 mg Pb, 200 mg Zn, 100 mg Cu und 30 mg Ni. In den H-Lagen des Auflagehumus der Waldböden des rheinisch-westfälischen Berglandes waren diese Schwellenwerte aufgrund der 1982 bestimmten Gehalte von 603 ± 256 mg Pb/kg, 362 ± 172 mg Zn/kg, 110 ± 53 mg Cu/kg und 64 ± 17 mg Ni/kg bereits weit überschritten (VON ZEJSCHWITZ 1986). Die dadurch verursachte Verzögerung des Streuabbaus dürfte zusammen mit extremer Versauerung und starker Basenverarmung (SCHÄFER 1987) entscheidend zum Humusformenwandel beitragen.

Literatur:

BABEL, U., & BELOTTI, E. (1987): Änderungen im Humuszustand im Zusammenhang mit Waldschäden unter Berücksichtigung von Düngungsversuchen.- KfK - PEF 12, 1: 231-239; Karlsruhe.

Forstliche Standortsaufnahme (1980): 4. Aufl., 188 S.; Münster-Hiltrup.

GEHRMANN, J., & BÜTTNER, U., & ULRICH, B. (1987): Untersuchungen zum Stand der Bodenversauerung wichtiger Waldstandorte im Land Nordrhein-Westfalen.- Ber. Forstztr. Waldökosysteme/Waldsterben, **B4**: 233 S.; Göttingen.

MATZNER, E. (1988): Der Stoffumsatz zweier Waldökosysteme im Solling.- Ber. Forstztr. Waldökosysteme/Waldsterben, **A40**: 217 S.; Göttingen.

MAYER, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldökosystemen.- Gött. bodenkdl. Ber., **70**: 292 S.; Göttingen.

- (1984): Schwermetallanreicherungen im Wurzelraum von Waldbeständen.-Symposium "Wald und Wasser" in Grafenau; Int. Verb. Forstl. Forsch.-Anst., Arbeitsgruppe Forsthydrologie; **5**: 343-351; Nationalparkverw. Bayer. Wald.

SCHÄFER, H. (1987): Auswirkungen der Bodenversauerung und Schwermetallakkumulation in Wäldern auf die CO₂-Produktion und Dekompostierung der Streu.- Verh. Ges. Ökol., **16**: 279-290.

ULRICH, B. (1986): Die Rolle der Bodenversauerung beim Waldsterben: Langfristige Konsequenzen und forstliche Möglichkeiten.- Forstwiss. Centralbl., **105**: 421-435; Hamburg.

ULRICH, B., & MEYER, H., & JANICH, K., & BÜTTNER, G. (1989): Basenverluste in den Böden von Hainsimsen-Buchenwäldern in Südniedersachsen zwischen 1954 und 1986.- Forst u. Holz, **44**: 251-253; Göttingen.

ZEZSCHWITZ, E. VON (1985): Immissionsbedingte Änderungen analytischer Kennwerte nordwestdeutscher Mittelgebirgsböden.- Geol. Jb., **F20**: 3-41; Hannover.

- (1986): Änderungen der Schwermetallgehalte nordwestdeutscher Waldböden unter Immissionseinfluß.- Geol. Jb. **F21**: 3-61; Hannover.

ZEZSCHWITZ, E. VON, & SCHWERTMANN, U., & ULRICH, B. (1973): Die Podsolierungsstadien von Braunerden aus Schieferschutt.- Z. Pflanzenern. u. Bodenkd., **136**: 40-51; Weinheim.

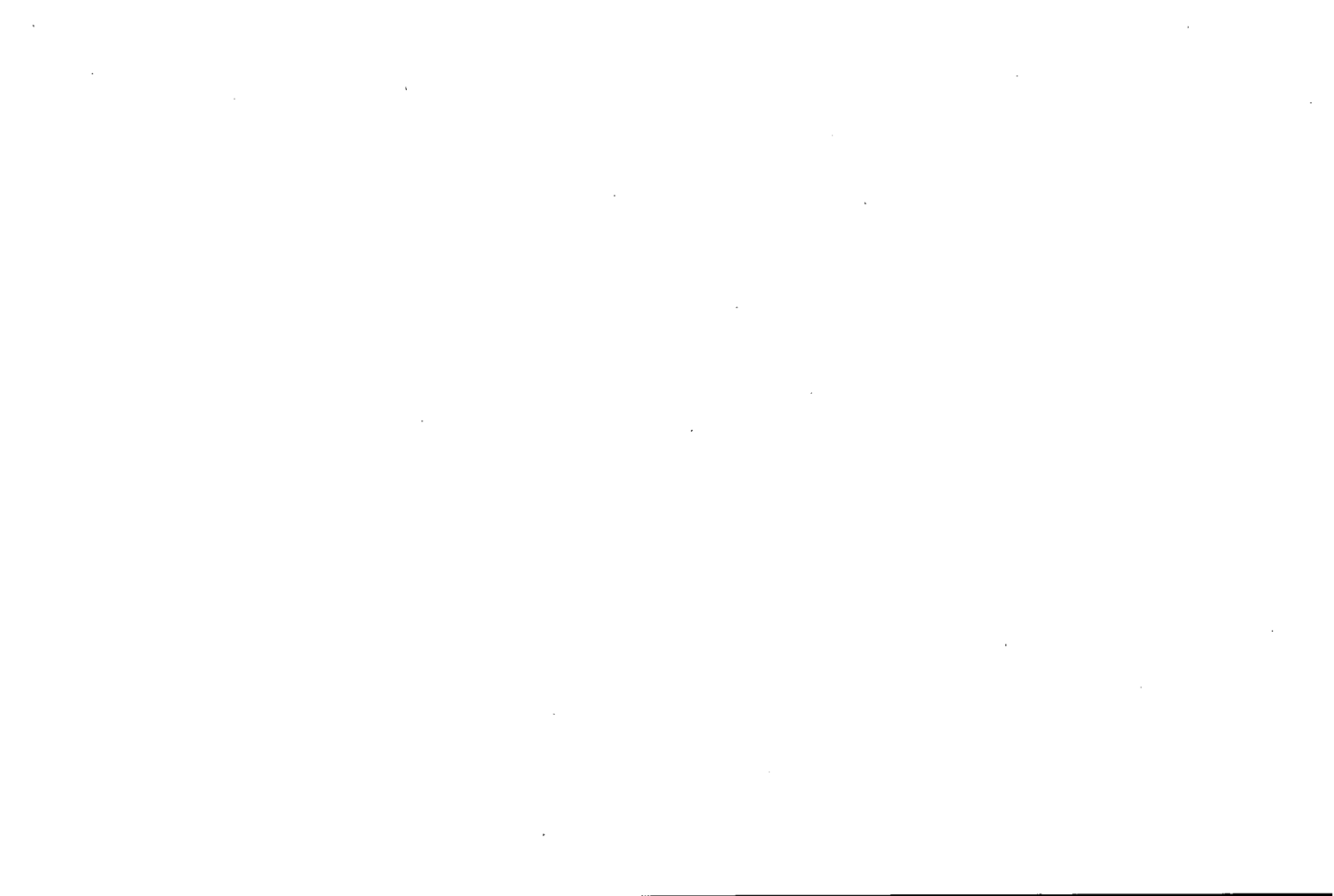


ARBEITSKREIS

URBANE BÖDEN

Autorenkollektiv

**Empfehlungen für die Bodenkundliche Kartieranleitung urban, gewerblich
und industriell überformter Gebiete (Stadböden)**



Empfehlungen für die Bodenkundliche Kartieranleitung urban,
gewerblich und industriell überformter Gebiete (Stadtböden)

von

Blume, H.-P.; Burghardt, W. (Vorsitz); Cordsen, E.; Finnern, H.;
Fried, G.; Grenzius, R.; Kneib, W.D.; Kues, J.; Pluquet, E.;
Schrap, W.G.; Siem, H.-K.

mit Beiträgen von Böcker, R. und Schwarze-Rodrian, M.

Redaktion und Sekretariat:

(büro für bodenbewertung, Kiel)

W.D. Kneib, F. Speetzen und R. Wolff

Die oben genannte Studie wurde im Rahmen eines vom Umweltbundesamt
finanzierten Projektes erarbeitet und enthält Empfehlungen zur

Vorbereitung

- Vermeidung von Gefahren für Leib und Leben und
von Sachbeschädigungen
- Auswertung der Vorinformationen

Erfassung

- Umfeld und Standortmerkmale
- vertikaler Bodenaufbau
Merkmalsabfolge

Typisierung

- Substrate (Ausgangsmaterialien der Bodenbildung)
- Böden

Funktionalisierung

- Leistungsfähigkeiten
- Belastungen und Gefährdungen

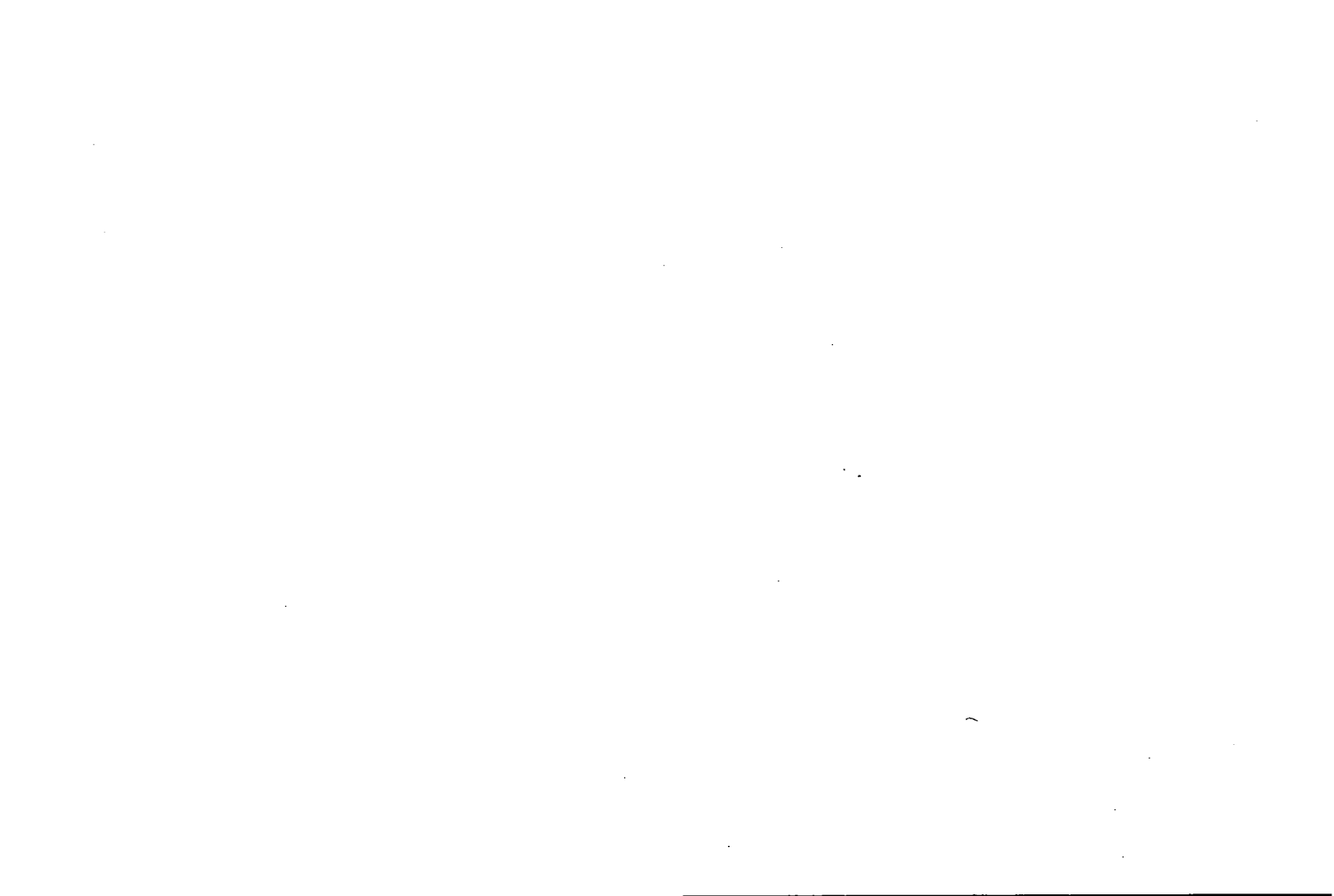
Regionalisierung

- flächenscharf
- objektorientiert
- anwenderorientiert

Die Empfehlungen sind als UBA-Texte 18/89 erschienen und können über das Umweltbundesamt bezogen werden.

EXKURSION E

Nachtrag



JAHRESTAGUNG "DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT" 1989 IN MÜNSTER**E X K U R S I O N E**

**Thema: 1. Plaggenesche im Osnabrücker Berg- und Hügelland
2. Haftnässepseudogleye aus Löß**

Leiter: F.BAILLY, W.ECKELMANN, M.RENGER & R.THÖLE

Einführung zum Thema 1: Plaggenesche

Auch heute noch hält sich verbreitet die Ansicht, daß Plaggenesche nur auf den sandigen Böden Nordwestdeutschlands und in den angrenzenden Niederlanden und Belgien vorkommen. Aber aufgrund der Ergebnisse der Bodenkundlichen Landesaufnahme im Landkreis Osnabrück (ECKELMANN 1980) müssen diese enge bodenartige Bindung und räumliche Eingrenzung aufgegeben werden. Nach dem Vorkommen der Plaggenesche ist die hiermit verbundene Form der Plaggenwirtschaft im gesamten Landkreis verbreitet gewesen und ohne Rücksicht auf vorhandene Bodenarten betrieben worden. Plaggenesche finden sich also nicht nur auf Flugsanden, fluviolen und glazifluvialen Sanden sondern sind auch weit verbreitet auf Geschiebedecksand, Geschiebelehm, Aue- bzw. Hochflutlehm, Sandlöß und Löß. Die als Folge dieser Bewirtschaftungsweise durch Plaggenauftrag veränderten Böden orientieren sich häufig an den grundwasserfern gelegenen Rücken und Riedeln und umsäumen dicht gedrängt die Niederungsbereiche der Gewässer. Gemieden werden dagegen in der Regel die großräumig stark vernästen Gebiete, stark bzw. wechselhaft geneigte Flächen und die besonders trockenen und kuppigen Dünenlandschaften. Die umfangreiche Verlagerung von Bodenmaterial - Plaggenentnahme und Plaggenauftrag - führte auch zu morphologischen Veränderungen in der Kulturlandschaft. Bekannt sind hier die Ausbildung von Steilkanten durch die allmähliche Erhöhung der Bodenoberfläche im Bereich der Plaggeneschflächen und die, zumeist morphologisch wenig ausgeprägten Bodenprofilverkürzungen durch die Plaggenentnahme. Weit verbreitet ist aber auch die Ausbildung von Steilkanten durch die Plaggenentnahme, die gerade im Osnabrücker Bergland zu einem wahrscheinlich überwiegenden Teil in den Niederungsbereichen gewonnen wurden, und so zu einer Verteilung der Talflanken führten (vergl. Abb. 2). In gewissem Ausmaß läßt die Verteilungsdichte der Plaggeneschflächen die Grenzen der früheren Besiedlung erkennen.

Literatur:

ECKELMANN, W., 1980: Plaggenesche aus Sanden, Schluffen und Lehmen sowie Oberflächenveränderungen als Folge der Plaggenwirtschaft in den Landschaften des Landkreises Osnabrück

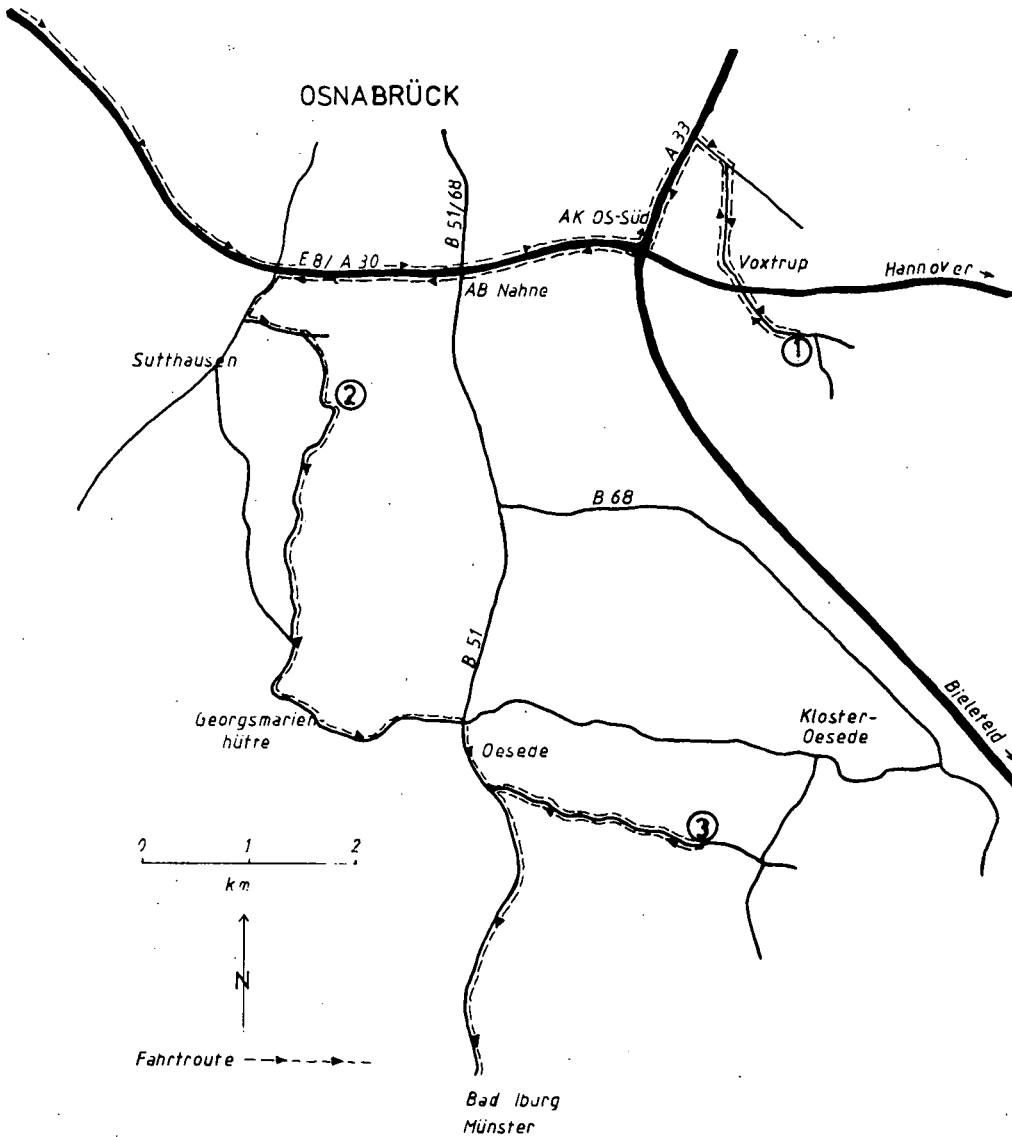
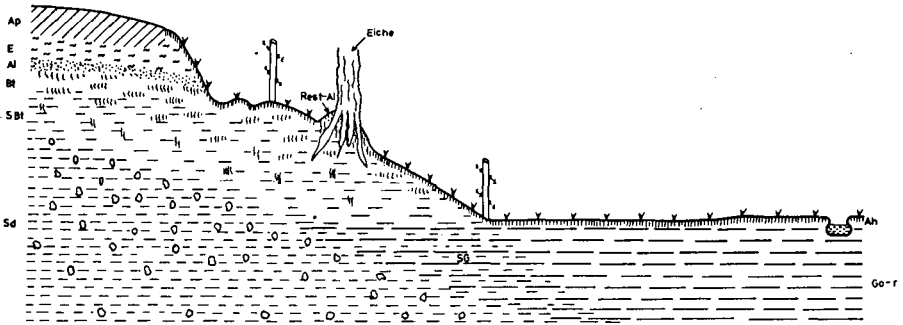


Abb. 1: Fahrtroute der Exkursion E

Routenbeschreibung: Münster - Ladbergen - Lengerich - Osnabrück -
Voxtrup (Profil 1) - Nahne (Profil 2) - Georgsmarienhütte -
Dröper (Profil 3) - Bad Iburg - Ladbergen - Münster



**Aabb. 2: Anthropogen veränderter Talrand im Anschnitt (idealisiert).
Löß-Sandlöß-Landschaft mit Plaggenesch über Bänderparabraunerde,
im Untergrund stauend durch Geschiebelehm-Sd-Horizont, versteilter
Auftragskante, versteilter Abgrabungsfläche über staunasser
Parabraunerde-Bt2-Rest, Eiche auf Parabraunerde-Al-Bt-Sockel,
eingebneter (vertiefter?) Talsohle (Gor)
(aus ECKELMANN 1980)**

Einführung zum Thema 2: Haftnässepseudogley

Haftnässepseudogleye sind gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung (1982) Böden, in denen bereits bei Feldkapazität Luftmangel herrscht, und deren Vernässung in Zusammenhang steht mit hohem Anteil an Schluff + Feinstsand (> 50 %), niedrigem Tongehalt (< 17 %), geringer Luftkapazität (oft < 3 %), und niedrigen kf-Werten (oft < 20 cm/d) (MÖLLER et al. 1971 u. 1973). Derartige Böden zeichnen sich durch sehr starke rostfleckige Marmorierung bis teilweise einige Meter Tiefe aus.

Die Untersuchung derartiger Böden im Raum zwischen Osnabrück und Melle umfasste auch das hier gezeigte Profil Dröper, dessen Ansprache nach der BK 25 wie folgt lautet: Sehr tiefer Pseudogley (S 52) mit Haftnässe, schwach staunend, aus Löß (> 20 dm mächtig), teilweise mit geringmächtiger Löß-Plaggenauflage; Hangneigung meist 1-5 %.

Aus Versickerungsversuchen ergab sich, daß (a) in den untersuchten Profilen auch Stauwirkungen wirksam sind, (b) die Mechanismen des Wasserstaus von Profil zu Profil verschieden sein können, (c) die nach starker Wasserzufuhr ablaufende Entwässerung infolgedessen von Fall zu Fall in unterschiedlichem Umfang zu erwarten ist.

Literatur:

- BAILLY, F., M.RENGER, U.LAMPE & M.WILKENS, 1987: Bodenphysikalische Untersuchungen an Haftnässe-Pseudogleyen aus Löß im Raum Osnabrück. - Mitt.Dtsch.Bodenkd.Ges.55/II, 693-698
- MÖLLER, W., M.RENGER & H.VOIGT, 1971: Zur Kennzeichnung und Melioration staunasser Böden. - Mitt.Dtsch.Bodenkd.Ges. 12, 171-173
- MÖLLER, W., M.RENGER & H.VOIGT, 1973: Zur Kennzeichnung und Melioration staunasser Böden. - Pseudogley und Gley, Verlag Chemie, 639-646

Profil E1

Kartieranleitung: Grau-brauner Plaggenesch aus Sandlöß
FAO : Fimic Anthrosol (ATf)

Ort: südl. Osnabrück-Voxtrup
 TK 3714 Osnabrück (R: 34 39 140 H: 57 89 880)

Standortfaktoren:

Klima : Niederschlag (Jahresdurchschnitt) ca. 774 mm
 Temperatur (Jahresdurchschnitt) ca. 8,5 °C
Relief : Unterhang, schwach geneigter Hang (ca. 5%)
Nutzung : Ackerland
Höhenlage : ca. 95 m üNN
Ausgangsgestein: Sandlößplaggen über Sandlöß und Geschiebelehm
 (im tieferen Untergrund: Muschelkalk)
 (vergl. Abb. 2)

Nr	Tiefe cm	Hori- zont	Farbe (feucht)	Korngrößenverteilung <2000 µm # (Gew.-%)							Skelett Gew.-%
				<2	2-20	20-63	63-125	125-200	200-630	>630	
1	0-22	IAp	2.5Y 3/2	7,6	8,8	51,0	8,3	13,1	9,8	1,4	0,5
2	22-45	E	10YR 4/3	8,3	7,7	51,3	8,6	14,3	9,1	0,7	0,9
3	45-55	AhE	10YR 4/2	6,5	5,0	46,4	10,8	19,2	11,6	0,5	
4	55-80	IIAl	10YR 5/4	3,2	6,5	49,9	9,8	18,7	11,6	0,3	

Nr	Humus %	pH 0,01m CaCl2	KAK	SK	austauschbare Kationen					V-Wert %	K20	P205
					H	Ca	Mg	K	Na			
					meq/100g Boden						mg/100g Boden	
1	2,0	5,3	9,2	9,5	4,3	4,7	0,2	0,3	0	57	15,1	18,6
2	1,1	6,1	6,6	6,8	2,3	4,1	0,1	0,2	<0,1	68	8,2	3,1
3	1,1	6,3	6,0	6,0	2,3	3,5	0,1	0,1	0	62	5,9	1,4
4	0,3	6,5	<5	-	-	-	-	-	-	-	2,3	-

Nr	P(t)	Fe dith.	Fe oxal.	Fe(t)
	mg/kg	%		
1	678	0,61	0,30	0,91
2	351	0,53	0,26	0,75
3	288	0,49	0,25	0,60
4	148	0,36	0,09	0,62

Profil E2

Kartieranleitung: Brauner Plaggenesch aus Geschiebelehm
 FAO : Fimic Anthrosol (ATf)

Ort: südl. Osnabrück, Sutthausen-Malbergen
 TK 3714 Osnabrück (R: 34 34 760 H: 57 89 370)
 Profil 252a

Standortfaktoren:

Klima : Niederschlag (Jahresdurchschnitt) ca. 774 mm
 Temperatur (Jahresdurchschnitt) ca. 8,5 °C
 Relief : Mittelhang, schwach geneigter Hang (< 5%)
 Nutzung : Ackerland
 Höhenlage : ca. 98 m üNN
 Ausgangsgestein: lehmige Sandplaggen über Sand und Geschiebelehm
 (im tieferen Untergrund: Muschelkalk)

Nr	Tiefe cm	Hori- zont	Farbe (feucht)	Korngrößenverteilung <2000 µm ø (Gew.-%)							Skelett Gew.-%
				<2	2-20	20-63	63-125	125-200	200-630	>630	
1	0-30	IAp	2.5Y 4/2	17,0	19,5	13,1	9,2	16,9	20,6	3,7	2,5
2	30-50	E1	10YR 4/3	16,9	16,0	14,7	9,0	17,9	21,9	3,6	0,4
3	50-90	E2	10YR 5/3	15,4	14,8	15,0	9,8	19,0	23,7	2,3	0,4
4	90-100	IIBSw	10YR 6/4	7,9	8,2	13,5	10,8	25,0	31,0	3,6	1,8
5	>100	IIIBS	10YR 6/4	23,4	16,2	14,0	10,5	11,5	18,7	5,7	1,0

Nr	Humus %	pH 0,01m CaCl2	KAK	SK	austauschbare Kationen					V-Wert %	K2O	P2O5
					H	Ca	Mg	K	Na			
					meq/100g Boden							
1	2,1	6,2	10,5	11,1	4,0	5,9	0,4	0,8	0	68	32,6	12,6
2	1,0	6,0	8,7	8,7	3,5	4,2	0,4	0,6	0	60	21,6	2,2
3	1,1	5,8	8,2	8,8	4,5	3,7	0,4	0,2	0	52	9,9	1,5
4	0,5	5,7	<5	-	-	-	-	-	-	-	2,4	0,7
5	0,5	6,2	12,6	12,7	3,4	8,0	1,0	0,2	<0,1	74	6,2	0

Nr	P(t)	Fe dith.	Fe oxal.	Fe(t)
1	614	0,79	0,40	1,56
2	407	0,65	0,39	1,49
3	392	0,51	0,36	1,34
4	169	0,69	0,51	0,97
5	230	0,98	0,25	2,50

Profil E3

Kartieranleitung: Haftnässepseudogley
 FAO : Eutric Gleysol
 (Gleyic Podzoluvisol)

Ort: südl. Osnabrück, östlich Georgsmarienhütte: Dröper
 TK 3814 Bad Iburg (R: 34 38 300 H: 57 85 090)

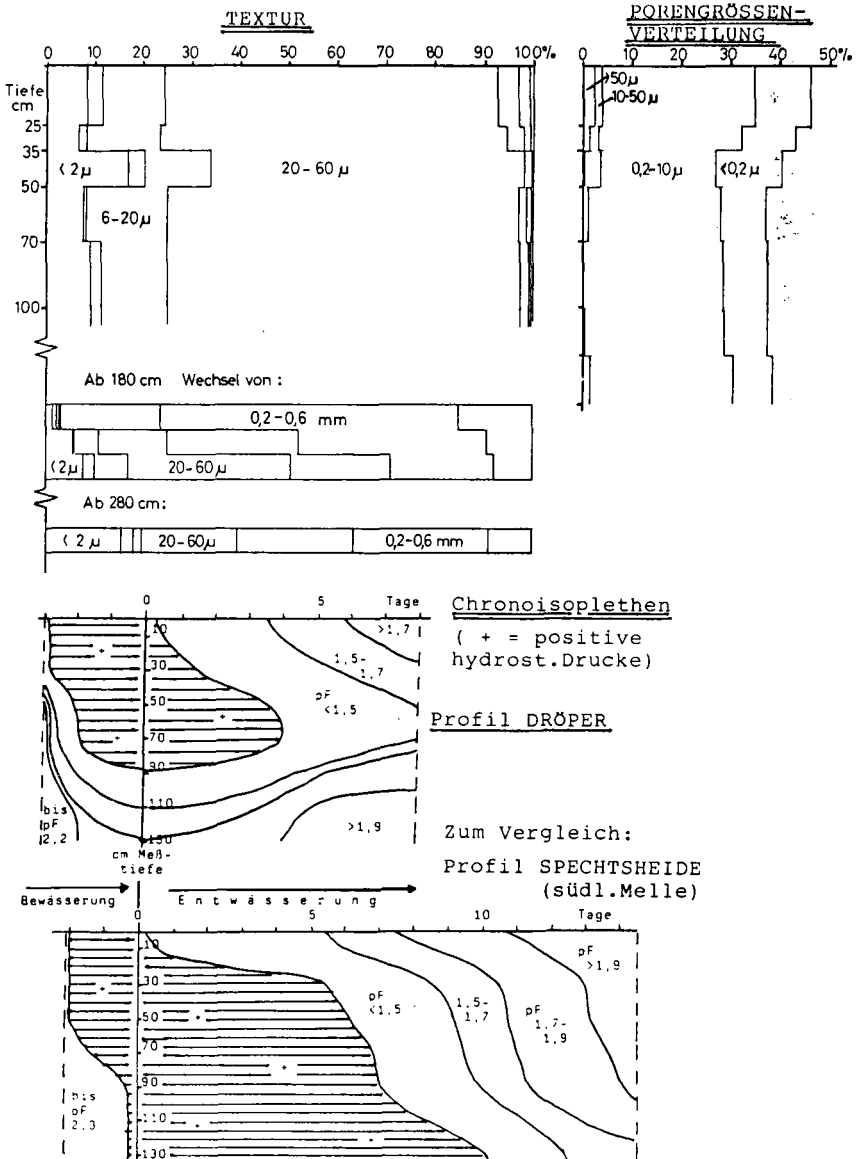
Standortfaktoren:

Klima : Niederschlag (Jahresdurchschnitt) ca. 774 mm
 Temperatur (Jahresdurchschnitt) ca. 8,5 °C
 Relief : Mittelhang, schwach geneigter Hang (< 5%)
 Nutzung : Ackerland
 Höhenlage : ca. 100 m üNN
 Ausgangsgestein: Löß über Geschiebelehm
 (in tieferen Untergrund: Unterkreide)

Nr	Tiefe cm	Hori- zont	Korngrößenverteilung (<2000 µm ø (Gew.-%))							Skelett Gew.-%
			<2	2-6	6 -20	20-63	63-200	200-630	>630	
1	0-25	Ap	8,4	3,1	12,9	68,1	4,3	2,1	1,1	0
2	25-35	E	6,7	1,5	15,0	71,1	3,5	1,5	0,7	0
3	35-50	Sg1	16,9	3,3	13,6	64,2	1,7	0,2	0,1	0
4	50-75	Sg2	7,7	0,6	16,5	72,1	1,5	1,0	0,6	0
5	75-100	Sg3	11,1	1,3	14,2	69,5	2,1	1,0	0,8	0
6	180-190	-	1,4	0,9	6,3	17,7	17,9	41,0	14,8	10-30
7	200-230	-	7,7	2,5	6,8	33,5	20,5	21,0	8,0	10-30
8	280-320	-	15,8	2,5	7,7	13,8	23,8	27,5	8,9	1-10

Nr	Tiefe cm	Hori- zont	pH CaCl2	pH H2O	KAK (pH 7)	austauschbare Kationen				V-Wert %
						Ca	Mg	K	Na	
						meq/kg				
1	0-25	Ap	5,9	6,4	103	64	5	2	1	71
2	25-35	E	6,1	6,7	79	50	3	2	1	72
3	35-50	Sg1	6,1	6,8	99	70	5	4	2	81
4	50-75	Sg2	6,2	6,9	84	58	4	2	2	77
5	75-100	Sg3	6,3	6,9	78	57	3	1	2	81
6	180-190	-	5,1	5,6	55	28	9	1	1	74
7	200-230	-	5,4	5,8	49	26	7	1	2	71
8	280-320	-	6,4	7,0	64	49	4	1	1	86

Abb. 3 Textur, Porengrößenverteilung und Chronoisoplethen des Profils E3.



Ergebnisse der tensiometrischen Beobachtung in Meßtiefen bis 130 cm u. Fl. während der 2-3-tägigen Überstauung einer Fläche von 4 x 4 m (bis zum Erreichen positiver hydrostatischer Drucke) und der anschließenden 8-14-tägigen Entwässerung:

Nr	Tiefe cm	Hori- zont	C org. %	N org. %	C/N	Fe dith. %	Fe ox. %	Feo/Fed	kf * (cm/d)	ku ** (pF 1,5) (cm/d)
1	0-25	Ap	1,63	0,12	13,6	0,64	0,23	0,36	-	1,5
2	25-35	E	0,80	0,07	11,4	0,61	0,18	0,39	-	-
3	35-50	Sg1	0,27	0,03	9,0	1,23	0,08	0,07	12,09	0,3
4	50-75	Sg2	0,10	-	-	0,72	0,14	0,19	0,99	0,2
5	75-100	Sg3	0,07	-	-	0,69	0,15	0,22	0,53	0,2
<hr/>										
6	180-190	-	0,06	-	-	1,00	0,07	0,07	-	-
7	200-230	-	0,05	-	-	1,08	0,04	0,04	-	-
8	280-320	-	0,04	-	-	0,70	0,02	0,03	-	-

* Die Durchlässigkeit in den Horizonten bis 100 cm Tiefe wurde an Stechzylinderproben durch das NlfB, Hannover, bestimmt.- In 105-165 cm Tiefe wurde die Durchlässigkeit nach der Bohrlochmethode im April 1987 mit kf = ca. 8 cm/d bestimmt.

** Die Durchlässigkeit im ungesättigten Zustand (ku bei pF 1,5) wurde aus den im Feld während der Versickerungsversuche gewonnenen Meßwerten berechnet.