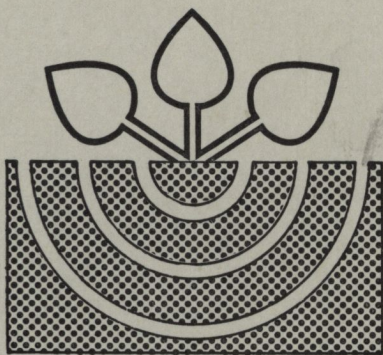


**Z 81/56**

# **MITTEILUNGEN**

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**



Band 56

1988

**S S N - 0343-107X**

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

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

der

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

Referate

Treffen der Arbeitsgruppe Bodenerosion

3. und 4. März 1988

FREISING - WEIHENSTEPHAN

Referate

Huminstoff-Symposium

6. und 7. April 1988

GÖTTINGEN

Referate

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II und III

8. April 1988

GÖTTINGEN

Referate

Sitzung der Kommission V

6. und 7. Mai 1988

KIEL

I N H A L T

Seite:

I. Arbeitsgruppe BODENEROSION  
FREISING-WEIHENSTEPHAN

MORGAN, R.P.C.:	A Critique of Methods for Measuring Soil Erosion in the Field	13
HÄCKEL, H.:	Methodische Probleme bei der Messung von Niederschlagsereignissen	19
ausgestellt durch AUERSWALD, K.:	Übersicht der Standardmethoden für Erosionsversuche im Freiland, wie sie von den in der AG Bodenerosion der DBG vertretenen regionalen Arbeitsgruppen verwendet werden	29
PRASUHN, V. u. D.SCHAUB:	Feldmethoden zur quantitativen Bodenerosionserfassung	35
BOTSCHKE, J.:	Die Ermittlung von gebietsspezifischen, den Bodenabtrag bestimmenden Faktoren in Nordrhein-Westfalen (Anpassung der UBAG)	39
WOLFGARTEN, H.-J. u. H.FRANKEN:	Bestimmung der Erosionsgefährdung verschiedener Anbauverfahren (z.B. bei Zuckerrüben) mit Regensimulation - Bonner Regensimulator -	43
Arbeitsgruppe BODENEROSION Braunschweig	Kurzbeschreibungen der Versuchseinrichtungen zur Untersuchung von Oberflächenrauigkeit, Oberflächenabfluß und Bodenwasserfluß, Aggregatstabilität und Oberflächenverdichtung, Bodenerosion durch Regentropfen und Oberflächenabfluß	47
GOECK, J. u. G.GEISLER:	Methodik zur Erfassung von relativem Bodenabtrag (RBA) und Oberflächenabfluß unter Berücksichtigung pflanzenbaulicher Aspekte	51
SCHMIDT, R.-G.:	Erfassung der Parameter zur Abfluß- und Abtragsmessung	55

EICHER, A., M. KAUZ, K. AUERS- BACH u. W. MARTIN:	Notwendige Meßgrößen und -genauig- keiten für Erosionsversuche im Feld	59
SCHÄFER, W., W. NEEMANN u. H. HOYER	Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind	63
ERDMANN, K.-H.:	Bodenerosion und Niederschlags- messung	67
BECHER, H. H.:	Eignung des DISTROMETERS RD69 zur Bestimmung der Energie natürlicher Regen	71
STRATMANN, B. u. W. KÜHBAUCH:	Toleranzgrenzen für Gülle auf Dauer- grünland: Versuchsanlage zur Erfas- sung von Oberflächenabfluß und Inter- flow auf hängigem Grünland	75
BERNARD, M.:	Kalibrierung und Eignung eines COSHOCOTON-Probenteilers	79
KAINZ, M. u. A. WEISS:	Eignung verschiedener Aggregatstabi- litätsmethoden zur Charakterisie- rung der Erosionsanfälligkeit	81
FREDE, H.-G., A. LATIV, B. MEYER, C. H. ROTH, S. GÄTH u. R. KÖNIG:	Zeitliche Schwankungen der Erodibili- tät als Folge kurz- und langfristiger Veränderungen von Aggregatstabilität und Permeabilität	85
RICHTER, G., A. ROHLFING, R. G. SCHMIDT, D. SCHRÖDER; H. WETTSCHERECK u. H. WILLGER	Der Trierer Regensimulator	89
HASSEL, J. u. G. RICHTER	Die Niederschlagsstruktur des Trierer Regensimulators	93
MARTIN, W.:	EROSion - Datenbank - Verwaltung zur Verrechnung von Beregnungsdaten	97
AUERSWALD, K., W. R. FISCHER, W. MARTIN und M. KAINZ	EROLIT - eine Literaturdatenbank zur Bodenerosion	101
ORLEANU, C.	Aspekte der Bodenerosion in den Städten Gladbeck und Dortmund	105
ders.:	Die Bodenerosionskarte Rumäniens - Maßstab 1 : 500.000	109



II. Huminstoff-Symposium GÖTTINGEN

BACHMANN, J. u. K.H.HARTGE:	Einfluß unterschiedlicher Zersetzungsgrade der organischen Substanz auf die Belüftung horizontaler Bodensäulen	113
BANNICK, C.G.:	Untersuchungen über den Stickstoffeinbau in die Huminstoffmatrix während der Kompostierung in einem Laborkomposter	119
BECKER-HEIDMANN, P. u.H.W.SCHARPENSEEL	Natürliche C-Isotope und Humusdynamik	125
BEYER, L., H.-P.BLUME, C.KÖBBEMANN u. B.HENSS	Morphe, Zusammensetzung und ökologische Bedeutung von Podsol-Humuskörpern unter Forst und Acker	131
BEYERLE, PFNÜR, R.:	Der Einfluß chemischer Modifikation von Huminstoffen auf deren Verhalten beim abiotischen Abbau von Umweltchemikalien	137
GERZABEK, M.H. u. S.M.ULLAH:	Einfluß von Fulvo- und Huminsäuren auf die Zn-Aufnahme durch Mais ( <i>Zea mays</i> L.) im Nährlösungsversuch	141
--- u. W.PATZELT:	Einfluß steigender Torfmengen auf die Zn-Aufnahme durch <i>Zea mays</i> L. in einem Sandkulturversuch	147
GRIESER, K. u. W.ZIECHMANN:	Wechselwirkungen zwischen Huminstoffen und Peroxidase	153
GRUNDMANN, J. u. J.C.G.OTTOW:	Langjähriger Bewirtschaftungseinfluß (Düngung und Bodenbearbeitung) auf den Humuskörper einer Rendzina (Schwäbische Alb)	161
HARTGE, K.H., J.BACHMANN u. S.MANGOLD:	Böschungswinkel von Sanden in Abhängigkeit von Menge und Zersetzungsgrad der beigemengten organischen Substanz	167
HASSELMANN, N. u. R.HERMANN:	Zum Mechanismus des Kohlenhydrat-Einbaus in Huminsäuren	171
HEMPFLING, R. u. H.-R.SCHULTEN:	Aliphatische Komponenten der organischen Substanz in Waldböden. II. Pyrolyse - Massenspektrometrie	177
HÜTTEN, U. u. W.ZIECHMANN	Elektrische Leitfähigkeit von Huminstoffen in festem Zustand II	183

JÖRGENSEN, R.G., T.MÜLLER u. B.MEYER:	Spezifische Zellkomponenten von Organismen in der organischen Substanz als Indikatoren der Zersetzung und zur Bestimmung der Biomasse, Anwendung auf eine Kompostierung von Weizenstroh	191
KÖGEL-KNABNER, I.:	Aliphatische Komponenten der organischen Substanz in Waldböden. I. $^{13}\text{C}$ -NMR-spektroskopische u. $\text{pH}$ -chemische Untersuchungen	197
LUSTER, J., B.MAGYAR u. P.BLASER:	$\text{Cu(II)}$ -Komplexierung durch Molekularfiltrations-Fractionen eines Edelkastanien-Laubstreu-Extraktes	203
MATTHIESSEN, A.:	Untersuchungen über das Redoxverhalten von Huminstoffen	209
MÜLLER, T., R.G.JÖRGENSEN u. B.MEYER:	Die Bedeutung von vier Phenolcarbonsäuren und Vanillin als Hemmstoffe für keimende Pflanzen	215
MÜLLER-WEGENER, U.:	Einfluß der Huminstoffe auf den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser	221
NIEMEYER, J.:	Der Einfluß von Huminstoffen auf Phasentransferprozesse	227
Ders.:	Elektronenspektroskopische Untersuchungen an Huminstoffen	233
PETERSEN, A., D.SCHENK u. G.MATTHESS:	Auswirkung organischer Komplexbildner auf die Kinetik der Feldspatverwitterung	237
SCHARPENSEEL, H.W. u. P.BECKER:	Anmerkungen zu organischer Substanz und Huminstoffen der Tropenböden	243
TADJERPISHEH, N. u. W.ZIECHMANN	Ton-Lignin-Komplexe	249
ZIECHMANN, W.:	Huminstoffe und Balneologie	255
ZIEGLER, F. u. M.ROHR:	Untersuchungen zur Charakterisierung der Lipidkomponente	263

III. Kommissionen II und III

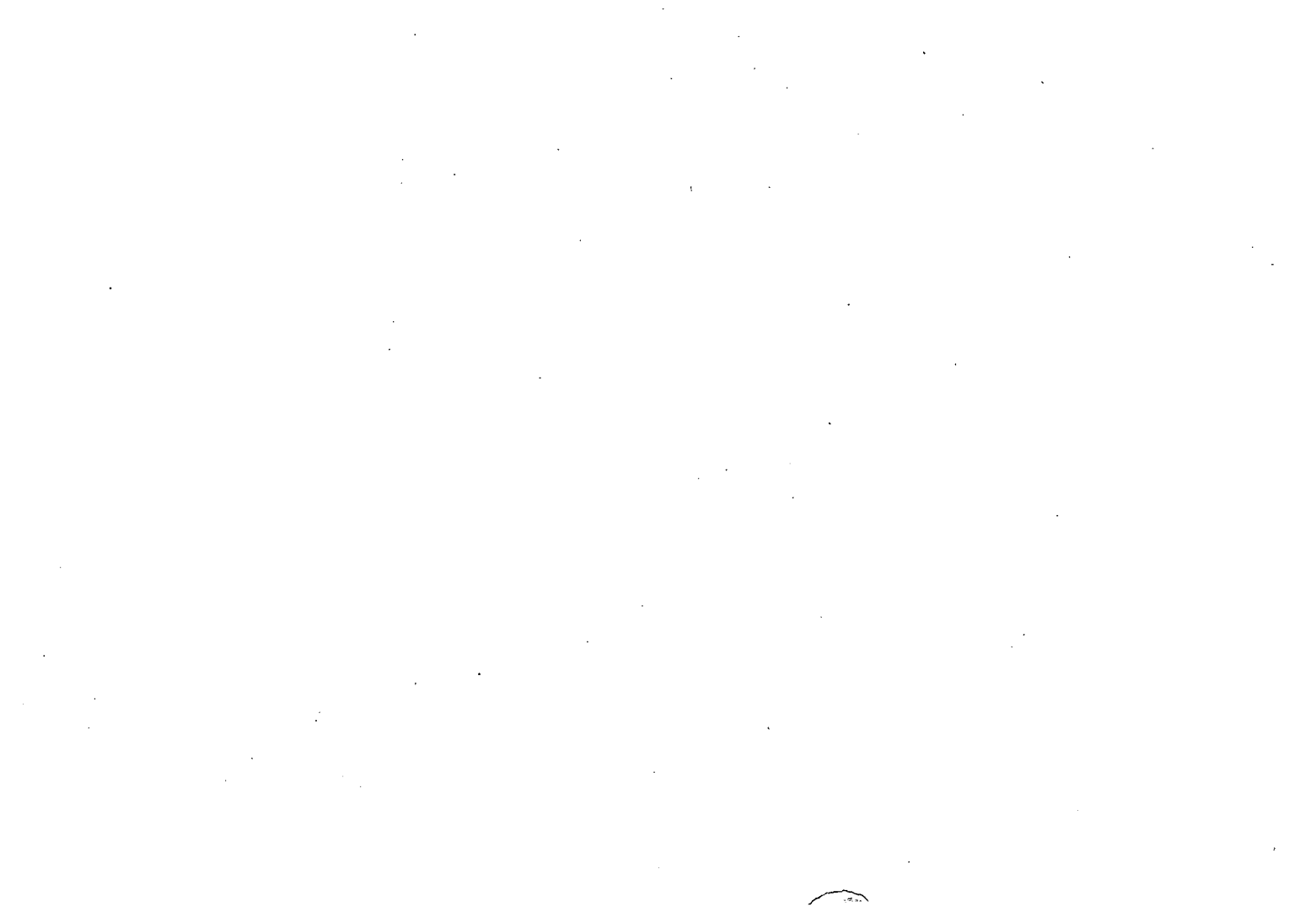
GÖTTINGEN

BÖTTCHER, J. u. O. STREBEL:	Ermittlung des Redoxpotentials aus dem zeitlichen Verlauf der Elektrodendepolarisation	271
FISCHER, W. R.:	Die elektrometrische Bestimmung von Standardpotentialen für Eisen(III)-oxide	275
GIANI, L.:	Redoxpotentiale von Böden des Deichvorlandes und Redoxpotentiale junger, mariner Sedimente/Böden bei beginnender Bodenentwicklung im Lysimeter	277
HEINEMEYER, O., K. HAIDER u.	Einfluß kontrollierter Wasserzufuhr zu mit Mais bepflanzttem Boden auf N <sub>2</sub> O und N <sub>2</sub> Freisetzung aus <sup>15</sup> N-Nitrat; Kontinuierliche Redoxpotentialmessung in verschiedenen Bodentiefen	283
MAASS, B. u. G. MIEHLICH:	Die Wirkung des Redoxpotentials auf die Zusammensetzung der Porenlösung in Hafenschlickspülfeldern	289
PRADE, K. u. G. TROLLDENIER	Die Wirkungen der organischen Bodensubstanz und der Durchwurzelung auf die Denitrifikation in Abhängigkeit vom luftführenden Porenvolumen	295
REYNDERS, J. J.:	Eigenschaften und Bodenbildung eines Bodenprofils mit einem Eisenbändchen (Hydraquentic Placaquept) an einem Watkliff eines Salzmarschbodens	301
Ders.:	Einige Bemerkungen zu Redoxmessungen	307

IV. Kommission V - KIEL

Arbeitskreis Stadtböden (BURGHARDT, W.):	Substrate und Substratmerkmale von Böden der Stadt- und Industriege- biete	311
---	Aufgaben, Inhalte und Aufbau eines Konzeptes zur Stadtbodenkartierung	317
BLUME, H.-P.:	Zur Klassifikation der Böden städti- scher Verdichtungsräume	323
v. BUCH, M.-W. u. H. MEYER-STEIN- BRENNER	Humusformenentwicklung in Hamburger Stadtwäldern	327
CORDBEN, E., H. K. SIEM, H. P. BLUME u. H. FINNERN	Bodenkarte 1:200000 Stadt Kiel und Umland	333
DETTKE, R. u. D. SCHRÖDER:	Eigenschaften und Entwicklung von rekultivierten Böden auf Laacher See Pyroklastika	339
EMMERLING, Ch. u. D. SCHRÖDER:	Verfahren einer bodenschonenden Depo- nierung von Autobahn-Aushub und nach- folgender Rekultivierung auf einer Muschelkalkhochfläche im Saargau	345
FRÜND, H.-C., B. RUSZKOWSKI, M. SÖNTGEN u. U. GRAEFE	Besiedlung städtischer Böden durch Regenwürmer, Enchytraeiden und boden- lebende Gehäuseschnecken	351
GIERSE, R., H. GRÄFE, R. KUHS u. R. BURGHARDT	Anthropogen geprägte Böden im Umfeld einer Zechensiedlung	357
GRENZIUS, R.:	Starke Bodenversauerung und Schwer- metallanreicherung durch Stammabfluß in der Innenstadt von Berlin (West)	363
HEINEN, P. u. W. BURGHARDT	Bodenmerkmale eines Bolzplatzes	369
KERTH, M.:	Die Oxidation des Pyrits - dominie- render chemischer Verwitterungsvor- gang in Bergehaldenrohböden des Ruhr- gebiets	375

KUHS, R. u. W. BURGHARDT:	Ökologische Eigenschaften von Böden montanindustriell geprägter Flächen	381
MÜLLER, R., R. SCHNEIDER u. D. SCHRÖDER	Physikalische, chemische und biologische Eigenschaften trocken rekultivierter Lößböden unter Wald-, Grünland- und Ackernutzung	387
REINIRKENS, P.:	Urbane Böden: Ein anwendungsorientierter, stadtökologischer Klassifikationsversuch	393
WERITZ, N. u. D. SCHRÖDER	Mikrobielle Aktivität in Stadtböden un- terschiedlicher Nutzung	399



Referate

Treffen der Arbeitsgruppe  
BODENEROSION

in

FREISING-WEIHENSTEPHAN

am

3. und 4. März 1988





Der zweite wichtige Störeinfluß ist die Abdrift. Der Wind trägt einen Teil des Niederschlags über das Auffanggefäß weg, wie Abb. 2 zeigt. Andererseits bewirken Lee-Wirbel hinter hohen Hindernissen

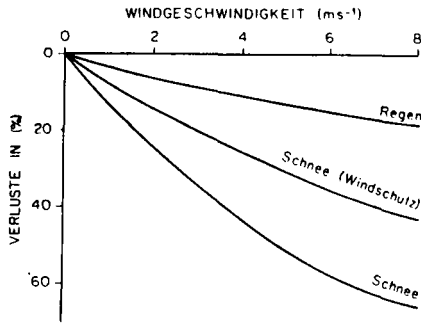


Abb. 2 Abdriftverluste in Abhängigkeit von der Windgeschwindigkeit.

der Umgebung einen verstärkten Niederschlagseintrag. Ganz besonders gravierend werden die Abdrift-Fehler natürlich bei Schnee. Hier tritt auch noch das Problem auf, daß Schnee wieder aus dem Gerät herausgeweht werden kann. Zur Vorsorge setzt man ein sogenanntes Schneekreuz (siehe Abb. 1) in den Niederschlagsmesser. Der sehr leichte Schnee -sein Volumen ist 10 mal so groß wie das von Wasser- füllt auch sehr schnell das Auffanggefäß und quillt dann über.

Nach WMO-Empfehlungen, die auch in der einschlägigen VDI-Richtlinie 3786 (1985) niedergelegt sind, sollen deshalb Niederschlagsmesser in einer Entfernung von mindestens dem Vierfachen der Höhe des nächsten Hindernisses aufgestellt werden. Sofern dies nicht möglich ist, sollte zumindest beachtet werden, daß gegenüber umgebenden Hecken, Erdwällen, Bauwerken usw. ein Höhenwinkel von  $\leq 45^\circ$  eingehalten wird. Auf der anderen Seite darf das Meßgerät nicht in völlig windoffenem Gelände eingesetzt werden. Außerdem versucht man durch "Windschirme" die Verwehungsfehler zu vermin-

zurückspringen. Immerhin kommen Hagelschlossen von 3 cm Durchmesser mit einer Geschwindigkeit von 100 km/h an, 5 cm große erreichen sogar eine Geschwindigkeit von 150 km/h.

Schließlich ist der Niederschlagsmesser so konstruiert, daß aus der Sammelkanne möglichst wenig Wasser verdunsten kann. Dazu wird sie innerhalb des Schutzgehäuses untergebracht, wo sie sich, abgeschirmt von der Sonnenstrahlung nur wenig erwärmen kann. Auch die allgemein gegebene Empfehlung, das Gerät auf der nördlichen Seite des Pfahles zu montieren, zielt in diese Richtung. Schließlich soll der enge Hals der Sammelkanne die Verdunstung reduzieren helfen. Dennoch muß man besonders im Sommer immer noch mit Verlusten bis zu einigen % rechnen (Vischer u. Sevruck, 1975).

Schließlich können sich bei der Bedienung noch Fehler einschleichen, wenn man z.B. das Meßglas schräg hält oder schief blickt. Man sollte das Glas deshalb am oberen Rand halten und frei hängen lassen. Abgelesen wird an der tiefsten Stelle des Wasserstandes (Deutscher Wetterdienst, 1980).

Trotz aller Sorgfalt sind aber gerade dabei Fehler nicht zu vermeiden. So hat man bei wiederholten Versuchen mit Metall-Sammelkannen festgestellt, das durchschnittlich eine Niederschlagsmenge von 0,15 mm im Sammelgefäß zurückbleibt (Vischer u. Sevruck, 1975). Die Größenordnung des dadurch verursachten Fehlers liegt bei 1 %. Mit den neuen Sammelgefäßen aus wasserabweisendem Kunststoff versucht man dem Problem zu begegnen. Die Fertigungstoleranzen der Meßgläser bedingen weitere 0,13 mm Abweichung (Vischer u. Sevruck, 1975).

Die größten Fehler werden, jedoch durch die Umgebung des Aufstellungsortes hervorgerufen.

So können z.B. Spritzer von Regentropfen ins Meßgefäß gelangen, die neben dem Gerät aufprallen. Nach VDI 3786 (1985), die im Wesentlichen auf WMO-Empfehlungen (WMO = World meteorological Organization) zurückgeht, sollen Niederschlagsmesser zur Vermeidung solcher Fehlmessungen so aufgestellt werden, daß ihre Öffnung 100 cm über dem Boden und 10 cm über der Oberkante des Haltepfahles liegt. Wo Schneehöhen über 30 cm zu erwarten sind, wird sogar eine Höhe von 125 bis 150 cm empfohlen. Natürlich werden auch Verluste durch Herausspritzen nicht zu vermeiden sein.

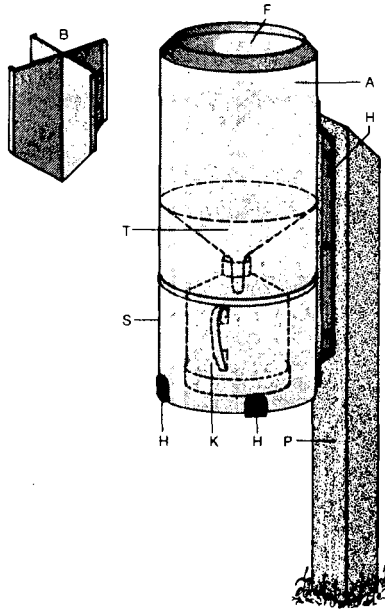


Abb. 1 Regenmesser (nach HELLMANN). F = Auffangöffnung, A = abnehmbares Auffanggefäß mit eingebautem Trichter (T), K = Sammelkanne, S = Schutzgehäuse, H = Halterung, P = Montagepfahl, T = Trichter, B = Schneekreuz

oder ein Eisengestell geschraubt ist. Zur Messung wird das Auffanggefäß abgenommen und die Sammelkanne in ein Meßglas entleert. Wer noch nicht näher mit der Niederschlagsmessung in Berührung gekommen ist, wird sich sicher schon gefragt haben, wozu diese eigenartige Form dient. Fangen wir mit dem abgeschrägten Rand an der Auffangöffnung an. Er soll bewirken, daß sich Haftwasser zumindest nur am unteren Teil des Auffanggefäßes absetzt. Immerhin können die Verluste durch Haftwasser nach Schweizer Untersuchungen (Vischer u. Sevruck; 1975) bis auf 3 % ansteigen. Er soll außerdem verhindern, daß Regentropfen, die der Wind an die Innenwand des Auffanggefäßes schleudert, beim Aufprallen herausspritzen. Die gleiche Absicht verfolgt man, wenn man das Auffanggefäß so auffällig hoch macht: Regentropfen, die auf den Trichter fallen, dürfen nicht oben herausspritzen. Das gilt erst recht für Hagelkörner, die mit großer Geschwindigkeit aufschlagen und leicht

Methodische Probleme bei der Messung von  
Niederschlagsereignissen

von  
Häckel, H. +)

Der Niederschlag gehört zu den am längsten beobachteten Wetterelementen. Bereits vor 5000 Jahren ließen die chinesischen Herrscher den Regen in Behältern sammeln und messen. Aus Kew bei London stammt die längste Niederschlagsmeßreihe der Welt. Sie beginnt 1697 und wurde bis heute ununterbrochen fortgeführt. Das erste internationale Klimanetz, das auch den Niederschlag in seinem Beobachtungsprogramm enthielt, wurde 1780 von Kurfürst Karl Theodor von Bayern und der Pfalz ins Leben gerufen, es trug den stolzen Namen "Societas Meteorologica Palatina" und umfaßte 39 Stationen zwischen Massachussets (USA) im Westen und dem Ural im Osten. Im Norden reichte es bis Grönland und Süd-Skandinavien, die südlichste Station war Rom. Die Regenmesser, die in diesem Netz benützt wurden, kann man heute noch im Museum sehen.

Im Lauf der Jahre wurde die Niederschlags-Meßtechnik verbessert. Seine heutige Form erhielt der Niederschlagsmesser vor gut 100 Jahren, als der Berliner Meteorologe Gustav Hellmann seinen Pluviometer entwickelte, der noch heute als "Hellmann'scher Regenmesser" im Gebrauch ist.

Was ist nun das Wesentliche an diesem Gerät? Dazu werfen wir einmal einen Blick in sein Inneres. Es besteht, wie Abb. 1 zeigt, aus einem Schutzgehäuse (S), auf das das Auffanggefäß (A) aufgesetzt ist. Dieses hat an seinem oberen Ende einen nach innen abgeschrägten Rand, der eine kreisförmige Auffangöffnung (F) von 200 cm<sup>2</sup> freiläßt. Im Auffanggefäß finden wir einem mit der Wand verlöteten Trichter (T), dessen Ausflußrohr unmittelbar in den Hals der darunterstehenden Sammelkanne (K) reicht. Das Instrument steht auf einer Haltevorrichtung (H), die an einen Holzpfehl (P)

+) Deutscher Wetterdienst, Hohenbachernstr. 17, 8050 Freising

Hudson, N.W. 1957. The design of field experiments on soil erosion. *J. Agric. Engng. Res.* 2, 56-65.

Hudson, N.W. 1964. Field measurement of accelerated soil erosion in localised areas. *Rhod. Agric. J.* 61, 1-4.

Kirkby, M.J. 1980. Modelling water erosion processes. In Kirkby, M.J. and Morgan, R.P.C. (eds), *Soil erosion*. Wiley, Chichester, 183-216.

Kuron, H. and Jung, L. 1961. Untersuchungen über Bodenerosion und Bodenerhaltung im Mittelgebirge als Grundlage für Planungen bei Flurbereinigungsverfahren. *Zeits. f. Kulturtechnik*, 2, 129-145.

Luk, S.H. 1981. Variability of rainwash erosion within small sample areas. In Thorn, C.E. (ed), *Space and time in geomorphology*. Allen & Unwin, Winchester Mass., 243-268.

Pla, I., Florentino, A. and Lobo, D. 1987. Soil and water conservation in Venezuela through asphalt mulching. In Pla, I. (ed), *Soil conservation and productivity*. Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo, Universidad Central de Venezuela, 481-495.

Rickson, R.J. 1987. Small plot field studies of soil erodibility using a rainfall simulator. In Pla, I. (ed), *Soil conservation and productivity*. Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo, Universidad Central de Venezuela, 339-348.

Roels, J.M. and Jonker, P.J. 1983. Probability sampling techniques for estimating soil erosion. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 1224-1228.

Temple, P.H. and Murray-Rust, D.H. 1972. Sheet wash measurements on erosion plots at Mfumbwe, Eastern Uluguru Mountains, Tanzania. *Geografiska Ann.* 54-A, 195-202.

United States Department of Agriculture, 1979. Field manual for research in agricultural hydrology. *USDA Agr. Handbook No. 224*.

to be reexamined. Also, the design of erosion plot experiments in the field will require reappraisal because it is unlikely that the number of replications necessary will be feasible for reasons of both cost and availability of duplicate sites.

## CONCLUSIONS

In case these comments are interpreted as a somewhat pessimistic view of the value of measuring erosion in the field, it should be stressed that they are made with the intention of improving such measurements by giving a more realistic approach. Field measurement is the only way of properly evaluating how fast erosion is taking place. It is feasible to obtain reasonably accurate data for a specific point or small area in the landscape. Interpreting that value as representative of the surrounding land is subject to error. It is possible to quantify the magnitude of the error but judgement on its importance can only be made if we know what level of error is acceptable. Users of erosion data need to give attention to this. In many instances, a compromise may be necessary between setting-up sufficient erosion plots to meet a given level of accuracy and accepting a level of accuracy based on the number of plots that can be afforded. Particular attention should be given to plot size because this will affect the realism of the measurements in terms of erosion process.

## REFERENCES

- Bork, H. and Rohdenburg, H. 1981. Rainfall simulation in southeast Spain: analysis of overland flow and infiltration. In Morgan, R.P.C. (ed), Soil conservation: problems and prospects. Wiley, Chichester, 293-302.
- Dunne, T., Dietrich, W.E. and Brunengo, M.J. 1979. Rapid evaluation of soil erosion and soil lifespan in the grazing lands of Kenya. Int. Ass. Hydrol. Sci. Pub. No. 128, 421-428.
- Gerlach, T. 1967. Gerlach troughs: overland flow traps. *Revue de Geomorphologie Dynamique*, 17, 170.
- Große, B. 1950. Bodenerosionskarrierung eines typischen Bereichs im mitteldeutschen Lößgebiet. *Zeits. f. Acker- u. Pflanzenbau*, 92, 238-260.

traps but placing barriers at different distances upslope of the traps to control contributing slope length, showed that soil loss increased as slope lengthened from 2 to 4 m but that further increases in length up to 14 m caused no further increase in soil loss. These data imply that the effective contributing slope length is the four metres immediately upslope of the trap. If these results are applied to an erosion plot, it seems probable that most erosion occurs on the lower part nearest the collecting gutter. This is in line with studies reviewed by Kirkby (1980) which indicate that it takes about 2 m for interrill processes to reach an equilibrium state, at which point erosion rate remains constant with further increases in slope length until rill erosion processes develop sufficiently to dominate the interrill ones. This point does not occur until slope length reaches 10 m or more.

Erosion measured on small plots dominated by the process of raindrop impact is likely to have occurred uniformly over the plot area. An expression of soil loss per unit area is then meaningful. As plot size increases, erosion will be spatially varied with most sediment being contributed from only a part of the plot. Soil loss per unit area will not then be a valid expression of the amount of erosion at any one point on the plot. Since the size of the contributing area as a percentage of plot area may fall with increasing plot size, soil loss per unit area will decrease as plot size gets bigger. The expression cannot therefore be used as a comparative measure of erosion from one area to another unless plot sizes are also known.

Evidence from measurements carried out by Roels and Jonker (1983) using sediment traps is that spatial variability in erosion is extremely high. If only two traps are installed at a site, the coefficient of variation can exceed 200 per cent. By increasing the number of traps to 10, it is reduced to about 90 per cent. Although these traps are 0.5 m wide and a USDA-type erosion plot is 1.8 m wide and therefore accommodates some of this spatial variability in measurement, the question of variability in data from erosion plots needs to be raised. It is particularly critical for experiments because of its influence on the number of replications that may be required. Research on small plots in the laboratory shows that as many as 25 to 30 replications may be needed to measure soil loss to an accuracy of plus or minus 10 per cent (Luk, 1981). If such results apply to larger plots, many assumptions about the accuracy of plot data will need

When deciding on a particular plot size, attention should be paid to the implications with respect to erosion processes. Rickson (1987) has shown that soil erosion rates measured from small field plots (1 m<sup>2</sup>) with a rainfall simulator do not necessarily compare with those made from large fields on similar soils. They compare well, however, with measurements made in the laboratory with rainfall simulators of the rates of soil detachment by raindrop impact. This result implies that erosion rates measured from small plots may be controlled by the detachment process rather than by runoff generation and transport capacity. In the soils that Rickson (1987) studied, the erosion rates on the small plots correlated very well with the percentage fine sand content which is the most detachable component of the soil. Where erosion in the field takes place by rills, the range of eroded particles is much greater in size and can encompass small stones or gravel. For these reasons, the erosion measurements made from small plots, even in the field with a rainfall simulator, may not reflect actual field conditions particularly well.

#### UNBOUNDED PLOTS

Simple sediment traps or gutters (Gerlach, 1967) placed on the ground at right angles to the main slope line provide a cheaper method than erosion plots of collecting runoff and sediment. Their main disadvantage is that the contributing catchment area is not easily known, except by detailed surveying, so that the measurements of soil loss cannot be properly expressed per unit area. This is basically a problem of the way researchers have traditionally expressed soil loss, however, for there is no reason why a unit area statement is preferable to one of soil loss per unit width. Indeed, the latter, measured for different distances downslope, provides a better basis for understanding the rates of transfer of sediment from the top to a bottom of a slope or a field.

Experience with sediment traps has emphasized the spatial variability of erosion and this, in turn, casts doubt on two common assumptions of erosion plots: first, that the expression of soil loss per unit area is meaningful; and second, that the measurements from an erosion plot are representative of the surrounding area.

Studies carried out by Jackson (personal communication) on sandy soils near Silsoe, using sediment



profiles depend upon the likelihood that the uneroded profile would have formed in the eroded area if erosion had not occurred. It is virtually impossible to place a confidence level on this happening. In contrast, measurements made with erosion pins will be accurate to possibly tenths of a millimetre provided the pins are undisturbed and remain vertical.

Over a large area the question of the representativeness of individual soil profiles or single erosion pins arises. How many profiles, pins or trees should be sampled? Although statistical analysis of a preliminary sample can be used to determine the sample size required for estimating the mean change in soil depth with a given level of confidence, it is not easy to know the absolute accuracy of that value. Even with erosion pins, measurements cannot be made at every point in the landscape.

#### EROSION PLOTS

The first erosion plots were set up in Oregon by the United States Forest Service in 1915. Plots have since been used by many researchers in almost every country of the world, often with great variability in terms of size, shape and apparatus for collecting runoff and sediment. The procedures used by the United States Department of Agriculture (1979), involving plots 22 m long and 1.8 m wide, can be accepted as representing a 'standard'. The errors involved in plot measurements resulting from deficiencies in the plot boundaries, collecting apparatus and equipment for sampling portions of the runoff and sediment are discussed by Hudson (1957). This review is still valid even though more sophisticated methods are now available for automatic monitoring of sediment and runoff.

The size of the plot is dictated in part by the purpose of the study. Thus plots of 200 m x 100 m or larger are necessary to evaluate the effects of terracing whereas the USDA standard plots are adequate for comparing the effects of different cropping systems. Much soil erosion research, however, is carried out on small plots, down to 1 m<sup>2</sup> in size. Such plots are suited to experiments with rainfall simulators and may be used to investigate, for example, the effects of soil on infiltration (Bork and Rohdenburg, 1981) or soil stabilizers (Pla, Florentino and Lobo, 1987).

A CRITIQUE OF METHODS FOR MEASURING SOIL EROSION  
IN THE FIELD

by

MORGAN, R.P.C.

**INTRODUCTION**

Measurements of soil erosion are made in the field for two purposes: first, to determine how fast soil is being lost from an area under existing conditions; and second, in experiments, to evaluate the various factors that control erosion. Both require accurate high quality data. Can these be obtained?

**APPROACHES**

Methods used to measure erosion in the field follow three approaches:

- (1) assessment of depth of lowering of the soil surface in relation to a bench mark;
- (2) collection of runoff and soil leaving a known area over a known time; and
- (3) collection of runoff and soil passing a unit width of land over a known time.

**GROUND-SURFACE LOWERING**

The lowering of the ground surface has been assessed by comparing present-day soil depths on eroded sites with depths of uneroded soil profiles in the same area (Große, 1950; Kuron and Jung, 1961) or by measuring the change in top soil level with reference to markers such as trees (Dunne, Dietrich and Brunengo, 1979), erosion pins (Temple and Murray-Rust, 1972) and metal bars mounted horizontally on concrete posts (Hudson, 1964).

These methods give varying degrees of accuracy for the site at which they are made. Comparisons of soil

dern. Abb. 2 zeigt, wie stark ein Windschirm die Abdriftverluste vermeiden kann.

Bei der flächenmäßigen Erfassung des Niederschlags tritt noch eine weitere ganz erhebliche Fehlerquelle auf: eine unpassende Netzdichte. Niederschläge können sehr eng begrenzte Ereignisse sein, die schon auf ein paar hundert Meter recht unterschiedliche Ergiebigkeiten haben. Bei einer netzmäßigen Niederschlagserfassung ist also ein entsprechender Mindestabstand zwischen den Stationen einzuhalten. Beim Deutschen Wetterdienst ist das Raster etwa 9 x 9 km, das nach übereinstimmender Meinung die oberste Grenze für eine brauchbare Niederschlagserfassung darstellt. Näheres über Netzdichte findet man bei Grimm-Luczak u. Luczak (1984). Bisher wurde nur über Meßgeräte gesprochen, die den gefallenen Niederschlag über eine bestimmte Zeit sammeln und dann von Hand abgelesen werden. Mit ihnen lassen sich aber z.B. keine Informationen über Zeitpunkt, Verlauf und Ergiebigkeit von Starkniederschlagsereignissen gewinnen. Dafür hat man den Niederschlagsschreiber konstruiert. Er besteht (siehe Abb. 3) wie das Standardinstrument aus einem Auffanggefäß mit der Auffangöffnung (Ö). Der durch Ö in das Meßsystem gefallene Niederschlag wird vom

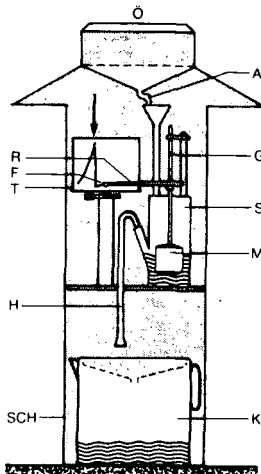


Abb. 3 Registrierender Regenmesser, F = Schreibfeder, Ö = Auffangöffnung, A = Ableitungsschlauch, S = Schwimmiergefäß, M = Schwimmer, R = mit dem Schwimmer verbundener Schreibarm, G = Führungsgestänge für Schreibarm, T = Registriertrommel mit Schrieb, H = Heberrohr zum automatischen Entleeren des Schwimmiergefäßes, K = Auffangkanne, SCH = Schwimmiergefäß (nach LAM-BRECHT, Göttingen).

Ableitschlauch (A) in eine Meßkammer (S) geleitet. In ihr befindet sich ein Schwimmer (M), der mit dem Wasserstand hochsteigt. Geführt wird der Schwimmer durch ein Gestänge (G), an dem ein waagrechtlicher Arm (R) mit einer Schreibfeder (F) sitzt. Unter der Schreibfeder dreht sich die mit Registrierpapier belegte Trommel (T).

Je nach der Intensität des Niederschlags steigt der Schwimmer mehr oder weniger schnell hoch und hinterläßt dabei eine entsprechend steil verlaufende Spur (Schrieb) auf dem Registrierpapier. Das Papier ist so bedruckt, daß man den pro Zeit gefallenen Niederschlag unmittelbar in mm ablesen kann. Ist das Schwimmergefäß voll, so wird es durch das Heberohr (H) automatisch in die Auffangkanne (K) entleert. Auf dem Schrieb ist dieser Vorgang durch einen senkrechten Strich zu erkennen. Fällt kein Niederschlag, so verläuft der Schrieb waagrecht. Die gesamte Meßeinrichtung ist in einem etwa 1,2 m hohen Schutzgehäuse (Sch) untergebracht. Zur Messung von Schnee ist in die Wände und den Boden des Auffanggefäßes eine Folienheizung eingebaut.

Das Schwimmverfahren ist auch zur elektrischen Registrierung geeignet. Dazu wird der Schwimmer mit einem einstellbaren elektrischen Widerstand (Potentiometer) gekoppelt. Der Widerstandswert entspricht dann der Wasserhöhe im Schwimmergefäß. Dieses Meßprinzip ist besonders für die Analogregistrierung geeignet. Zur digitalen Datenaufnahme benötigt es noch einen zusätzlichen Analog-Digital-Wandler. Problematisch bleibt immer die Zeit, in der das Auffanggefäß entleert wird. Was während dieses Vorgangs an Niederschlag aufgefangen wird, kann nicht erfaßt werden. Während eines Starkregenereignisses kann es dadurch zu erheblichen Fehlern kommen.

Das kann beim sog. Wippenprinzip nicht passieren. Bei diesem Verfahren wird das aufgefangene Niederschlagswasser in eine sog. Kippwaage (siehe Abb. 4) geleitet, die üblicherweise kurz "Wippe" genannt wird und dem Verfahren seinen Namen gegeben hat. Die Wippe besteht aus 2 symmetrisch angeordneten, nach außen spitz zulaufenden Gefäßen, die durch eine senkrechte Wand voneinander getrennt sind. Das ganze Gebilde steht so auf einer Schneide, daß es nach links und rechts kippen kann. Bei entsprechendem Füllstand kippt das Gefäß um, dadurch klappt die andere Kammer unter die Zuführung.

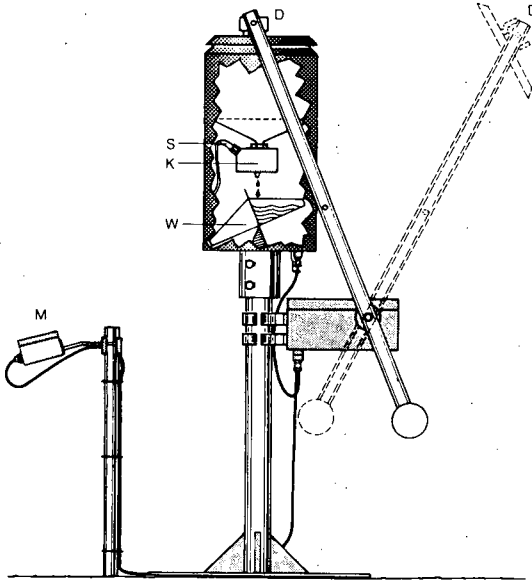


Abb. 4 Anlage zur Messung von Menge und pH-Wert des Niederschlags. D = Deckel, S = pH-Meßsonde, K = pH-Meßkammer, W = Kippwaage, M = Regenmelder. (nach THIES, Göttingen).

Da die Wippe immer bei dem gleichen Inhalt (üblicherweise entsprechend 0,1 mm) kippt, kann man aus der Zahl der Wippenschläge den gefallen Niederschlag bestimmen. Fehler können sich einschleichen durch Benetzungs- und Restwasserprobleme in der Wippe, sowie Ungenauigkeiten beim Auslösen des Kippvorganges. Zur Messung von Schwachniederschlägen zählt man die Tropfen (Röblier, 1970; Lang, 1982).

Will man auch noch den pH-Wert des Niederschlags registrieren, so muß man zusätzliche Vorkehrungen treffen. Durch die Deposition von Bodensubstanz mit hohem pH-Wert im Auffanggefäß wird für das Niederschlagswasser ein zu hoher pH-Wert vorgetäuscht. Man verschließt deshalb (siehe Abb. 4) das Auffanggefäß mit einem Deckel, der erst bei Niederschlagsbeginn - von einem Regenmelder gesteuert - zurückklappt und nach Ende des Niederschlagsereignisses die Öffnung wieder verschließt.

In Zukunft wird eine ganz andere Art von Meßtechnik an Bedeutung

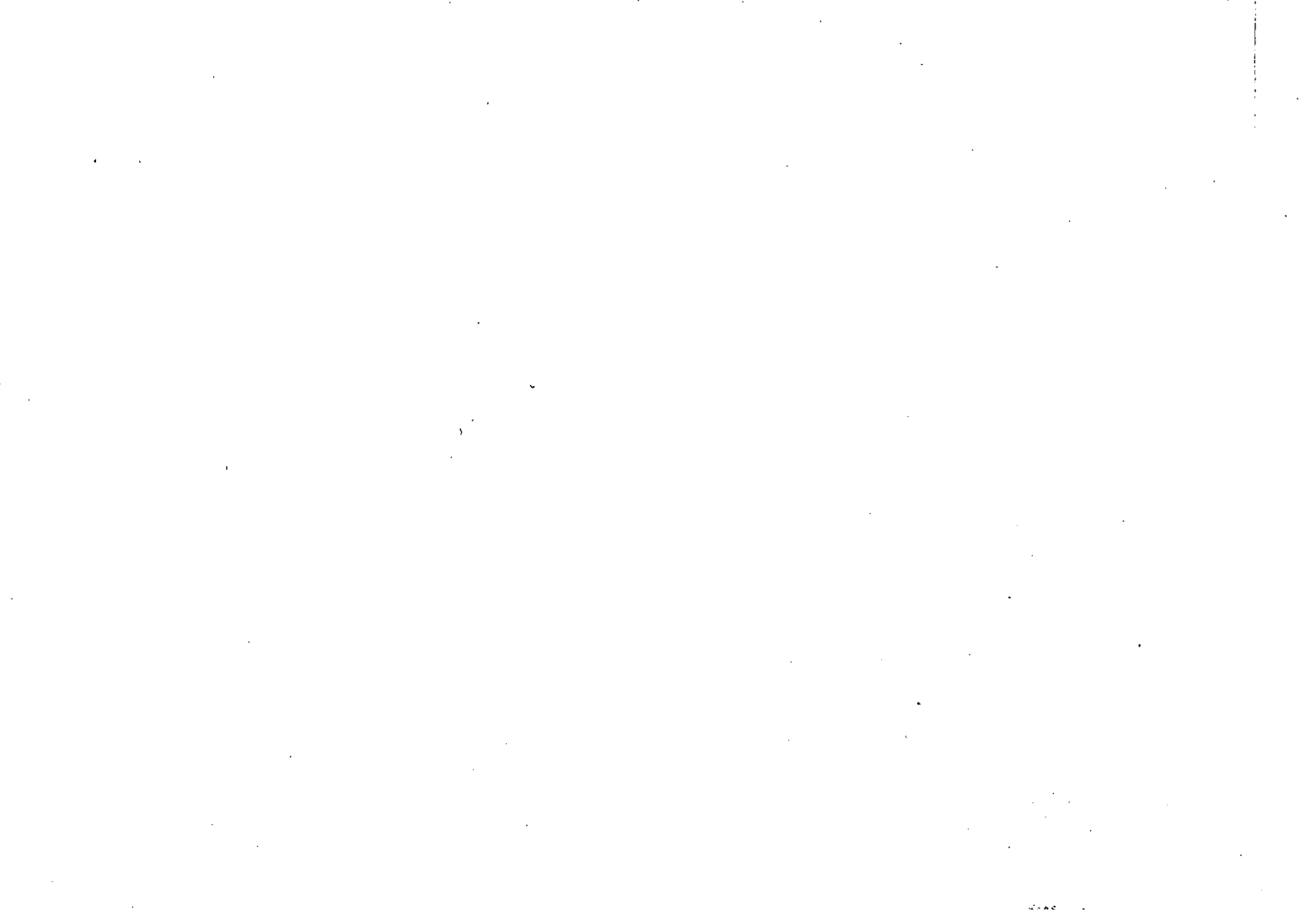
gewinnen: die Flächenmessung mit Radar (Aniol u. Riedl, 1979). Am Meteorologischen Observatorium auf dem Hohenpeißenberg wird daran mit Hochdruck gearbeitet. Die geringste erfaßbare Niederschlagsintensität beträgt 0,12 mm/h. Die Flächenauflösung liegt im Mittel bei 200 x 200 m. Mit wachsender Entfernung vom Radar nimmt sie naturgemäß ab, bleibt aber besser als 1 km x 1,2 km. Dafür bietet dieses Verfahren aber die Möglichkeit, sofort die flächenmäßige Erfassung des Niederschlags zu ermöglichen.

Auch aus Satelliten-Daten versucht man Niederschläge abzuschätzen (Krüger, 1983). Zwar stehen Versuche dieser Art erst in den Anfängen, doch darf man parallel zum technischen Fortschritt auch mit Verbesserungen der Aussagen rechnen.

### Literatur

- |                                |   |
|--------------------------------|---|
| Aniol, R.<br>Riedl, J.         | Quantitative Radar-Flächenniederschlagsmessung: Problematik und praktische Erfahrungen<br>Meteorol.Rdsch. 32, 116-127, 1979 |
| Deutscher<br>Wetterdienst      | Anleitung für Beobachter an Klimahauptstationen des Deutschen Wetterdienstes<br>Offenbach 1980                              |
| Grimm-Luczak, E.<br>Luczak, H. | Die optimal räumliche Dichte von klimatologischen Meßnetzen<br>Ber. Deutscher Wetterdienst 166, 1984                        |
| Häckel, H.                     | Meteorologie<br>UTB 1338 Ulmer Stuttgart, 1985  |
| Komm, H.                       | Vergleichsmessungen mit windgeschützten und ungeschützten Niederschlagsmeßgeräten<br>Ber. Deutscher Wetterdienst 162, 1983  |
| Krüger, L.R.                   | Ermittlung konvektiver Niederschläge mittels METEOSAT - Infrarotdaten   |

- Lang, A. Beitrag zur Weiterentwicklung quantisierender Niederschlagssensoren  
Meteorol.Rdsch. 35, 145-152, 1982
- Rößler, J. Zum prinzipiellen Fehler von Tropfenzählern (Regenmessern)  
Meteorol.Rdsch. 23, 71-74, 1970
- VDI - Richtlinien VDI 3786 Blatt 7 Meteorologische Messungen für Fragen der Luftreinhaltung: Niederschlag  
Düsseldorf 1985
- Vischer, D. Die Fehler der Niederschlagsmessung  
Sevruk, B. Mitt. Eidgen. Anstalt f.d. forstl. Versuchswesen 51, 151-170, 1975





**Übersicht der Standardmethoden für Erosionsversuche im Freiland,  
wie sie von den in der AG Bodenerosion der DBG vertretenen  
regionalen Arbeitsgruppen verwendet werden<sup>+</sup>**

zusammengestellt durch:

AUERSWALD, K.

(unter Mitwirkung der regionalen Arbeitsgruppen)

**0. Übersicht der regionalen Arbeitsgruppen und deren langjährige  
Mitarbeiter für Erosionsfeldversuche**

**Arbeitsgruppe CH-Basel (=C)**

Dipl.Geogr. V. Prasuhn

Dipl.Geogr. D. Schaub

**Arbeitsgruppe Bonn - Bodenkunde (=B)**

Dipl.Ing.agr. J. Botschek

**Arbeitsgruppe Bonn - Pflanzenbau (=P)**

Prof. Dr. H. Franken

Dipl.Ing.agr. H.-J. Wolfgarten

**Arbeitsgruppe Braunschweig - Physische Geographie (=G)**

Dr. H.-R. Bork

Dipl.Agr.ing. U. Henk

Dipl.Geogr. M. Krämer

**Arbeitsgruppe Heidelberg (=H)**

Dr. R. Dikau

**Arbeitsgruppe Kiel (=K)**

Prof. Dr. G. Geisler

Dipl.Ing.agr. J. Goeck

**Arbeitsgruppe München (=M)**

Dr. G. Bunza

Dr. J. Karl

Dipl.Ing. (FH) M. Porzelt

**Arbeitsgruppe A-Petzenkirchen (=A)**

Univ.-Doz. Dr. E. Klaghofer

**Arbeitsgruppe Trier (=T)**

Prof. Dr. G. Richter

Dr. R.-G. Schmidt

Prof. Dr. D. Schröder

**Arbeitsgruppe Weihenstephan (=W)**

Dr. K. Auerswald

Dipl.Ing. M. Kainz

Dipl.Ing.agr. W.Martin

## 1. Klimatische Parameter

### 1.1 Natürliche Regeneriegnisse - entfällt bei M

#### 1.1.1 Niederschlag

C Niederschlagsschreiber, Vorschub 2 cm/h, ab 1988 parallel Kippwaagen

B Niederschlagsschreiber, Vorschub: 1.6 oder 2 cm/h

P Niederschlagsschreiber, Vorschub: 1.6 cm/h

G Kippwaage (0.1 mm); Meßintervall 1 min

H Niederschlagsschreiber, Vorschub: 1.6 cm/h

K Niederschlagsschreiber, Vorschub: 2 cm/h, und Regenmesser

A Niederschlagsschreiber, Vorschub: 2 cm/h,

T Kippwaage (0.2 mm); Meßintervall: 1 oder 5 min

W Niederschlagsschreiber, Vorschub: 2 cm/h

#### 1.1.2 Wind

nur P, G (Meßintervall: 30 s), H und T

#### 1.1.3 Temperatur

C Meßfühler

G Lufttemperatur und Feuchttemperatur jeweils in 2 Höhen (Meßfühler PT 100; Meßintervall 30 s)

H Wetterhütte

T Meßfühler PT 100

### 1.2 Künstliche Niederschläge - entfällt bei B und K

#### 1.2.1 Regenintensität (mittlere Werte der Beregnungen)

C 65 mm/h (variabel von 24 - 288 mm/h)

P 50 mm/h

G 40-100, überwiegend 45 und 90 mm/h

H 20-98 mm/h

M 20-100, überwiegend 50 mm/h

A 60 mm/h

T 55-70 mm/h

W 65 mm/h (jedoch variierbar beim Rechteckregner)

#### 1.2.2 Beregnungszyklus

C 1.0 h Trockenlauf (TL), 1 d Pause (P), 0.5 h Feuchtlauf (FL), 0.25 h Pause (P), 0.25 h Naßlauf (NL)

P TL und NL je 0.25 h mit 5 min P

G TL und mehrere Naßläufe zum Aufbau von Oberflächenverdichtungen (Dauer: mindestens 1 h, max. 30 min nach Abflußkonstanz)

H TL und NL jeweils bis zur Abflußkonstanz

M TL 1.0 h

A TL und NL jeweils bis zur Abflußkonstanz

T 0.5 h Vorregen, mindestens 6 h P, 0.25 h FL, 0.5 h P, 0.25 h NL

W Rechteckregner: 1.0 h TL, 0.5 h P, 0.5 h NL

Kreisregner: 1.0 h TL, 1 d P, 0.5 h FL, 0.25 h P, 0.25 h NL

## **Bodenparameter**

### **Bodenfeuchte**

- C gravimetrisch (gr.) alle 10 cm + Tensiometer
- P gr., 0-15cm und 15-30 cm, vor und nach der Beregnung kontinuierlich durch Tensiograph in 10 cm und wöchentlich durch Tensiometer
- G Beregnungen: gr. alle 10 cm bis 1.5 m vor und nach der Beregnung neben der Meßfläche; Wasserspannung mit Druckaufnehmertensiometer von 1-150 cm Tiefe alle 30 s; Grundwasserstand (kontinuierlich)  
natürliche Regen: gr. alle 10 cm und mit Gamma-Neutronen-sonde; Wasserspannung mit Druckaufnehmertensiometern (10-300 cm, alle 30 s), Grundwasserstand (alle 30 s)
- H gr., 0-10, 10-20 und 20-30 cm
- M gr., alle 10 cm
- A volumetrisch, fallweise kontinuierlich durch Tensiometer
- T gr., 0-10 und 10-20 cm
- W gr., vor allem in 0-5 cm vor dem Trockenlauf

### **2.2 Bodentemperatur**

- C 0, 3, 5, 15 cm Tiefe (U-Thermistoren)
- G 5, 20 cm Tiefe (Meßfühler PT 100, alle 30 s; nur nat. Regen)
- H 2 cm Tiefe
- K 2, 6, 16, 32, 50, 100 cm Tiefe

### **2.3 Körnung und organische Substanz**

Die Standardmethoden werden von allen Gruppen verwendet.  
(Köhnpipette; Naßveraschung oder katalytische Verbrennung)

### **2.4 Steinbedeckung**

- C, B, H, T Schätzung
- G quantitative Bildanalyse und Schätzung
- W Meterstabmethode, 10 m Meßstrecke

### **2.5 Lagerungsdichte und Porengrößenverteilung**

als Standard bei C, B, G und H (Lagerungsdichte und Gesamtporenvolumen)

### **2.6 Permeabilität und Aggregatstabilität**

- B Stechzylinder
- G Bodenmonolithe (30\*33\*14cm), Beregnung, Tauchsiebung
- H Stechzylinder und Doppelring-Infiltrrometer
- K Haubenpermeameter
- A Stechzylinder, Infiltrrometer, Tauchsiebung
- T Doppelring-Infiltrrometer, Tauchsiebung
- W Perkulationsstabilität

## **3. Vegetations- und Nutzungsparameter**

### **3.1 Bodenbedeckung**

- C Schätzung
- B entfällt (Bracheparzellen)
- P quantitative Bildanalyse

G quantitative Bildanalyse und Schätzung

H Schätzung + Wuchshöhe

K photographisch

M Schätzung

A Schätzung

T Schätzung + Wuchshöhe

W auf der Bodenoberfläche: Meterstabmethode (10 m Meßstrecke)  
höherwüchsige Bedeckung: Digitalisierung von Photos

### 3.2 Pflanzenbauliche Parameter

C, B, G, H, A, W Fruchtfolge, Pflanzenbestand, Bodenbearbeitungsgeschichte, Entwicklungsstadium ...

P Vorfrucht, Primär- und Sekundärbodenbearbeitung, evt. Zwischenfrucht (Sproß- und Wurzelmasse) Wachstumsstadium der Kulturpflanze

K Blattflächenindex, Trockenmasse, Pflanzenhöhe, Stengeldurchmesser

M Wuchshöhe bei Ackerkulturen, sonst pflanzensoziologische Aufnahme

### 3.3 Bodenrauhigkeit

G Stereophotos und automatisiertes stereophotogrammetrisches Verfahren (max. Höhenunterschiede, Standardabweichung, Rauigkeitsbeiwerte wie Manning's n)

H Stereobilder

K photographisch, mittlere Rauhtiefe)

M Stereobilder

W fakultativ (Rauigkeitskette)

## 4. Geländeparameter

### 4.1 Hangposition

als Standard bei G, T, W

### 4.2 Hangform

als Standard bei C, B, P, G, W

### 4.3 Exposition

als Standard bei G, H (Kompaß), T (Kompaß) und W (TK25)

### 4.4 Hangneigung

C Necli-Neigungsmesser

B Schlauchwaage

P Necli-Neigungsmesser

G Meßparzellen: Nivellement

Einzugsgebiete: Digitales Reliefmodell (12.5\*12.5m-Raster)

H Necli-Neigungsmesser

K Nivellement

M Neigungsmesser

A Nivellement

T Necli-Neigungsmesser

W Schlauchwaage

## 5. Parzellen

### 5.1 Parzellengröße

- C Standardparzellen 1 \* 10 m; 2 \* 10 m; 3 \* 20 m  
Miniparzellen 1 \* 2.5 m
- B 1.5 \* 10 m
- P 1-1.5 \* 10 m (je nach Reihenabstand der Kultur und Fragestellung)
- G Berechnungen: 4 \* 12 bis 4 \* 20 m  
Naturparzellen: 2 m Breite, Länge jeweils bis zur Wasserscheide
- H 1 à 2 \* 1 m; 2 à 2 \* 2 m; 2 à 2 \* 4 m; 3 à 2 \* 5 m;  
1 à 2 \* 8 m; 1 à 2 \* 10 m; 1 à 2 \* 20 m; (Dauerparzellen)
- K 2.25 \* 5.33 m
- M überwiegend 5 \* 20 m (bis 5 \* 120 m)
- A Berechnungen: 6 \* 2 m  
Naturparzellen: 22 m
- T 6 à 8 \* 1 m; 3 à 8 \* 2.7 m;  
3 à 16 \* 2.7 m; 3 à 48 \* 2.7 m (jeweils Dauerparzellen)
- W Standardparzellen (Kreisregner) je nach  
Reihenweite 3.75-4.05 \* 10 m  
Rechteckregner 1.5-1.8 \* 4.56 m  
K-Faktor-Dauerparzellen 1 \* 8 m  
bewirtschaftete Dauerparzellen 2.25 \* 5 m; 2.25 \* 10 m  
2.25 \* 22.1 m; 2.25 \* 45 m

### 5.2 Parzellenbegrenzung

- C Kunststoffplatten, 10 cm tief
- B verzinkte Bleche, 15 cm tief
- P Rasenkante, 7-8 cm tief
- G Berechnungen: verzinkte Bleche, 10-20 cm tief  
Naturparzellen: ohne seitliche Begrenzung
- H verzinkte Bleche, 15 cm tief, und Rasenkante, 7-8 cm tief
- K Kunststoffolie, 20 cm tief
- M seitliche Begrenzung
- A Bleche, 25 cm tief
- T Dauerparzellen: Holz, 20 cm tief  
Berechnungsparzellen: Blech, 15 cm tief
- W K-Faktor-Dauerparzellen: Holz, 20 cm tief  
sonstige Parzellen: Blech, 13-25 cm tief

## 6. Abflußparameter

### 6.1 Freies Wasser ("time to ponding")

als Standard nur bei G (Bonitur: Beginn der glänzenden Oberfläche und 50% glänzende Oberfläche) und W (Bonitur der glänzenden Oberfläche)

### 6.2 Abflußbeginn

- C natürlichen Regen: elektrische Kontaktplatte

Berechnungen: visuell

P visuell; nur bei Berechnungen

G Ultraschall-Echolot und Widerstandskette

H visuell; nur bei Berechnungen

M visuell

A visuell ("echtes Fließen"); nur bei Berechnungen

T visuell, z.T. mit Kippwaage

W visuell ("echtes Fließen"); nur bei Berechnungen

### 6.3 Abflußmessung

C Eimer

B Eimer (19 l) als Probenteiler und Tonnen (440 l)

P natürliche Regen: Eimer (20 l) und Kübel (90 l)

Berechnungen: Meßgefäß (3 l) und Eimer (10 l)

G Ultraschall-Echolot und Widerstandskette

H Berechnungen: Meßgefäß (2 l)

natürliche Regen: Eimer (30 l = Sedimentfang) und Tonnen  
(135 - 640 l)

K Eimer (25 l = Sedimentfang) und Kübel (130 l)

M kalibrierte Wannern (500 l)

A Meßzylinder

T Dauerversuch: Sammelgefäß oder Kippwaage

Einzelmessungen: Eimer (10 l)

W Berechnungen: Meßgefäß (2 l) bei geringen Abflüssen  
sonst Eimer mit Stangenkreuz (5 und 10 l)

natürliche Regen: Eimer (10 l = Sedimentfang) und Tonnen  
(300 und 500 l)

### 6.4 Abtragsmessung

C Berechnungen: Gesamtmaterial

natürliche Regen: bis 30 l Gesamtmaterial, sonst Mischprobe

B Gesamtmaterial der Eimer und Aliquote aus der Tonne

P Gesamtabtrag weitgehend eintrocknen, wiegen und Feuchte  
bestimmen

G Schwebstoffe: autom. Probenehmer (im 1-10-min-Rhythmus)

Bedload: Sedimentfang (Totalisator)

H Berechnungen: Gesamtmaterial

natürliche Regen: bis 30 l Gesamtmaterial, sonst Mischprobe

K nach Sedimentation Trocknung; bei >25 l Abfluß zusätzliche  
Mischprobe aus Kübel

M 1-l-Abflußaliquote je 50-100 l Abfluß

A Berechnungen: Dekantieren und Eintrocknen

Naturparzellen: Probenteiler und Filtertuch

T Gesamtmenge oder Stichprobe

W Berechnungen: an ca. 25 l-Abflußaliquoten/h Sediment-  
gehaltsbestimmung

natürliche Regen: nach Sedimentation Trocknung; bei >10 l  
Abfluß zusätzliche Mischprobe aus Tonne

## Feldmethoden zur quantitativen Bodenerosionserfassung

von  
PRASUHN, V. und D.SCHAUB\*

### 1. Einleitung

Bodenerosionsmessungen bilden nunmehr seit über einem Jahrzehnt einen Forschungsschwerpunkt am Geographischen Institut der Universität Basel. In dem seit 1978 vom Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung (SNF) unterstützten Projekt "Quantitative Bodenerosionsforschung auf Schweizerischen Agrarflächen" wurde dem komplexen Forschungsgegenstand entsprechend ein geökologisch-holistischer Ansatz entwickelt (H.LESER 1986), der auf umfangreichen Feldmessungen basiert und in verschiedenen Testgebieten realisiert wurde (Abb.1). Die "mehrstufige Messmethodik" ist inzwischen ausgereift und hat sich bewährt. Sie wurde erfolgreich auch unter mediterranen Verhältnissen angewandt (K.HERWEG 1988) und bildet die Grundlage der Feldarbeit im Erosionsteil des Nationalen Forschungsprogrammes (NFP) 22 "Nutzung des Bodens in der Schweiz".

Über Einsatzmöglichkeiten, Probleme und Fehlerabschätzungen der eingesetzten Feldmethoden wird im folgenden berichtet. Die wissenschaftlichen Publikationen zu diesem Thema sind in einem Schriftenverzeichnis zusammengestellt (FORSCHUNGSGRUPPE BODENEROSION 1988).

### 2. Bodenkundlich-geomorphologische Feldmethodik

Die flächenhafte Aufnahme der sichtbaren Erosionsformen erfolgt über die "Komplexe Schadenskartierung". Die Formen werden vermessen, in einer Formensystematik klassifiziert und im Masstab 1 : 5000 kartiert. Flächendeckende Boden- und Substrataufnahmen, geomorphologische Kartierungen (Neigung und Wölbung) und die Kartierung der agrotechnischen Randbedingungen (Landnutzung, Bearbeitungszustand und -richtung) vervollständigen die Komplexe Schadenskartierung. Gleichzeitig kann eine erste Ursachenanalyse vor Ort getroffen werden (z.B. Fremdwassereinbruch vom Feldweg, Interflowaustrittsstelle, Muldenlage etc.). Weiterhin wird das morphographische Einzugsgebiet und die Grösse der geschädigten Fläche abgeschätzt. Über das Volumen der ausgemessenen Formen und die Lagerungsdichte des Bodens kann die umgelagerte Bodenmenge errechnet und auf verschiedene Flächeneinheiten ( t/ha, t/Acker-schlag, t/geschädigte Fläche) bezogen werden. Da Bodenerosion überwiegend auf vegetationsfreien oder nur relativ dünn bewachsenen Ackerflächen stattfindet sind auch Kleinstrillen von 1-2 cm Tiefe bzw. Breite meist sichtbar und somit messbar. Daher eignet sich die Komplexe Schadenskartierung nicht nur für Grossformen, selbst kleine Abtragsbeträge von 0,1 t/ha können erfasst werden. Die Messgenauigkeit kann nach langjährigen Erfahrungen mit durchschnittlich  $\pm 25\%$  angenommen werden (D.SCHAUB 1988). Nur bei hoher Erosionsformendichte (Runspülung) und bei hohem Vegetationsbedeckungsgrad ist mit grösseren Messfehlern zu rechnen.

\*Forschungsgruppe Bodenerosion, Geographisches Institut der Universität Basel, Klingelbergstr.16, CH-4056 Basel

Neben den Erosionsformen wird auch der Akkumulationsbereich erfasst. Die Differenzierung in Akkumulation auf demselben Feld, Akkumulation auf hangabwärts gelegenen Flächen sowie Abspülung in die Kanalisation oder in den Vorfluter ermöglicht einen ersten Bezug zur Problematik Bodenerosion-Gewässerbelastung. Ein Einzelbearbeiter mit Gebietskenntnissen vermag etwa 1 km<sup>2</sup> Ackerfläche pro Tag derart detailliert aufzunehmen.

Durch den parallelen Einsatz von Feldkästen (Materialfangkästen von 1m Breite und 120 l Fassungsvermögen) lässt sich die Aussagegenauigkeit der Kartierung beträchtlich erhöhen. Feldkästen zeichnen sich durch einfache und flexible Handhabung sowie vielseitige Einsatzmöglichkeiten aus.

Sie dienen überwiegend der Erfassung der nicht sichtbaren oder in Form von Kleinstrillen nur schwer kartierbaren flächenhaften Abspülung. Entsprechend ist ihr Einsatzort zu wählen (Abb.2). Die zu erwartende Abtragsmenge darf das Auffangvolumen eines oder mehrerer nebeneinander eingebauter Feldkästen nicht überschreiten. Für gestreckte Hänge hat sich eine Einzugsgebietsgrösse von mindestens 10 m<sup>2</sup> und höchstens 100 m<sup>2</sup> als problemlos ergeben, in Mulden liegt die Obergrenze bei ca. 60 m<sup>2</sup>, wobei durch den Einsatz mehrerer Feldkästen auch ein grösseres Einzugsgebiet abgedeckt werden kann. Seitliche Begrenzungsstreifen von 1-2m Länge verhindern ein Vorbeifliessen des Erosionsmaterials. Der Messfehler (Fehler bei der Einzugsgebietsabgrenzung, Fehler bei der Materialentnahme) liegt bei  $\pm 15\%$ .

Eine Möglichkeit des Einsatzes von Feldkästen ist beispielsweise die Erfassung der Erosionswirkung von Traktorspuren. In einem Winterweizenfeld im Untersuchungsgebiet Hochrhein mit einer durchschnittlichen Hangneigung von 2,5° und einer Hanglänge von 82 m wurde in einer Fahrspur 29430 g Bodenmaterial in einem Feldkasten aufgefangen, zwischen den Fahrspuren dagegen nur 1615 g. Die Bodenverdichtung hat zu einer 18 mal höheren Abtragsmenge geführt. Multipliziert man die Abtragsmengen mit der Anzahl der Fahrspuren, kommt man auf einen Bodenverlust von 0,8 t/ha. Ohne den Einsatz von Feldkästen wäre dieser Schaden unberücksichtigt geblieben, da weder Erosions- noch Akkumulationsformen sichtbar waren. Nicht kartierbare Erosionsschäden können bis zu 3 t/ha ausmachen.

Weiterhin können Feldkästen in bereits bestehende Erosionsformen eingebaut werden, um die sehr schwer kartierbare Überformung und Vertiefung älterer Rillen durch weitere Ereignisse zu überprüfen. Letztendlich wird in allen Fällen Erosionsmaterial für die Laboranalyse gewonnen, um den Humus- und Nährstofftransport zu beurteilen. Über die berechneten Abtragsmengen lassen sich die entsprechenden Stoffverluste abschätzen.

Erosionsmessungen auf Standardmessparzellen (1 x 10 m) dienen lediglich dem regionalen und überregionalen Gebietsvergleich. Ebenso werden Beregnungsversuche auf diesen Parzellen nur als Ergänzung zu den Feldmethoden gesehen und werden zur Überprüfung spezieller Fragestellungen (z.B. K-Faktor, Aggregatstabilität) herangezogen.

### 3. Langjährige Messergebnisse

Der regionale Vergleich der langfristigen Abtragsmengen zeigt die unterschiedlich grosse Erosionsgefährdung geökologisch verschie-



den ausgestatteter Gebiete (Abb.1). Auf der grösstenteils flachen Niederterrasse mit ihren Schotter-Braunerden im Gebiet Hochrhein I hat die Bodenerosion praktisch keine Bedeutung. Die tiefgründigen Lössböden der Hochterrasse zeigen dagegen aufgrund der hohen Erodibilität (K-Faktor = 0,5) auch die grössten durchschnittlichen und maximalen Abtragsbeträge. Hier werden ca. 25% der Ackerflächen über die Toleranzgrenze hinaus geschädigt. Die tonig-lehmigen Böden im Jura weisen zwar insgesamt eine höhere Abtragsresistenz auf, werden jedoch bei Überschreiten eines gewissen Erosivitätswertes überproportional geschädigt, so dass einige wenige grosse Niederschlagsereignisse pro Jahr zu erheblichen Bodenverlusten der meist nur geringmächtigen Böden führen. Verglichen mit der Erosionsdisposition sind die auf den Ackerflächen gemessenen Abtragsbeträge im Napf relativ gering. Erklären lässt sich dies durch die gebietstypische landwirtschaftliche Nutzung: der traditionelle Anbau auf kleinen Parzellen mit geringem Maschineneinsatz und wechselnden Fruchtfolgen verhindert das Auftreten von grösseren Bodenerosionsschäden.

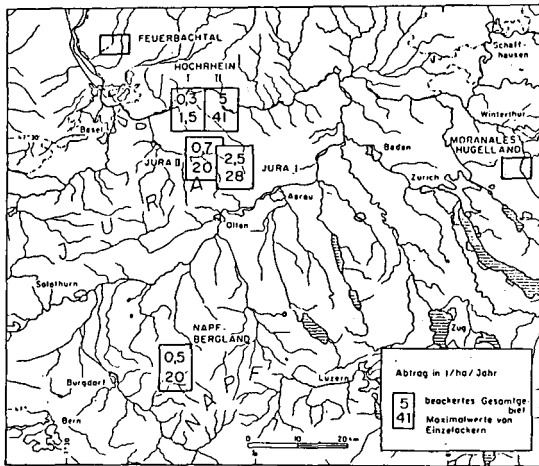
#### 4. Perspektiven

In der ersten Phase des laufenden Projektes stand die Entwicklung von geeigneten Feldmessmethoden, um die Bodenerosion quantitativ in verschiedenen schweizerischen Testlandschaften zu erfassen. Die inzwischen in der Bodenerosionsdatenbank ERODAT strukturierten und abgespeicherten Daten bilden die Basis für systematische Gebietsvergleiche sowie für die Entwicklung und Überprüfung von Computer-Simulationsmodellen, z.B. der USLE (D.SCHAUB & W.DETTLING 1987). Da auch im NFP 22-Projekt die gleiche Messmethodik zur Anwendung kommt, ist mit einer Bodenerosionsvorhersage für die gesamte Schweiz bald zu rechnen.

In einer zweiten Phase stehen zur Zeit Erosionsverminderungsmassnahmen durch praxisnahe Anbauversuche im Masstab 1 : 1 in Kooperation mit landwirtschaftlichen Schulen im Vordergrund. Daneben rücken Fragen der ökologischen Folgen der Bodenerosion, z.B. hinsichtlich der Gewässerbelastung durch abgeschwemmte Nähr- und Schadstoffe im Erosionsmaterial (V.PRASUHN 1988) oder der Hochwassergefährdung zunehmend ins Interesse.

#### 5. Literatur

- FORSCHUNGSGRUPPE BODENEROSION, 1988: Schriftenverzeichnis: Bodenerosion, 7 S. (als Manuskript vervielfältigt).
- HERWEG, K., 1988: Bodenerosion und Bodenkonservierung in der Toscana, Italien. - Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie, Bd. 9, 175 S.
- LESER, H., 1986: Bodenerosion - Erforschung eines geoökologischen Prozesses. - Hallesches Jahrb. f. Geowissenschaften, 11, S. 1-17.
- PRASUHN, V., 1988: Bodenerosion und Bodenerosionsbekämpfung im Basler Tafeljura - ein nährstoffliches Problem? - Regio Basiliensis, 29, (im Druck).
- SCHAUB, D., 1988: Bodenerosion auf dem Möhlener Feld als Landnutzungsproblem. - Regio Basiliensis, 29, (im Druck).
- SCHAUB, D. & W.DETTLING, 1987: Die Bodenerosionsdatenbank ERODAT und ihre Anwendungsmöglichkeiten. - Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges., 53, S.255-260.



Gebiet	Hauptbodenform	K-Faktor	Niederschlag (mm)	Bearbeitungszeitraum
Hochrhein I	Schotter-Braunerde	0,20	1 000	seit 1975
Hochrhein II	Löss-Parabraunerde	0,55	1 000	
Jura I	tonig-lehmige	0,30	1 120	seit 1978
Jura II	Kalk-Braunerden	0,28	1 090	seit 1983
Napf	sandig-lehmige Braunerden	0,30	1 200	1980 - 1983
Moränales Hügelland	lehmige Braunerden	0,20	1 150	seit 1987
Feuerbachtal	Löss-Parabraunerden	0,50	900	seit 1987

Abb. 1: Regionaler Vergleich der Abtragungsmengen sämtlicher Untersuchungsgebiete.

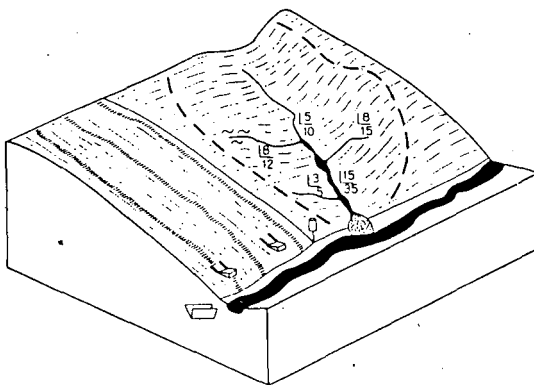


Abb. 2: Kontinuierliche Erfassungsmethoden in der flächenhaften Messebene. Nur auf diese Weise ist eine quantitative Übersicht des Erosionsgeschehens unter realen landwirtschaftlichen Bedingungen möglich. Weitere Erläuterungen im Text.

Die Ermittlung von gebietsspezifischen, den  
Bodenabtrag bestimmenden Faktoren in Nordrhein-  
Westfalen (Anpassung der UBAG)

von  
Botschek, J.†)

**Zusammenfassung**

Im Zuge einer Anpassung an die regionalen und lokalen Verhältnisse in NRW soll der Bodenerodierbarkeitsfaktor der "Universalen Bodenabtragungsgleichung", UBAG (WISCHMEIER u. SMITH 1978), unter Feldbedingungen untersucht und gegebenenfalls modifiziert werden.

**Versuchsmethodik**

Die Versuchsmethodik orientiert sich an den für die Anwendung der in den USA entwickelten Gleichung ( $A = R * K * L * S * C * P$ ) benötigten Parametern .

1. Klimatische Parameter (R-Faktor)

- Niederschlagsmessung natürlicher Regen mit Niederschlags-schreiber (Vorschub 1,6 o. 2,0 cm/h), kontinuierliche Mes-sung im Sommerhalbjahr, keine Winteraufzeichnungen, Aus-wertung mit Hilfe eines Digitalisiertableaus
- künstliche Beregnung im Sommer '88 vorgesehen (Bonner Re-gensimulator)

2. Bodenparameter (K-Faktor)

- Korngrößenverteilung im Feinboden (Naßsiegung, Pipettme-

---

†) Institut für Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

thode nach Köhn)

- Gehalt an organ. Substanz (Lichterfelder Methode)
- Lagerungsdichte u. Porengrößenverteilung (Stechzylinderanalyse)
- Aggregatklasse (Bodenkundl. Kartieranleitung)
- Permeabilitätsklasse (Stechzylinderanalyse)
- Steinbedeckung (Schätzung)

### 3. Vegetations- u. Nutzungsparameter (C-Faktor)

- Pflanzenbauliche Parameter: Fruchtfolge, Bodenbearbeitungsgeschichte (Schlagkartei, mündl. Auskunft d. Landwirtes)

### 4. Geländeparameter (S-Faktor)

- Hangneigung (Schlauchwaage)
- Hangausformung (visuelle Beurteilung, Schlauchwaage)

### 5. Parzellenparameter (L-Faktor)

- Parzellengröße: 1,5 x 10,0 m
- Parzellenbegrenzung: verzinkte Bleche, 15 cm tief

### 6. Abfluß- u. Abtragsparameter (Bodenabtrag A)

- Abflußmessung: 19 l-Eimer als Probenteiler eingehängt in  
440 l-Tonnen
- Abtragsmessung: Eimer (Sediment quantitativ entnommen)  
Tonne (Aliquote entnommen)

Erosionsschutzmaßnahmen (P-Faktor) werden nicht in die Untersuchungen einbezogen.

## **Lösungsansatz**

Die Faktoren L und S dürften als Topographiefaktoren nicht wesentlich von den amerikanischen Werten abweichen. Das gleiche gilt für die Faktoren C und P, da sich Kulturverfahren sowie erosionsvermindernde Maßnahmen im modernen Landbau Europas und

der USA entsprechen.

Gebietsspezifisch ist in erster Linie der Faktor R, der mit Hilfe der Daten standortnaher Regenschreiber berechnet wird und der Faktor K, der auf 8 repräsentativen Standorten in Nordrhein-Westfalen überprüft werden soll.

Über die Anlage der Versuchseinrichtungen auf Standardhängen mit gleichen Reliefeigenschaften, Kulturverfahren und Erosionsschutzmaßnahmen werden die Faktoren L, S, C und P ausgeschaltet, so daß sich die Bodenabtragungsgleichung auf  $A = R * K$  reduzieren läßt. Durch Umformung ergibt sich die Fragestellung der Arbeit:

$$K = A/R.$$

## **Versuchsdurchführung**

### Standorte

Ausgewählt wurden 8 Standorte, die in bodenkundlicher und klimatologischer Hinsicht ein weites Spektrum der nordrhein-westfälischen Kleinlandschaften abdecken, soweit dort Erosion auf Ackerflächen stattfindet (s. Karte).

Die Flächen sind in private landwirtschaftliche Betriebe integriert, so daß eine Behinderung der normalen Bewirtschaftung möglichst gering gehalten werden muß.

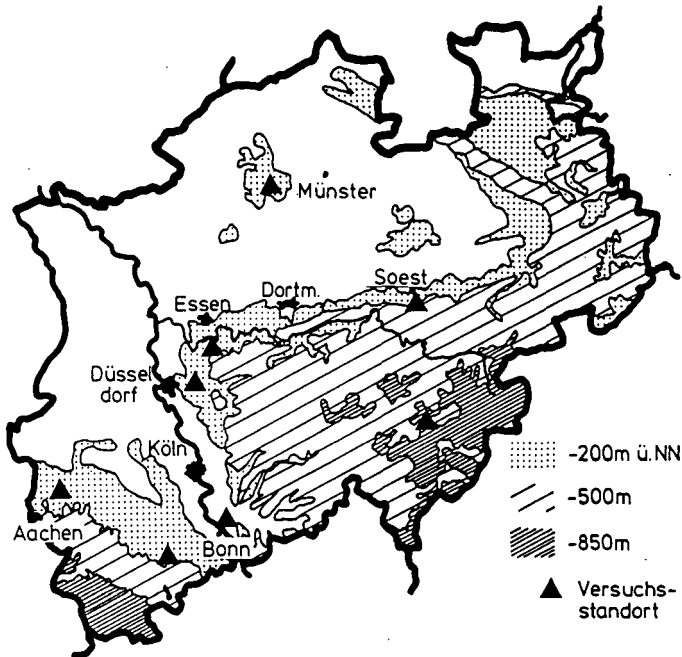
Ein wichtiges Kriterium war das Vorhandensein eines Niederschlagsschreibers in unmittelbarer Nähe jedes Standortes, um die Berechnung des R-Faktors gewährleisten zu können.

### Erosionsmessung

Erosionsmeßparzellen wurden in 2 Wiederholungen je Standort angelegt. Sie werden vegetationslos gehalten; bei hangparalleler Bearbeitung soll ständig Saatbettgefüge vorliegen. Die Parzellenmaße entsprechen den Erfordernissen für den Einsatz des vom Institut für Landtechnik, Univ. Bonn, entwickelten Regensimulators.

Durch kombinierte Gefäße wurden Auffangeinrichtungen geschaffen, die sowohl geringe als auch sehr große Abflusmengen aus natürlichen oder künstlichen Regen erfassen können, so daß ein Vergleich des aus der UBAG errechneten Bodenabtrages mit dem am Standort aufgefangenen bzw. der errechneten und empirisch ermittelten K-Faktoren erfolgen kann.

### Lage der Versuchsstandorte



### Literatur

WISCHMEIER W.H., D.D.SMITH 1978: Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning, USDA, Agric. Handbook No.537

Bestimmung der Erosionsgefährdung verschiedener Anbauverfahren  
(z.B. bei Zuckerrüben) mit Regensimulation  
- Bonner Regensimulator -

von

Wolfgarten, H.-J. und H. Franken \*)

Problemstellung

Bei Untersuchungen zur Erosionsgefährdung von Böden unter pflanzenbaulichem Aspekt ist weniger die Messung der absoluten Höhe des Bodenabtrags von Bedeutung, als vielmehr die Bestimmung der relativen Erosionsdisposition in Abhängigkeit von acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen.

Da natürliche Starkregen, die bei diesen Erosionsmessungen notwendig sind, an den Meßstandorten häufig ausbleiben, bietet die Regensimulation besonders bei Versuchen mit zahlreichen Bodenbearbeitungsvarianten große Vorteile. Sie ermöglicht es langwierige Feldversuche zu verkürzen und die Wirkung verschiedener Erosionsschutzmaßnahmen zu quantifizieren. Die Regensimulation liefert vergleichbare Niederschläge an nahezu jeder beliebigen Stelle von beliebiger Häufigkeit, Dauer und Regendichte.

Durch die unmittelbare Beobachtung bei der Regensimulation ist die zeitliche Auflösung des Erosionsereignisses möglich:

Es lassen sich nicht nur die Abflußmenge, sondern auch ihre Veränderung, die Abflußgeschwindigkeit und weiterhin der Abflußbeginn und damit die Infiltrationskapazität in Abhängigkeit von der Niederschlagsdichte bestimmen (Schmidt, 1983).

Da bei diesen Untersuchungen Zielgröße der Vergleich unterschiedlicher Rübenanbauverfahren im Hinblick auf ihre Erosionsanfälligkeit ist, wurde ein schnell aufzubauender und von Parzelle zu Parzelle einfach umzusetzender Regensimulator des Instituts für Landtechnik der Universität Bonn eingesetzt (Kromer und Vöhringer, 1988).

Folgende Parameter sind bei der Regensimulation zu erfassen:

**1. KLIMATISCHE PARAMETER**

1.1. Windgeschwindigkeit (m/s)

1.2. Niederschlagsdichte und -dauer regulierbar

Berechnungszyklus z.B.:

1. Regenlauf 15 min lang mit  $i=50\text{mm/h}$  ( $=12,5\text{mm}$ ), 5 min Pause

2. Regenlauf 15 min lang mit  $i=50\text{mm/h}$  ( $=12,5\text{mm}$ )

---

\*) Institut für Pflanzenbau der Universität Bonn, Abteilung Bodenbearbeitung und Angewandte Bodenphysik, Katzenburgweg 5, 53 Bonn1

## 2. BODENPARAMETER

- 2.1. C-Gehalt
- 2.2. Korngrößenverteilung
- 2.3. Bodenfeuchte
  - *Meßmethode*: Gravimetrisch
  - *Einheit*: Gew. %
  - *Meßfrequenz*: Vor und nach der Beregnung
  - *Meßtiefe*: Z.B. 0-15cm, 15-30cm

## 3. STANDORTPARAMETER

- 3.1. Hangneigung
  - *Meßmethode*: Optisch (Necli-Neigungsmesser)
  - *Einheit*: Prozent oder Grad Neigung
  - *Meßgenauigkeit*: 0,5 %-Punkte
- 3.2. Hangform
  - *Anforderung*: Gleichmäßiges Gefälle ohne Seitenhang

## 4. PARZELLENPARAMETER

Feldstationen in Anlehnung an JUNG (1955) auf einem repräsentativen Hangausschnitt

- 4.1. Parzellenbreite
  - Pflanzenbauliche Gründe (Reihenkultur Zuckerrübe) führen zur Festlegung auf z.B. 1,5m Meßparzellenbreite (= drei Rübenreihen und eine Schlepperradspur) und erlauben so eine Übertragung auf die Gesamtfläche. Zwei Meßwiederholungen von je 1,5 m Breite werden bei einem Beregnungsdurchgang erfaßt (Abb. 1). Parzellenbreite bei spezieller Fragestellung (z.B. Fahrspureinfluß) = 1,0 m (Wolfgarten, Franken u. Altendorf; 1987)
- 4.2. Parzellenlänge
  - Durch Regensimulator auf 10 m festgelegt
- 4.3. Parzellenabgrenzung
  - 15cm breite und 10cm tief in den Boden eingelassene Rasenkanten
- 4.4. Abflußblech
  - Ebenerdiger Einbau am Parzellenende
- 4.5. Auffanggefäße
  - Meßgefäß (3l), Kübel (90l) und Eimer (20l) zur Bodensedimentation
- 4.6. Oberflächenbedeckung
  - *Meßmethode*: Quantitative Bildanalyse (Kühbauch, 1985)
  - *Einheit*: % Bodenbedeckung
  - *Meßfrequenz*: zu jedem Beregnungstermin

## 5. ABFLUßPARAMETER

- *Meßmethode*: Volumetrisch
- *Einheit*: l/min
- *Meßgenauigkeit*: 0,1 l
- *Meßfrequenz*: beliebig, z.B. Abfluß/min (Abb. 2), Abflußbeginn



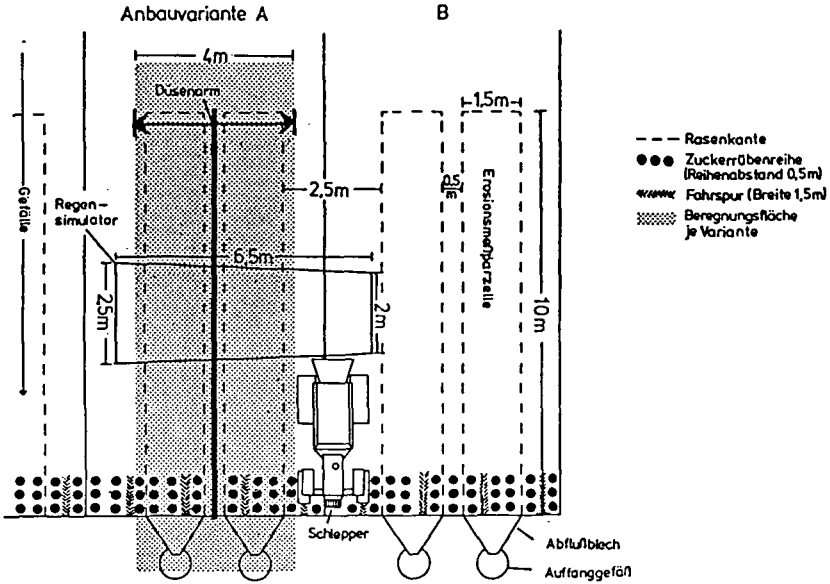


Abb. 1: Regensimulation im Rübenanbau

Abflußrate/Parzelle

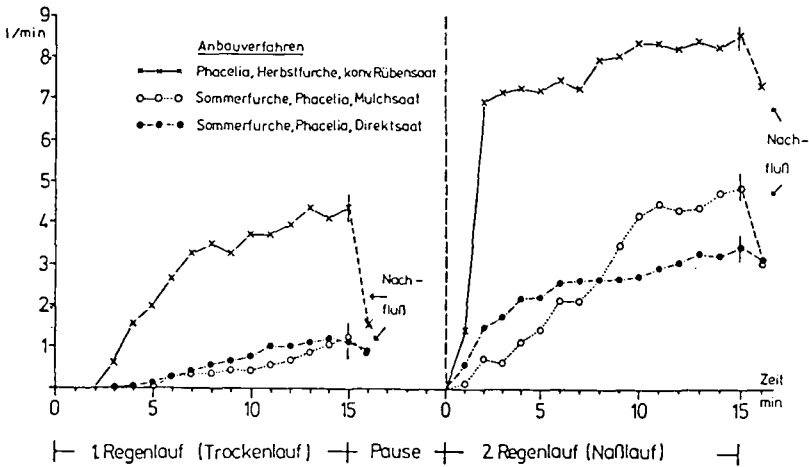


Abb. 2: Einfluß des Anbauverfahrens bei Zuckerrüben auf die Abflußrate  
Heiderhof 30.06.87

## 6. ABTRAGSPARAMETER

- *Meßmethode*: Gravimetrisch nach Eintrocknen des Sediments.
- *Einheit*: g
- *Meßgenauigkeit*: 50 g bei 15 m<sup>2</sup>  $\hat{=}$  35 kg/ha
- *Meßfrequenz*: Beliebig z.B. nach jedem Beregnungslauf

## 7. AKH - BEDARF BEI REGENSIMULATION

- *Verladezeit*: 30 - 45 min mit 3 AK
- *Rüstzeit*: 20 - 30 min mit 3 AK
- *Umsetzzeit*: 10 min mit 3 AK

### Zusammenfassung

Die vorgestellte Erosionsmeßmethode mit Regensimulation weist folgende Vorteile auf :

- Rasche Verfügbarkeit der Meßergebnisse, d.h. Quantifizierung der Wirkung verschiedener Bodenbearbeitungsmaßnahmen innerhalb kurzer Zeit
- Erfassung des zeitlichen Verlaufs der Erosionsdisposition in Abhängigkeit von Anbauverfahren und Kulturpflanze
- Zeitliche Auflösung des Erosionsereignisses
- Gute Reproduzierbarkeit der Niederschläge bei beliebiger Wahl von Regendichte, -dauer etc.
- Erfassung des Einflusses verschiedener Oberbodenzustände (verschlämmt/nicht verschlämmt; feucht/trocken; Bedeckungsgrad) in Wechselwirkung mit Anbauverfahren und Kulturpflanzenart

### Literatur

- Jung, L., 1955: Anlage zur Messung von Abfluß und Abtrag auf Landwirtschaftlichen Nutzflächen. Wasser und Boden, 6, 196-198
- Kromer, K.H. u.R. Vöhringer, 1988: Vergleich von Düsenregensimulatoren. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., (in diesem Band)
- Kühbauch, W., 1985: Anwendungsmöglichkeiten der quantitativen Bildanalyse mit Echtfarbenerkennung in der pflanzenbaulich - botanischen Forschung. Angew. Botanik, 59, 209-218
- Schmidt, R.G., 1983: Technische und methodische Probleme von Feldmethoden der Bodenerosionsforschung. Geomethodica, 8, 81-85
- Wolfgarten, H.-J., H.Franken u. W.Altendorf, 1987: Einfluß der Anbautechnik bei Zuckerrüben auf Bodenerosion und Ertrag. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 343-348

-----

Diese Untersuchungen werden im Rahmen des Lehr- und Forschungsschwerpunktes "Umweltverträgliche und standortgerechte Landwirtschaft" an der Landwirtschaftlichen Fakultät der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn durchgeführt. Für die finanzielle Unterstützung dieses Projektes sei dem Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen an dieser Stelle gedankt.

Kurzbeschreibungen der  
Versuchseinrichtungen zur Untersuchung von  
Oberflächenrauigkeit, Oberflächenabfluß und Bodenwasserfluß,  
Aggregatstabilität und Oberflächenverdichtung,  
Bodenerosion durch Regentropfen und Oberflächenabfluß

Inhalt:

1. Laborberegnungsanlage I
2. Laborberegnungsanlage II
3. Feldberegnungsanlage I
4. Feldberegnungsanlage II
5. Laborversuchserinne
6. Anlage zur Messung der Oberflächenrauigkeit im Feld

**1. Laborberegnungsanlage I zur Untersuchung von Bodenwasserfluß, Oberflächenverdichtung und Regentropfenerosion**

Die Oberfläche der Versuchsfläche umfaßt 0.1 m<sup>2</sup>. Es können ungestörte, bis zu 14 cm hohe Bodenmonolithe oder gestörte Proben beregnet werden. Durch eine Fallhöhe von 23 m wird die Fallendgeschwindigkeit erreicht. Es können Niederschlagsintensitäten von 10 mm/h bis 242 mm/h simuliert werden.

Kernstück der Anlage ist eine Tropfplatte mit Kapillaren, die Innendurchmesser von 0.1 mm, 0.5 mm und 1.0 mm Durchmesser besitzen. Jeder Kapillartyp ist mit einem gesonderten Wasserversorgungsbehälter verbunden. Die Behälter, in denen unterschiedliche Wasserstände eingestellt werden können, können stufenlos zwischen 0 und 70 cm Höhe über der Tropfplatte aufgehängt werden. Dadurch können Niederschlagsintensität und Tropfenspektren variiert werden. Die von der Tropfplatte fallenden Wassertropfen fallen auf ein engmaschiges Netz, das die drei Tropfengrößen zu einem naturnahen kontinuierlichen Tropfenspektrum verändert. Für Niederschläge mit den Intensitäten 13.5 mm/h, 24.5 mm/h bzw. 32.6 mm/h wurden kinetische Energien von 210, 524 bzw. 677 J/m<sup>2</sup>h berechnet.

Die Probe wird auf ein Sandbett mit Keramikkerzen gesetzt und seitlich abgedichtet. Mit Hilfe der Kermaikkerzen kann die gewünschte Saugspannung in 14 cm Tiefe eingestellt werden. Das Wasser, das die Keramikkerzen aus der Bodenprobe absaugen, wird von einem automatischen Probenehmer in wählbaren Zeitabschnitten in Flaschen abgefüllt. Auf die Bodenprobe wird eine Vorrichtung zum Auffangen des fortgeschleuderten Bodenmaterials gestellt. Eine automatischer Probenehmer erfäßt das Oberflächenwasser. In der Bodenprobe werden in 0.5, 6.0 und 11.5 cm Tiefe je 3 Tensio-meter mit Stabkeramikkerze installiert. Die Bodenprobe kann zur Simulation unterschiedlicher Hangneigungen mitsamt der Ablaufvorrichtung beliebig stark geneigt werden. Der sich bildende Oberflächenabfluß wird aufgefangen und von einem automatischen Probenehmer abgefüllt.

## 2. Laborberechnungsanlage II zur Untersuchung der Aggregatstabilität

Die Berechnung erfolgt über Kapillaren. Das Berechnungswasser wird über eine Pumpe in einen Vorratsbehälter befördert, dessen Boden aus einer Tropfplatte mit Kapillarröhrchen besteht, die bei einer überstehenden Wassersäule von 10 cm die unten angegebene Tropfengröße erzeugen.

Größe der Versuchsfläche:	0.07 m <sup>2</sup>
mittlerer Tropfendurchmesser:	3.3 mm
Fallhöhe:	4.90 m
Berechnungsdauer:	3 min
Regenenergie:	999.71 J/m <sup>2</sup> h

Durch Trockensiebung werden einheitliche Aggregatgrößenklassen mit den Äquivalentdurchmessern 1-2 mm, 2-3 mm und 3-5 mm gewonnen und beregnet. Die Vorbefeuchtung erfolgt kapillar auf keramischen Platten. Untersucht werden folgende Bodenparameter: Korngrößenverteilung (KÖHN), Humusgehalt (trockene Veraschung), Kationenaustauschkapazität (MEHLICH), Anteile verschiedener Kationen an der KAK (mit AAS), Menge und Größenzusammensetzung der beregneten Bodenaggregate.

## 3. Feldberechnungsanlage I zur Untersuchung von Infiltration, Bodenwasser- und Oberflächenabfluß sowie Bodenerosion durch Oberflächenabfluß

Abmessung der Versuchsfläche:	4 m x 25 m
mittlerer Tropfendurchmesser:	2.4 mm (ermittelt durch Mehlmethode)
mittl. Tropfengeschwindigkeit:	6.1 m/s (photographisch bestimmt)
Niederschlagsintensitäten:	45 mm/h bis 90 mm/h

Folgende Meßgeräte sind an eine mobile automatische Meßdatenerfassungsanlage angeschlossen:

- 2 Regenmesser mit Wippenmeßwerk (Auflösung: 0.1 mm Niederschlag)
- 11 Druckaufnehmertensiometer in den Tiefen 2, 10, 20, 30, 50, 70, 100 cm
- 4 Bodenluft-Druckaufnehmer in den Tiefen 10, 20, 30 und 70 cm
- 1 Ultraschall-Echolot
- 1 automatischer Probenehmer mit 45 Flaschen à 250 ml

Die Anlage besteht aus 9 in 2 m Höhe an Rohrstützen befestigten und höhenlinienparallel angeordneten, 5 m langen Düsenrohren (dünnwandige verzinkte Stahlrohre von 37 mm Durchmesser, Typ HDRB/5 der PERROT-Hydor Landregenanlage) an denen Spiraldüsen (PERROT GSD 30) angeschlossen sind. Der Wasserdruck wird von einer Pumpe erzeugt und durch einen Druckbegrenzer konstant gehalten. Zur Verringerung der Randeffekte auf der Meßfläche wird zusätzlich ein über 2 m breiter Randstreifen mitberegnet. Der auf der Meßfläche (begrenzt durch Stahlbleche) entstehende Oberflächenabfluß wird über breite Auffangdreiecke durch ein Sedimentationsbecken und ein Meßgerinne geleitet. Das Sedimentationsbecken steht auf einer Laufgewichtswaage (Wägebereich 10 bis 250 kg, Ablesegenauigkeit 100 g). In dem Meßgerinne (100 cm Länge, 35 cm Höhe) wird mithilfe eines Ultraschall-Echolotes (Hersteller: ENDRESS und HAUSER) der Wasserstand gemessen. Der Oberflächenabfluß kann in einem Meßbereich von weniger als 0.0001 l/sec bis über 7 l/sec erfaßt werden. Am Auslaß des Gerinnes entnimmt ein automatischer Probenehmer im zwei Minuten-Rhythmus Wasserproben für die gravimetrische Bestimmung des Schwebetrags.

#### 4. Feldberegnungsanlage II zur Untersuchung von Infiltration, Bodenwasser und Oberflächenabfluß sowie Bodenerosion

Abmessung der Versuchsfläche:	1 m <sup>2</sup>
mittlerer Tropfendurchmesser:	2.1 mm
mittlere Fallgeschwindigkeit:	5.9 m/s
Fallhöhe:	1.2 bis 1.7 m
Intensitäten:	1.5 bis 3.6 mm/min

Die Beregnung erfolgt aus einer Düse, in der sich durch Wasserdruck eine Spindel dreht. Dadurch wird eine homogene Niederschlagsverteilung auf der Beregnungsfläche ermöglicht. Die Düse ist über einen Zuleitungsschlauch mit einer Motorpumpe und Wasservorratsgefäßen verbunden. In die zu beregnende Fläche wird ein 10 cm hoher Metallring etwa 2 bis 6 cm tief in den Boden gedrückt. Um Randeffekte zu vermeiden, wird ein Bereich von ca. 1.4 m<sup>2</sup> beregnet. Der auf der 1 m<sup>2</sup> Fläche auftretende Oberflächenabfluß wird über einen Abflußkasten in einen Meßbehälter (17 l Fassungsvermögen) geleitet, der in einer 50 cm tiefen Grube steht.

Vor den Beregnungen werden in unmittelbarer Nähe der Beregnungsfläche erfaßt:

- Ausgangsbodenfeuchte in 0-2, 2-5, 5-10 und 20 -30 cm Tiefe,
- Wasserspannung in 4, 8, 12, 20, 30, 50 und 70 cm Tiefe.

Während den Beregnungen werden erfaßt:

- Abflußbeginn,
- Abflußmenge (jede 3. Minute für ein Zeitintervall von 60 sec),
- Wasserprobe (jede 6. Minute) für die Analyse des Schweb- und Nährstoffaustrags im Labor.

Nach den Beregnungen wird das Bodenprofil aufgegraben und im Detail aufgenommen. Proben werden entnommen zur Bestimmung von:

- Porenverteilung (Stechzylinder),
- Humusgehalt,
- Körnung.

#### 5. Laborversuchserinne zur Untersuchung von Oberflächenabfluß und Oberflächenrauigkeit

Die 6 m<sup>2</sup> große Gerinnegrundfläche ist durch 5 cm hohe Rahmen in 96 quadratische Felder unterteilt. In jedem Feld befindet sich eine 15 cm lange Saugkerze, die eine Simulation der gewünschten Saugspannung ermöglicht. Auf diese Felder wird 15 cm mächtiges, gestörtes Sediment aufgebracht.

Durch unterschiedliche Wasser-Sediment-Gemische, die am Gerinneeinlauf über die gesamte Breite von 1.5 m zugegeben werden, können unterschiedliche Hangpositionen simuliert werden; das Gefälle kann von 0 bis 20 % variiert werden.

Bestimmt werden u.a. folgende Parameter:

- Wassermenge (am Zu- und Ablauf) mit Durchflußmesser
- Sedimentfracht (am Zu- und Ablauf),
- Infiltration,

- Wasserspannung (an der Oberfläche sowie in 10-15 cm Tiefe)
- Scherfestigkeit,
- Eindringwiderstand,
- absoluter Sedimentabtrag
- durchflossener Querschnitt
- Fließgeschwindigkeit
- Fließtiefe
- Viskosität
- Korngrößenverteilung (Ausgangssediment, zugegebene und ausgetragene Sedimentmenge),
- Flächenanteile von Verkrustungen, photographisch
- Oberflächenrauigkeit vor, während und nach dem Versuch

#### **6. Anlage zur Messung der Oberflächenrauigkeit im Feld**

Aus einem Vorratsbehälter (Fassungsvermögen 65 l) wird eine konstante Wassermenge (0.14, 0.51 oder 0.61 l/s) gleichmäßig auf einer Breite von 0.5 m auf die Bodenoberfläche aufgegeben. Das Wasser fließt über eine 0.7 m breite und 0.5 m lange Versuchsfläche., die vor und nach jedem Versuch im Detail beschrieben und photographiert wird. Die Stereophotos werden mit einem Bildanalyse-System ausgewertet (Bestimmung von Fließbreite, Fließtiefe, Fließgeschwindigkeit, Berechnung von Rauigkeitsbeiwerten, Analyse der Abhängigkeit der Oberflächenrauigkeit von Hangneigung, Anbaufrucht, Bodenbearbeitungsart und -richtung).

Hans-Rudolf Bork und Monika Krämer

21.5.1988

**Methodik zur Erfassung von relativem Bodenabtrag (RBA) und  
Oberflächenabfluß unter Berücksichtigung pflanzenbaulicher Aspekte**

von

Goeck, J. und G. Gelsler\*

**1. Klima**

**1.1 Niederschlag**

Kontinuierliche Registrierung durch Niederschlagsschreiber (Vorschub 2 cm/h) und zusätzliche Erfassung der Niederschlagsmengen durch Hellmann-Regenmesser (Oberkante auf Bodenoberflächen-Niveau).

**1.2 Bodenfeuchte**

Kontinuierliche Aufzeichnung der Wasserspannung durch Tensiographen (Meßtiefe 10 cm) und wöchentliche Messungen mit Einstichtensiometer (8 Wdh./Bewuchsvariante; Meßtiefe 10 cm).

**1.3 Bodentemperatur**

Messungen in 2, 6, 16, 32, 50 und 100 cm Tiefe mit Bodenthermometer (insbesondere zur Erfassung der Frosttiefe im Winter).

**2. Boden**

**2.1 Oberflächenrauigkeit und Bodensetzung**

Fotografische Erfassung an definierter Linie (markiert durch in den Boden geschlagene Metallstäbe, 1m lang, mit Skallierung); Standort von Stäben und Kamera (auf fixierter Schiene) gleichbleibend.

**2.2 Bodentextur**

Bestimmung der Schluff- und Feinstsandfraktion sowie Sandfraktion durch Siebung und Köhnpipette.

**2.3 Organische Substanz**

Gehaltsermittlung mit Elementaranalysator "CHN-Rapid".

**2.4 Permeabilität**

Bestimmung der gesättigten Wasserleitfähigkeit mit Haubenpermeameter.

**2.5 Wasserspannungskurve**

Ermittlung der Beziehung zwischen Wasserspannungen und Wassergehalten zur Schätzung der Bodenfeuchte (pF-Kurve).

\* Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung

Olshausenstr. 40-60

2300 Kiel 1

### 3. Standort

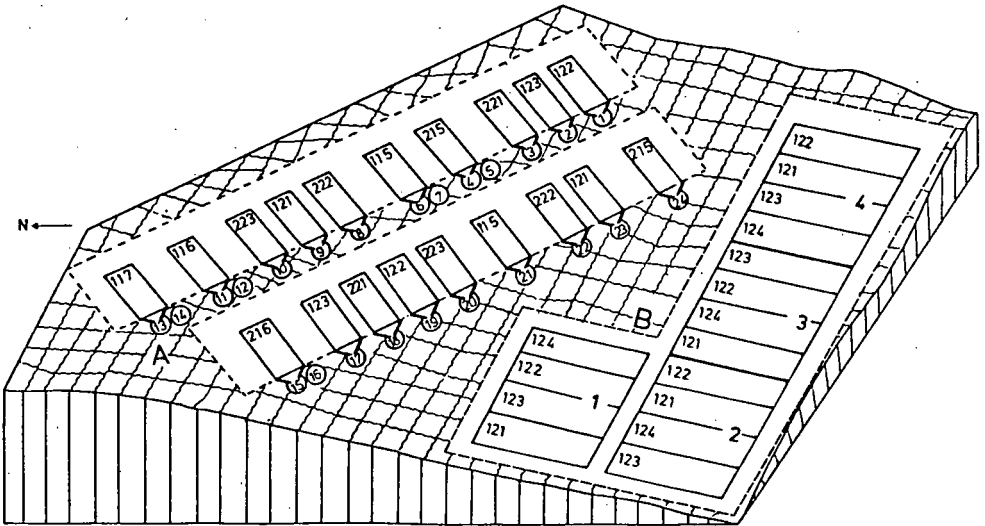
#### 3.1 Lage

In unmittelbarer Nähe der Erosionsmeßanlage befinden sich Parzellen zur Ermittlung pflanzenbaulicher Parameter (Abbildung 1). Daher können Beziehungen zwischen Wachstumsparametern und Relativem Bodenabtrag (Abtrag bei den verschiedenen Bewuchsvarianten in Relation zu Schwarzbrache; vgl. SCHWERTMANN, VOGL und KAINZ 1987) im Vegetationsverlauf untersucht werden. Die Lage des Versuchsfeldes ist wind- und regenoffen, die Exposition einheitlich (SW).

Abb.1

- Boden 1.. Originalboden
- 2.. Geestboden (0-20 cm Tiefe)
- Bewuchs .15 Schwarzbrache
- .16 Schwarzbrache mit 'absoluter Bodenverdichtung' in 20 cm Tiefe (eingebaute Folie)
- .17 wie 16, jedoch behandelt mit einem Tensid
- .21 Mais, ohne Untersaat
- .22 Mais, früherer Saattermin der Weißklee-Untersaat
- .23 Mais, mittlerer Saattermin der Weißklee-Untersaat
- .24 Mais, späterer Saattermin der Weißklee-Untersaat

VERSUCHSPLAN



#### 3.2 Erosionsmeßanlage

3.2.1 Grundaufbau zur Erfassung des Relativen Abtrags der Bewuchsvarianten  
 Blockanlage mit zweifacher Wiederholung. Alle Bewuchsvarianten werden auf zwei Bodenarten geprüft (sandiger Lehm, schluffiger Sand). Bei den Varianten mit schluffigem Sand wurden die obersten 20 cm des Originalbodens vorsichtig abgetragen und neu aufgefüllt. Beginn der Abtragungsmessungen bei schluffigem Sand nach einer Wartezeit von einem Jahr. Bei Schwarzbrache zusätzliche Erfassung des Zwischenabflusses (Interflow) in 20 cm Tiefe.



### **3.2.2 Parzellen mit definierter Störschicht in 20 cm Bodentiefe**

Zur Klärung der Frage, ob und wann von einer Störung der Permeabilität in 20 cm Bodentiefe ein erosionsfördernder Effekt ausgeht, wurden Bracheparzellen mit einer definierten, absoluten Störschicht angelegt. Hierbei auch Ermittlung des Interflow (in 20 cm Bodentiefe).

### **3.3 Parzellen zur Ermittlung pflanzenbaulicher Parameter**

Blockanlage mit vierfacher Wiederholung.

## **4. Parzellen**

### **4.1 Erosionsmeßanlage**

#### **4.1.1 Hangneigung**

Ermittlung durch Nivellement.

#### **4.1.2 Grundaufbau in Anlehnung an KURON, JUNG und SCHREIBER (1956)**

##### **4.1.2.1 Größe**

$2,25 \text{ m} \cdot 5,33 \text{ m} = 12 \text{ m}^2$ . Breite durch Reihenabstand bei Mais (75 cm) vorgegeben.

##### **4.1.2.2 Seitliche Begrenzung**

Bis 20 cm Bodentiefe, senkrecht eingebrachte Folie (1 mm stark), 10 cm überstehend, mit Draht im Abstand von 1 m stabilisiert.

##### **4.1.2.3 Auffangvorrichtung**

Über eine Auffangfläche wird Wasser und Boden in Auffangbehälter überführt, die sich in einer Grube befinden. Die gesamte Auffangvorrichtung ist durch eine Abdeckung gegen Niederschläge geschützt.

Auffangfläche (in Hangneigung): Trichterförmiger Rahmen, mit Folie bespannt, überstehendes Ende mit Blech verstärkt, mit seitlicher Begrenzung wasserdicht verklebt.

Auffangbehälter: 25l-Eimer, in 130l-Behältern stehend.

Grube: eingeschalt, mit Latten stabilisiert.

Abdeckung: Holzrahmen, mit Maschendraht und Folie bespannt.

##### **4.1.2.4 Vorrichtung zur Ermittlung des Interflow**

Folie, in 20cm Tiefe liegend, an seitlichen Parzellenbegrenzungen hochgeschlagen; Material gelangt über Regenrinne in Auffangbehälter. Bei Parzellen mit definierter Störschicht befindet sich die Folie im gesamten Parzellenbereich, bei Varianten ohne Störschicht nur im Bereich der Auffangvorrichtung.

### **4.2 Parzellen zur Ermittlung pflanzenbaulicher Parameter**

$3 \text{ m} \cdot 9 \text{ m} = 27 \text{ m}^2$ . Die Größe erlaubt eine wöchentliche Entnahme von Pflanzenproben.

**5.1 Bei < 25l/Parzelle:**

5.1.1 Auf der Auffangfläche verbliebenes Material wird in Eimer überführt.

5.1.2 Mit Deckeln versehene Eimer werden in das Labor transportiert.

5.1.3 Wasser wird nach Sedimentation des Bodens abgesaugt und ausgeltert.

5.1.4 Boden wird in 1l-Polypropylenbecher überführt und getrocknet.

5.1.5 Differenz zwischen Bodenfeuchtgewicht und Bodentrockengewicht wird zur Wassermenge addiert.

**5.2 Bei > 25l/Parzelle zusätzlich:**

5.2.1 Boden-Wassergemisch in 130l-Behälter wird homogenisiert und eine Mischprobe mit 25l-Eimer entnommen.

5.2.2 Verfahren wie unter 5.1.2 bis 5.1.5.

5.2.3 Restliches Wasser des 130l-Behälters wird direkt am Versuchsfeld ausgeltert.

**6. Pflanzenbauliche Parameter**

**6.1 Bodenbedeckungsgrad**

Bei Mais fotografische Erfassung aus 4 m Höhe mittels Teleskopstange.

Bei Weißklee-Untersaaten fotografische Erfassung von 20 cm \* 20 cm großen Flächen (Ermittlung von BFI und TM bei diesen Flächen).

**6.2 Blattflächenindex (BFI)**

Ermittlung der Beziehung zwischen assimilierender Pflanzenoberfläche und Bodenoberfläche. Bei Mais und Klee Messung der Blattflächen mit Gerät "Paton Electroplan".

**6.3 Trockenmasse (TM)**

Bei Mais Ermittlung der Ertragsstruktur (Blatt-TM, Stengel-TM, Kolben-TM). Erfassung der Gesamttrockenmasse bei Weißklee-Untersaaten.

**6.4 Pflanzenhöhe, Stengeldurchmesser**

Messungen ausschließlich bei Mais.

**Literatur**

KURON, H., L. JUNG und H. SCHREIBER (1956): Messungen von oberflächlichem Abfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden Deutschlands.

Schriftenr. d. Kuratoriums f. Kulturbauwesen Nr. 5.

SCHWERTMANN, U., W. VOGL und M. KAINZ (1987): Bodenerosion durch Wasser. Ulmer Verlag Stuttgart.

**Danksagung**

Für die vielen praktischen Ratschläge zum Bau der Erosionsmeßanlage sei besonders Herrn Prof. Dr. SCHÄFER, Bad Hersfeld, an dieser Stelle gedankt.

Erfassung der Parameter zur Abfluß- und Abtragsmessung  
(Arbeitsgruppe Bodenerosion, Universität Trier)

von

Schmidt, R.-G.<sup>+</sup>

Seit 1974 werden im Rahmen eines Forschungsprogramms Dauermeßparzellen zur Erfassung der Oberflächenabflüsse und Bodenabträge im Rebland (Forschungsstelle Bodenerosion, Mertesdorf/Ruwertal) betrieben. Die Meßtechnik wurde dabei im Laufe der Zeit immer weiter entwickelt und entsprechend den jeweiligen Erfahrungen neu angepaßt. Im Zeitraum von 1980 - 1987 wurden darüber hinaus Messungen auf insgesamt 7 Feldstationen mit Ackernutzung auf unterschiedlichen Böden und geologischen Substraten durchgeführt. Seit 1982 wurde auf den Feldstationen auch eine Beregnungsanlage eingesetzt. (RICHTER, G. 1979 u. 1983; PAHL, G. & WILLGER, H. 1983)

Die folgende Zusammenstellung zeigt nun den derzeitigen Stand der Meßmethodik, d.h. die erfaßten Standardparameter und die zu ihrer Erfassung angewendeten Methoden.

Parameter	Methode	Maßeinh.	Bemerkungen
1. KLIMA			
<u>Niederschlag</u> (natürlicher)			
- Menge	200 cm <sup>2</sup> -Regenmesser	mm	Niederschlagsgeber mit 0,2 mm pro Kippbewegung, Impulzzählung über Reed-Kontakt; Meßintervall 1 od. 5 min
- Intensität	200 cm <sup>2</sup> -Regenmesser mit Kippwaage	mm/min	Angabe in mm pro 5 min
<u>Temperatur</u>	Meßfühler PT 100	°C	Widerstandsänderung einer Meßwicklung aus Platindraht

<sup>+</sup> Universität Trier, FB III Geographie/Geowissenschaften, Postfach 3825  
D-5500 Trier

Parameter	Methode	Maßeinh.	Bemerkungen
<u>Wind</u>			
- Richtung	Windfahne	(Azimut)	Windweg- u. Windrichtungs- geber mit Impulszählung über Reed-Kontakt
- Geschwindigkeit	Schalenkreuzanemo- meter	m/sec	

Zusätzliche Bemerkungen:

Berechnungsanlage

- Typ: Schwerkraft-Tropfenbildner (mit sehr geringem Druck) mit Verteilersieb.
- Regenintensität:  $\varnothing$  60 mm/h; Schwankungsbreite 55 - 70 mm/h.
- Berechnungszyklus: Vorregen 30 min, mindestens 6 h Pause; 15 min Feuchtlauf, 30 min Pause; 15 min Naßlauf.  
In der Vergangenheit wurde auch ein 5er-Zyklus eingesetzt mit 30, 15, 15, 15, 30 min und jeweils 10 - 12 h Unterbrechung.

Datenregistrierung bzw. -speicherung

Die Meßwertgeber werden an DATA-Boxen angeschlossen, die mit jeweils 2 analogen und 2 digitalen Eingängen versehen sind und bei 5-Minuten-Speicherintervallen über eine Aufnahmekapazität von 4 Wochen verfügen; die Stromversorgung erfolgt über Mignon-Batterien.

Parameter	Methode	Maßeinh.	Bemerkungen
<b>2. BODEN</b>			
<u>Bodenart</u>	Sieb- und Pipett- analyse n. KÖHN	%	vom Feinboden
<u>Sklettgehalt</u>	Schätzung	%	Flächenbedeckung
<u>Humus</u> (organ. Substanz)	nasse Veraschung n. LICHTERFELDE	%	% C x 1,72
<u>Bodenfeuchte</u>	gravimetrisch	Gew %	mit Pürckhauer Proben aus 0-10 cm u. 10-20 cm
<u>Aggregatgrösse/</u>	-	mm	
<u>Aggregatstabilität</u>	Tauchsiebung	mm	$\Delta$ GMD (Differenz der gewo- genen mittleren Durchmesser)
<u>Permeabilität</u>	-	cm/d	aus Bodenart u. Lagerungs- dichte abgeleitet
<u>Infiltration</u>	Doppelringinfil- trometer	cm/d	

Zusätzliche Bemerkungen:

Die Parameter Bodenart, Skelettgehalt, organische Substanz, Aggregatgröße und Permeabilität werden für die Bestimmung des K-Faktors der allgemeinen Bodenverlustgleichung (Universal Soil Loss Equation) nach WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978) benötigt.

Parameter	Methode	Maßeinh.	Bemerkungen
<b>3. STANDORT/GELÄNDE</b>			
<u>Hangneigung</u>	Necli-Messung	° oder %	
<u>Exposition</u>	Kompaß	(Azimut)	Windrose
<u>Hanglage</u>	-	-	Unter-, Mittel-, Oberhang
<u>Substrat</u>	-	-	geologisches Substrat
<b>4. PARZELLE</b>			
<u>Abmessungen</u> <sup>1)</sup> (Länge und Breite)	Metermaß	m	Dauerparzellen Ende 1987 in Betrieb: 6 $\hat{a}$ 8 x 1 m 3 $\hat{a}$ 8 x 2,7 m 3 $\hat{a}$ 16 x 2,7 m 3 $\hat{a}$ 48 x 2,7 m Beregnungspartellen: 8 x 1 m
<u>Bearbeitungszustand</u>	-	-	
<u>Nutzung/Vegetation</u>	-	-	Schwarzbrache, Sommergetreide; Rebestand
<u>Vegetationsbedeckung</u>	Schätzung	%	Flächenbedeckung u. Wuchshöhe
<b>5. ABFLUSS</b>			
<u>Im Dauerversuch</u>			
<u>Menge</u>	Sammelgefäß oder Kippwaage	l l	0,1 l/Kippbewegung (wahlweise zwischen 0,05 und 0,12 l pro Kippbewegung einstellbar)

<sup>1)</sup> Parzellenbegrenzung: Dauerparzellen mit Holzbohlen (20 cm), Beregnungspartellen mit verzinkten Stahlblechen (15 cm).

Parameter	Methode	Maßeinh.	Bemerkungen
<u>Rate</u>	Kippwaage	l/min	0,1 l Kippbewegung (wahlweise zwischen 0,05 und 0,12 l pro Kippbewegung einstellbar)
<u>Abflußbeginn</u>	Kippwaage	Zeit	Zeit nach Niederschlagsbeginn
<u>Bei Einzelmessungen (Berechnungen)</u>			
<u>Menge</u>	Sammelgefäß	l	10 l-Eimer
<u>Rate</u>	kalibriertes Sammelgefäß	l/min	aus je 10 l pro Zeiteinheit berechnet
<u>Abflußbeginn</u>	Kippwaage oder visuell	Zeit	Zeit nach Berechnungsbeginn

## 6. ABTRAG

<u>Menge</u>	Sammelgefäß	g	Hochrechnung kg/ha
<u>Dichte</u>	Sammelgefäß	g/l	Belastungsverhältnis

### Literatur:

- PAHL, G. & WILLGER, H. (1983): Eine Berechnungsanlage zur Bodenerosionsforschung.- Mittl. Deutsch. Bodenk. Ges., 38, 679-684
- RICHTER, G. (1979): Bodenerosion in Reblagen des Moselgebietes. Ergebnisse quantitativer Untersuchungen 1974 - 1977.- Forschungsstelle Bodenerosion, Universität Trier, 3, 62 S.
- RICHTER, G. (1983): Bodenerosion und ihre Messungen im Raum Trier.- Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., 37, 367-403
- WISCHMEIER, W.H. & SMITH, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning.- US Dep. of Agricul., Agriculture Handbook, No. 537, 58 S.

**Notwendige Meßgrößen und -genauigkeiten**  
**für Erosionsversuche im Feld**

von

Eicher, A., M. Kainz, K. Auerswald und W. Martin<sup>+)</sup>

Die Faktoren zur Berechnung des Bodenabtrags werden aus voneinander unabhängigen Meßwerten berechnet. Die Meßungenauigkeiten summieren sich bei der Umrechnung auf eine Wischmeier-Standard-Parzelle zu etwa 14 % Gesamtfehler der Abtragsschätzung auf. Im folgenden werden die Meßmethoden und die Anforderungen an die Meßgenauigkeit zusammengefaßt, die in Weihenstephan angewendet werden, um diesen meßtechnisch bedingten Versuchsfehler nicht zu überschreiten:

**1. Klimatische Parameter - Berechnungen**

In Weihenstephan sind zwei Feldregner im Einsatz, die mit 15 (Kreisregner nach Swanson; AUERSWALD, 1984) bzw. 4 Düsen (Schwenkdüsenregner; KAINZ & EICHER, 1989) bestückt sind. Damit diese Regner in sich und mit natürlichen Regen vergleichbare Ergebnisse bringen, haben die Düsen einen seitlichen Düsenabstand von 1.52 m bei einer Höhe über Boden von 3 m. Dadurch überlappen sich die Spritzfächer vollständig. Es wird versucht, den angelegten Druck von 0.41 bar während der Beregnung konstant zu halten, da nur dann das Verhältnis von Intensität und Tropfengrößenverteilung mit natürlichen Regen vergleichbar ist.

Der Düsenaustritt liegt mindestens 1.5 m über den Kulturen, um den Spritzwinkel nicht einzuengen. Bei Windgeschwindigkeiten über ca. 3 m/s wird nicht beregnet. (Winddrift und Erhöhung der kinetischen Energie der Tropfen).

<sup>+)</sup>  Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München, 8050 Freising-Weihenstephan, Hohenbachernstraße.

Als Meßgrößen für die Bestimmung des R-Faktors des Regens wird Niederschlagsmenge auch die Lufttemperatur erfaßt. Bei 10° Temperaturerhöhung steigt die kinetische Energie um 5 % (PARK et al., 1980).

Die Niederschlagsmenge wird flächenrepräsentativ mit mindestens 600 cm<sup>2</sup> Auffangfläche, die unmittelbar in der Nähe der Bodenoberfläche zu installieren ist, gemessen. Dazu dient eine Aluschiene (25 x 40 mm), die in ein Auffanggefäß entwässert. Bei Kulturen ab ca. 40 cm Höhe, die den Regen evtl. ungleichmäßig verteilen (Stengelablauf!), wird die Regenmenge aus dem Wasserdurchfluß in den Regner (Wasseruhr) berechnet. Wegen des quadratischen Einflusses der Intensität bei der Berechnung des R-Faktors wird eine Meßtoleranz von höchstens 1 % angestrebt.

## 2. Klimatische Parameter - natürliche Regen

Die Regenschreiberkurven werden differenziert, um die Regenintensitäten zu erhalten. Für die Erfassung von Intensitätsspitzen bei Starkregen (und gerade diese sind wichtig) sind Vorschubgeschwindigkeiten von 2 cm/h oder besser von 6 mm/h zu wählen.

## 3. Bodenparameter

Der K-Faktor wird aus dem Nomogramm abgelesen (bei Böden mit mehr als 70% U+ffS oder einem  $K_{\text{vor}}$ -Wert < 0.18) oder aus der Formel berechnet. Dazu werden die organische Substanz und die Körnung (T, U, ffS, mS und gS) bestimmt. Als Meßtoleranz akzeptieren wir eine Abweichung der aufsummierten pipettierten und gesiebten Fraktionen von der Einwaage von max. 3 %.

Die Bedeckung durch Steine ab 1 cm  $\phi$  wird mit der Meterstabmethode (400 Meßpunkte) an 5 mal 2 m Stücken von - wenn möglich - mehreren Probanden gemessen.

Zur Bestimmung der Bodenfeuchte direkt vor der Beregnung (nur vor Trockenlauf) werden aus parzellennahen Flächen in 5 Wiederholungen (je 300 g) die obersten 1 - 5 cm je nach Rauigkeit und Feuchte-Homogenität beprobt.

Die Rauigkeit der Bodenoberfläche wird mit einem Kettchen er-



faßt, das feingliedrig und somit anschiemgsam an Unebenheiten ist. Es wird von einem Punkt in der Parzelle 8 mal radial vor und nach der Beregnung ausgelegt. Die relative Verlängerung der Auslegestrecke ist ein Maß für die Abnahme der Oberflächenrauigkeit.

#### 4. Topologische Parameter

Die Hangneigung beeinflußt den Bodenabtrag überproportional. Ein tolerierter Meßfehler von 0.15 % wirkt sich mit 2 % Fehler beim S-Faktor der ABAG aus. Um diese Toleranz einzuhalten, eignet sich auf Parzellen bis 20 m Hanglänge die Schlauchwaage gut. Ab 20 m Länge werden Nivelliergeräte verwendet (jeweils 3 Wiederholungen).

Als zusätzliche Informationen werden Hangposition und Exposition erfaßt.

#### 5. Vegetationsparameter

Die Bedeckung durch Pflanzenreste auf der Bodenoberfläche (bis 20 cm Wuchshöhe) kann einfach mit der Meterstabmethode gemessen werden. Für höherwüchsige Bedeckung werden Photos aus mindestens 5 m Aufnahmehöhe (Parallaxenfehler) digitalisiert, die 1/10 der Parzellenfläche, mindestens aber 2 m<sup>2</sup> umfassen.

Pflanzenbauliche Parameter, wie Vorfrucht, Bodenbearbeitungsgeschichte, Pflanzenbestand und Entwicklungsstadium werden so umfassend wie möglich aufgenommen.

#### 6. Parzellenparameter

Die Parzellenbreite wird bei einer Parzellenlänge bis 10 m aus 5 Messungen gemittelt, wobei der Fehler max. 0.5 % beträgt.

Die Parzellenlänge wird 3 mal gemessen. Als Meßfehler werden nur max. 0.3 % toleriert, da dieser Fehler außer in die Flächenberechnung auch in den Hanglängenfaktor eingeht. Der Gesamtfehler bei der Flächenermittlung liegt damit bei ca. 1 %.

#### 7. Abfluß- und Abtragsparameter

Als Abflußbeginn zählt, wenn echtes Fließen an der Übertrittskante in den Auffangtrichter zu beobachten ist. Für das Rechnen von

Infiltrationsmodellen wird zusätzlich noch das erste Auftreten von freiem Wasser auf der Oberfläche festgehalten (permanent glänzende Oberfläche).

Bei den in Weihenstephan gebräuchlichen Meßmethoden bringt die Bestimmung des Abflusses den Hauptfehler: Er hat einen Anteil von 42 % am Gesamtfehler. Es ist also besonderes Augenmerk auf die genaue volumetrische Erfassung des Abflusses zu legen. Je nach Abflußmenge wird der Abfluß mit Meßbechern oder Eimern erfaßt; ein Verschätzen der Füllhöhe um 5 mm bei 10 l-Eimern entspricht einem Fehler von 2 %. Diese geringe Höhentoleranz von 5 mm kann bei Markierungen auf dem Eimer nicht eingehalten werden. Deshalb wurden in den lichten Raum der Eimer kreuzartig stehend Aluleisten geschraubt, an deren oberer Kante eine Füllmenge von 10 l erreicht ist. Auch wenn man die Eimer etwas schräg hält, kann so relativ genau im Zentrum des Kreuzes abgelesen werden. Zudem werden die Eimer volumenstabiler. Diese Meßkreuze haben sich hervorragend bewährt.

Damit die Sedimentgehalte geringe Standardabweichungen aufweisen (im Quasi-Steady-State weniger als 5%) wird der Abfluß von den Trichtern durch Rohre (lichte Weite 70mm) zu den Auffanggruben geleitet und dort 1-l-Aliquote aus dem ungestörten Fluß entnommen. Im Quasi-Steady-State genügen 10 Proben je halbe Stunde zur Sedimentbestimmung. Nach Abflußbeginn werden dichtere Meßintervalle sowohl bei den Sedimentbestimmungen (20 Proben je 0.5h) als auch bei der Abflußmessung eingehalten, da hier die stärksten Veränderungen (z.B. auch bei den Nährstoffen und der Körnung im Sediment) stattfinden. Das im Abfluß enthaltene Sedimentvolumen wird rechnerisch abgezogen, da bei hohen Sedimentgehalten die Infiltration sonst erheblich unterschätzt wird.

#### Literatur

- AUERSWALD, K. (1984) Diss. Weihenstephan  
KAINZ, M.; EICHER, A. (1989) Der Weihenstephaner Schwenkdüsenregner (in Vorbereitung)  
PARK, S.W.; MITCHELL, J.K.; BUBENZER, G.D. (1980) Am. Soc. Agric. Eng. Papers 80 - 2502, 28 S.

## Quantifizierung der Bodenerosion durch Wind

von

Schäfer, W.\*, W. Neemann\* u. H. Hoyer\*\*

### 1. Einleitung

Es ist ein wesentliches Ziel des Bodenschutzes, Gefährdungen von Bodenfunktionen frühzeitig zu erkennen, Risiken abzuschätzen und Schwellenwerte bzw. Grenzwerte zu erarbeiten.

Im Rahmen des Erosionsschutzes wurden bzw. wird die in den USA entwickelte "Allgemeine Abtragungsgleichung" für die Erosion durch Wasser (nach Wischmeier) für deutsche Standortverhältnisse überprüft und entsprechend modifiziert (Schwerdtmann et al., 1987).

Analoge Kriterien zur Quantifizierung der vor allem im norddeutschen Flachland hohen potentiellen Winderosionsgefahr (Capelle, 1985) sind für deutsche Standortverhältnisse noch nicht überprüft worden.

Ziel des im folgenden vorgestellten BMFT - Forschungsprojektes ist es, entsprechende Datensätze zur Überprüfung und Modifizierung vorhandener Sedimenttransport - Modelle zur Erosion durch Wind zu erarbeiten.

### 2. Methodischer Ansatz

Quantitative Ermittlung der Sedimenttransporte im Feld und im Windkanal in Abhängigkeit von

- a) der Erosivität des Klimas und
- b) der Erodierbarkeit des Bodens.

Die aktuellen Sedimenttransporte werden mit Hilfe von automatisch registrierenden Sedimentfallen erfaßt.

---

\* NlfB, Bodentechnol. Inst. Bremen, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 2800 Bremen 1

\*\* Inst. für Meteorologie und Klimatologie, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover 21

## 2.1 Feldmessungen

Die Feldmessungen erfolgen zunächst auf 3 für Norddeutschland repräsentativen Standorten mit unterschiedlichen Bodenarten, Humusgehalten und Windverhältnissen (Tab. 1).

### 2.1.1 Instrumentierung

Die zur Erfassung und Beschreibung der Erosivität des Klimas und der Bodenfeuchtigkeit erforderlichen Kenngrößen werden an jedem Standort automatisch registriert. Aufbau und Instrumentierung einer Meßstelle ist aus Abb. 1 ersichtlich.

Die besonders wichtige Kenngröße der Bodenoberflächenfeuchte wird durch ein Infrarotreflexionsphotometer erfaßt. Aufbau und Meßprinzip dieses Photometers sind in Abb. 2 dargestellt. Diese Methode ermöglicht die berührungslose Bestimmung des Wassergehaltes direkt an der Bodenoberfläche.

## 2.2 Sedimentfalle

Zur Erfassung der Sedimentfracht wurde eine Sedimentfalle entwickelt, die kontinuierlich Bodenmaterial sammelt und die Meßwerte in diskreten, wählbaren Abständen registriert (Abb. 3).

## 2.3 Windkanal

Die am Institut für Mechanik der Universität Hannover durchgeführten Windkanalexperimente (Abb. 4) dienen

1. der Eichung der Sedimentfallen
  2. der Bestimmung der Erodierbarkeit von Böden in Abhängigkeit von Bodenart, Humusgehalt, Bodenfeuchtigkeit und Bodenstruktur.
- Als Beispiel für die unterschiedliche Erodierbarkeit von Böden sind erste Ergebnisse in Abb. 5 dargestellt.

## 3. Literatur

- Capelle, A. u. R. Lüders, 1985: Die potentielle Erosionsgefährdung der Böden in Niedersachsen. Göttinger Bodenkundl. Berichte 83 S. 107-127
- Schwerdtmann, U., W. Vogl u. M. Kainz, 1987: Bodenerosion durch Wasser. Verlag Eugen Ulmer

Tab. 1: Kenndaten der Meßstellen

	Melbeck Hohe Heide	Lamstedt Stader Geest	Jerxheim Großes Bruch
Humus- gehalt in Gew. %	2	6	45
Boden- art	feinsandiger Mittelsand	feinsandiger Mittelsand	organischer Boden
Klima	subkontinen- tales Klima	maritimes Klima	subkontinen- tales Klima
Bewirt- schaftung	Kartoffeln (alle 2 J.)	Maismono- kultur	Rüben Sonderkulturen
Besonder- heiten			scharfe Muschel- schalen

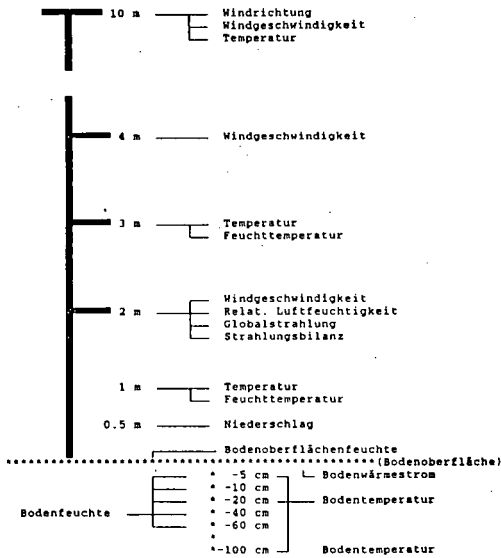


Abb. 1: Höhenverteilung der Meßfühler

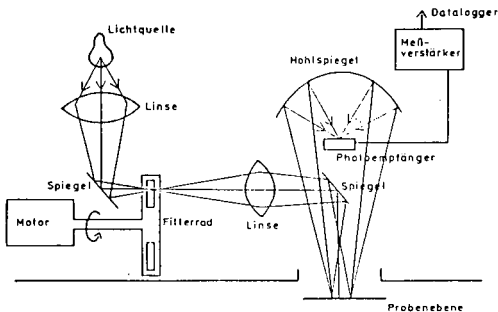
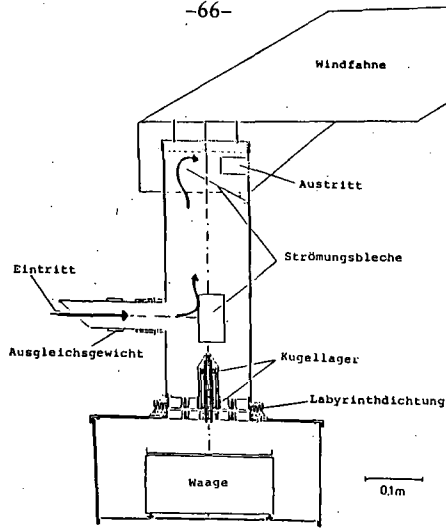
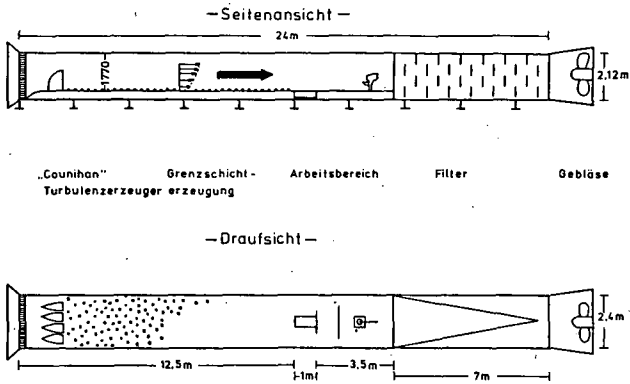


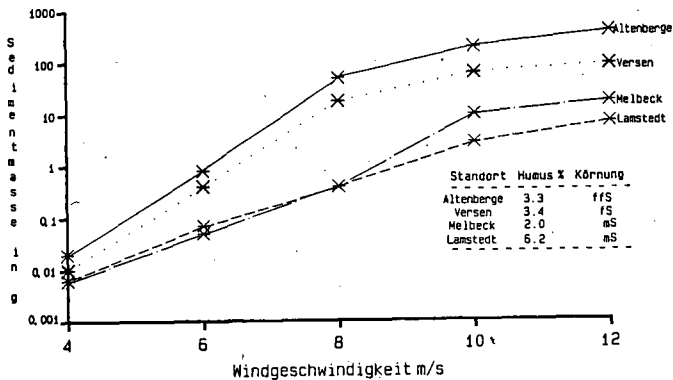
Abb. 2: Aufbau und Strahlengang des Infrarotreflexionsmeßkopfes



**Abb. 3:** Konstruktionsskizze der automatisch registrierend. Sedimentfalle (Entwurf: H. Hoyer, H. Dardowicks, G. Tetzlaff)



**Abb. 4:** Grenzschichtwindkanal der TU - Hannover



**Abb. 5:** Erodierbarkeit von Böden bei unterschiedlichen Windgeschwindigkeiten

BODENEROSION UND NIEDERSCHLAGSMESSUNG

von

Erdmann, K.-H.\*

1. Einleitung

Zur Berechnung der Erosivität der Niederschläge (R-Faktoren) sind Regenschreiberdaten auszuwerten. Die Daten weichen jedoch teilweise erheblich von den realen den Boden treffenden Niederschlagsmengen ab, bedingt durch eine fehlerhafte Aufstellung der Pluviometer. Im folgenden sollen mögliche Differenzen zwischen gemessenen Werten und den realen Verhältnissen diskutiert werden.

2. Einrichtung von Niederschlagsmeßstellen

Die Richtlinien für die Errichtung von Niederschlagsmeßstellen in Klimatologie (DEUTSCHER WETTERDIENST 1983) und Hydrologie (DEUTSCHES IHP/OHP-NATIONALKOMITEE 1985) sehen vor, daß das Standardmeßgerät, der Niederschlagsmesser nach Hellmann mit einer Auffangfläche von 200 cm<sup>2</sup>, horizontal und die Oberkante des Auffanggefäßes in 1,00 m Höhe über Gelände aufzustellen ist.

Als Meßfehler bei der Niederschlagserfassung treten neben Benetzungs- und Verdunstungsverlusten besonders Windverwehungen (Jevons-Effekt) auf. Bei letzteren entsteht durch die Windablenkung beim Umströmen des Auffanggefäßes an diesem eine Aufwärtskomponente, die das ungestörte Fallen der Tropfen in den Niederschlagsmesser verhindert (GRUNOW 1953, S.85). Die Meßfehler steigen mit der Windgeschwindigkeit an (vgl. Tab.1) und können an windexponierten Stellen sogar 30% betragen (GRUNOW 1960, S.301).

---

\*Geographische Institute der Universität Bonn, Abteilung für spezielle und angewandte physische Geographie,  
Meckenheimer Allee 166, 5300 Bonn 1

Grad Beaufort	2,5	3,0	3,5	4,0
Meßfehler in %	7,5	10,0	13,5	18,0

Tab.1: Windgeschwindigkeit und Meßfehler (in %) in ebenem Gelände (nach GRUNOW 1960, S.301)

Um die am Auffanggefäß vom Wind hervorgerufene Wirbelbildung zu vermeiden, schlägt u.a. SEVRUK (1973) vor, den Regenmesser in die Erde zu versenken. Jedoch muß darauf geachtet werden, daß die Meßwerte weder durch Spritzwasser erhöht (vgl. HOECK und THAMS 1951, S.222) noch durch Hindernisse (beispielsweise Grashalme), die über die Auffangfläche ragen oder aber das Mikrowindfeld stören, gesenkt werden. Desweiteren kann durch hineinfallenden Schmutz die Trichteröffnung verstopfen, so daß das Regenwasser, ohne in den Sammelbehälter zu gelangen, zum Teil verdunstet (MALSCH 1952).

### 3. Niederschlagsmessung in hängigem Gelände

Fällt der Niederschlag auf eine Ebene (Fig.1 und 2), ist die horizontale

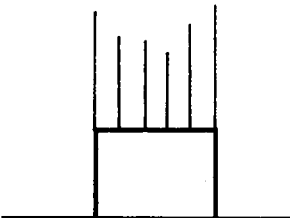


Fig. 1

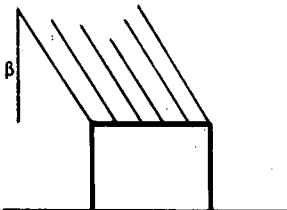


Fig. 2

Auffangfläche - unabhängig von dem Einfallswinkel - immer mit dem senkrecht projizierten Bodenausschnitt identisch. Der gemessene Niederschlag entspricht, bis auf die zuvor aufgeführten Abweichungen, dem Niederschlag, der den Boden trifft. In nicht ebenem Gelände, in dem die Bodenerosionsprozesse ablaufen, fällt der Niederschlag unter verschiedenen Einfallswinkeln (d.h. die Niederschlagsteilchen bilden einen Winkel mit der Vertikalen) auf unterschiedlich geneigte Flächen. Es ist zwischen dem senkrecht (Einfallswinkel:  $0^\circ$ ) und dem schräg (Einfallswinkel:  $\beta$ ) einfallenden Niederschlag zu unterscheiden.

Bei senkrechtem Niederschlag (Fig.3 und 4)



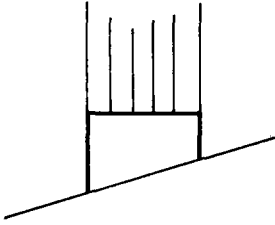


Fig. 3

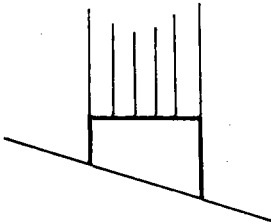


Fig. 4

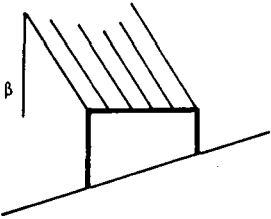


Fig. 5

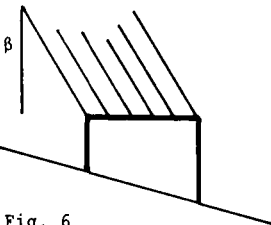


Fig. 6

vergrößert sich bei zunehmender Hangneigung  $\alpha$ , im Gegensatz zur horizontalen Auffangfläche, die projizierte Bodenhangfläche, d.h. bei steigender Inklination sinkt die den Boden treffende reale Regenmenge.

Trifft der Niederschlag unter einem bestimmten Winkel  $\beta$  den geneigten Boden, muß zwischen Luv- und Lee- hang unterschieden werden.

Am Luvhang (Fig.5) fällt der Niederschlag senkrecht zur Auffangfläche, wenn der Hangneigungswinkel  $\alpha$  dem Niederschlagseinfalls- winkel  $\beta$  entspricht. Ist  $\beta$  größer als  $\alpha$ , wird zuwenig, ist  $\beta$  kleiner, wird beim Ver- gleich der waagerechten Auffangfläche mit der projizierten Hangfläche zuviel Niederschlag gemessen.

Am Lee- hang (Fig.6) wird bei horizontaler Messung eine Niederschlagsmenge registriert, die immer größer ist als jene, die die geneigte Bezugsfläche real trifft.

Diese Unterschiede, die bei der Nieder- schlagsmessung, bedingt durch unterschied- liche Inklination und Exposition, auftreten, müssen bei der Berechnung der Erosivität der Niederschläge berücksichtigt werden.

Da der standardgemessene Niederschlag nicht mit dem tatsächlich den Boden treffenden Niederschlag übereinstimmt, sind berechnete R-Faktoren (u.a. ROGLER und SCHWERTMANN 1981) strenggenommen nur für ebenes Gelände gültig.

Für die Anlage von Testparzellen bedeutet dies, daß neben dem Niederschlagsmesser in Standardhöhe immer auch ein Gerät hangparallel in den Boden versenkt werden muß, um so den am Boden erosiv wirksam werdenden Niederschlag zu bestimmen. Darüberhinaus sollte auch der Windweg (Windrichtung und -geschwindigkeit) aufgezeichnet werden.

Abschließend wurde ein Versuchsaufbau vorgestellt, mit dessen Hilfe der Expositionseinfluß auf die Niederschlagserosivität überprüft werden kann.

#### 4. Literatur

- DEUTSCHER WETTERDIENST (1983): Anleitung für die Beobachter an den Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes, Offenbach
- DEUTSCHES IHP/OHP-NATIONALKOMITEE (1985): Empfehlung für die Auswertung der Meßergebnisse von kleinen hydrologischen Untersuchungsgebieten = IHP/OHP-Berichte 5
- GRUNOW, J. (1953): Niederschlagsmessung am Hang  
in: Meteorologische Rundschau 6, S.85-91
- GRUNOW, J. (1960): Ergebnisse mehrjähriger Messungen von Niederschlägen am Hang und im Gebirge  
= Association Internationale d'Hydrologie Scientifique 53, S.300-316
- HOECK, E. und J.C. THAMS (1951): Zum Problem der Niederschlagsmessung  
in: Geofisica pura e applicata 19, S.220-226
- MALSCH, W. (1952): Vergleich von Niederschlagsmessungen mit einem freistehenden und einem in die Erde versenkten Regenmesser  
= Berichte des Deutschen Wetterdienstes in der US-Zone 35, S.316-320
- ROGLER, H. und U. SCHWERTMANN (1981): Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte Bayerns  
in: Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 22, S.99-112
- SEVRUK, B. (1973): Erfahrungen mit Totalisatoren mit schiefen, geneigten und bodenebenen Auffangflächen im Einzugsgebiet der Baye de Montreux  
= Veröffentlichungen der Schweizerischen Meteorologischen Zentralanstalt 30/I

Eignung des DISTROMETERS RD69 zur Bestimmung der  
Energie natürlicher Regen

von

BECHER, H.H. \*

Die Energie der einzelnen Regen, wie sie für die Ermittlung der Erosivität im Zusammenhang mit der Vorausschätzung des langjährigen Bodenabtrags benötigt wird (WISCHMEIER und SMITH, 1978; SCHWERTMANN et al., 1987), wird nach WISCHMEIER und SMITH (1978) aus Regenschreiberkurven mittels einer Regressionsgleichung berechnet. Zur Überprüfung der Gültigkeit dieser Gleichung für mitteleuropäische Verhältnisse muß jedoch die Regenenergie direkt gemessen werden können.

Hierfür bestehen z. Zt. drei Möglichkeiten: a) direkte Messung der Regenenergie mittels eines von der Industrie angebotenen Distrometers (s. a. JOSS und WALDVOGEL, 1967), b) Berechnung der Regenenergie aus der Tropfengrößenverteilung, die an einigen ausgewählten meteorologischen Stationen mittels DISTROMETERS erfaßt wurde, und c) Messung der Regenenergie mit einem geeigneten Impuls- oder Kraftaufnehmer, dessen Endausführung meist im Eigenbau angefertigt wird.

Eine Eignung ist nur dann gewährleistet, wenn unter gleichbleibenden Bedingungen eine Signalkonstanz, z. B. gleich großer Ausschlag eines X-t-Schreibers, gegeben ist, eine Änderung der Bedingungen, z. B. Fallhöhe, zu deutlich verschieden großen, aber konstanten Ausschlägen (= Impulse) führt. Dies war mit einem zu einem Kraftaufnehmer modifizierten Lautsprecher möglich, der eine sehr gute Unterscheidung verschiedener Regen erlaubte (BECHER, 1984), aber leider durch Hagelschlag zerstört wurde.

Als schneller Ersatz hierfür wurde ein DISTROMETER RD69 - jedoch ohne Impulshöhenanalysator - eingesetzt. Zur notwendigen Eichung wurde die Eignung der Kombination Aufnehmer (mit werkseitig eingebautem Verstärker), Processor und X-t-Schreiber mit 5 verschiedenen Tropfengrößen und 5 unterschiedlichen Fallhöhen überprüft. Drei der 5 Tropfengrößen und die ungefähren Fallhöhen, die für die Tropfengrößen um 3cm differieren können, sind in Tab. 1 aufgeführt

\*Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, 8050 Freising-Weihenstephan

Tabelle 1: Anzahl (n) auswertbarer Impulse und Energie (E) <mJ> von Einzeltropfen (D) bei ungefährrer Fallhöhe

D <mm>	Fallhöhe <m>					
	2.5	2.0	1.5	1.0	0.5	
5,84	n=					
	E=	150	131	227	135	172
4,45	n=	1,92	1,64	1,31	0,92	0,49
	E=	143	224	188	194	153
2,54	n=	0,82	0,70	0,56	0,38	0,19
	E=	132	132	138	138	141
		0,14	0,12	0,10	0,07	0,03

zum Vergleich die Tropfenenergie E <mJ> bei unendlicher Fallhöhe (20m), berechnet nach  $E = (m/2) \cdot v^2$  unter Verwendung der Endgeschwindigkeiten nach LAWS (1941) und EPEMA und RIEZEBOS (1983): 5,84mm → 4,43; 2,54mm → 0,24

zusammen mit der jeweiligen Energie eines Einzeltropfens bei der tatsächlichen Fallhöhe.

Während beim Anschluß des X-t-Schreibers an den U<sub>.....</sub>-Ausgang des Processors, wie für den Impulshöhenanalysator vom Werk empfohlen, trotz unterschiedlicher Fallbedingungen (unterschiedliche Tropfengröße und/oder Fallhöhe) kaum zu unterscheidende Impulse aufgezeichnet wurden, war eine Differenzierung der Ausschläge beim Anschluß an den U<sub>.....</sub>-Ausgang gegeben. Jedoch war die Streuung der Impulse für gleichbleibende Bedingungen sehr groß. Außerdem wurden Impulse, auch bei langsamer Tropfenfolge, in unregelmäßigem Abstand unterdrückt. Die starke Streuung und die Unterdrückung wurden auch auf dem - statt des X-t-Schreibers angeschlossenen - Oszillographen festgestellt, so daß diese uns enttäuschende Feststellung nicht mit der Auslegung des Schreibers begründet werden kann. Selbst wenn bei Anschluß eines Impulshöhenanalysators an den U<sub>.....</sub>-Ausgang dessen Elektronik einen Spannungsgrundbetrag von den zugeleiteten Spannungswerten abzieht, ist die Streuung der verbliebenen Impulse - wie die Aufzeichnungen zeigen - noch so groß, daß eine eindeutige Zuordnung der Impulse zur Tropfenenergie nicht möglich ist.

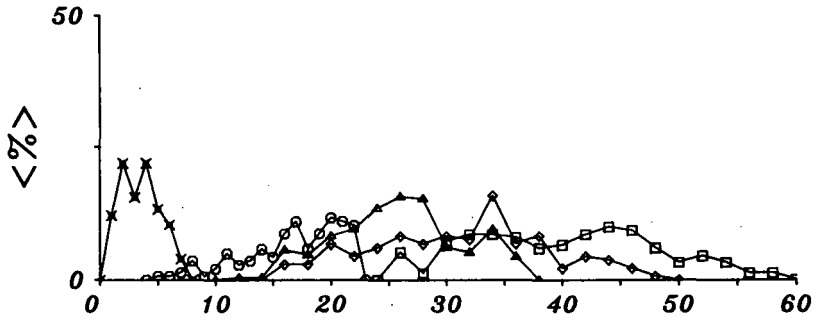
Trotzdem wurde eine Eichung über die jeweilige mittlere Impulshöhe - mit und ohne sehr kleine oder extrem große Impulse - versucht, die jedoch wegen der verbliebenen großen Reststreuung wenig zuverlässig war. Auch die für jede Fallbedingung erhaltenen Häufigkeitsverteilungen jeweils aller Impulse, von denen 3 Gruppen in Abb. 1 wiedergegeben sind, zeigen überdeutlich, daß eine Eichung wenig sinnvoll ist, weil in Abb. 1 ein bestimmter Impulshöhenbereich bei großer tropfengröße bis zu drei verschiedenen, bei mittlerer Tropfengröße bis zu vier und bei kleiner tropfengröße bis zu

fünf Fallbedingungen zugeordnet werden kann und damit drei, vier oder fünf verschiedenen Tropfenenergien entsprechen würde. Nur bei Energien  $\leq 0,5 \text{ mJ}$  — außer bei  $D=4,45$  und  $1 \text{ m}$  Fallhöhe — ist die Streuung vermindert. Deshalb können aus den mit der beschriebenen Kombination über ein halbes Jahr gemachten Aufzeichnungen keine Regenenergien berechnet, aber auch keine Tropfengrößenverteilungen ermittelt werden. Schwierigkeiten beim Einsatz des DISTROMETERS (KINNELL, 1976, 1977) und bei der Auswertung der Ergebnisse — z. B. nur 10% des tatsächlich gefallenen Regens registriert (R. - G. SCHMIDT, pers. Mitteilung) — sind auch an anderen Stellen aufgetreten. Die mit einem DISTROMETER RD69 erhaltenen Ergebnisse müssen also sehr kritisch betrachtet und interpretiert werden.

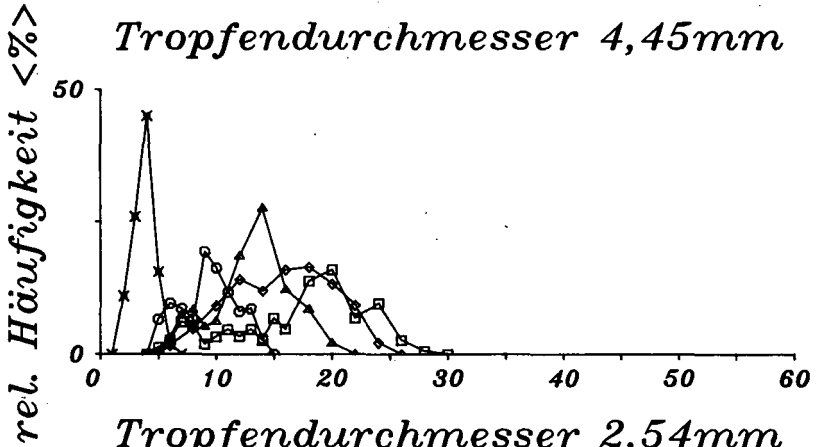
#### Literatur:

- BECHER, H. H. (1984): Vergleich der Regenenergie der in Südbayern eingesetzten Regensimulatoren unter einander und mit der natürlicher Starkregen. - Mitt. DBG 39, 113-115.
- EPEMA, G. F., und RIEZEBOS, H. T. (1983): Fall velocity of water drops at different heights as a factor influencing erosivity of simulated rain. - CATENA Suppl. 4, 1-17.
- JOSS, J., und WALDVOGEL, A. (1967): Ein Spektrograph für Niederschlagstropfen mit automatischer Auswertung. - Pure a. Appl. Geophys. 68, 240-246.
- KINNELL, P. I. A. (1976): Some observations on the Joss-Waldvogel rainfall disdrometer. - J. Appl. Meteor. 15, 499-502.
- KINNELL, P. I. A. (1977): A preliminary report on the commercial version of the Joss-Waldvogel rainfall distrometer. - CSIRO Div. Soil Divl. Report No. 21.
- LAWS, J. O. (1941): Measurements of the fall-velocity of water-drops and raindrops. - Trans. Am. Geophys. Un. 22, 709-721.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W., und KAINZ, M. (1987): Bodenerosion durch Wasser — Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - E. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- WISCHMEIER, W. H., und SMITH, D. D. (1978): Predicting rainfall erosion losses — A guide to conservation planning. - USDA, Agric. Handbook No. 537.

### Tropfendurchmesser 5,54mm



### Tropfendurchmesser 4,45mm



### Tropfendurchmesser 2,54mm

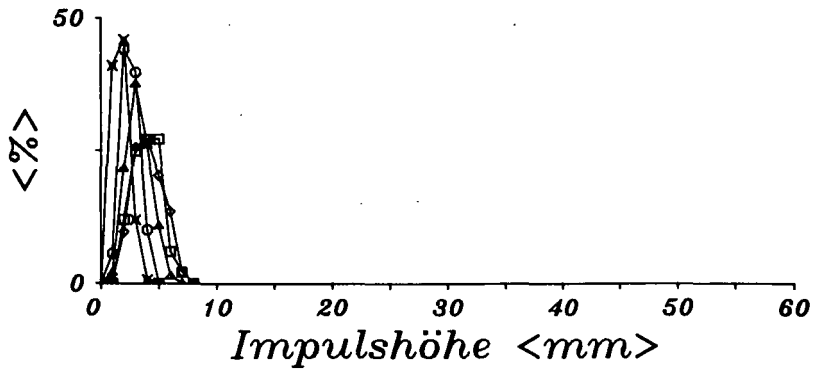


Abb. 1: Relative Häufigkeit der Größe der X-t-Schreiber-Impulse für 3 Tropfengrößen bei 5 Fallhöhen (100% = n in Tab. 1)

Toleranzgrenzen für Gülle auf Dauergrünland: Versuchsanlage zur Erfassung von Oberflächenabfluß und Interflow auf hängigem Grünland.<sup>1</sup>

von

STRATMANN, B. u. W.KÜHBAUCH<sup>2</sup>

Versuchsanlage:

Vorgestellt wird eine Versuchsanlage, die geeignet ist, Oberflächenabfluß und oberflächennahes Hangzugwasser auf der Stauschicht eines Pseudogleys getrennt voneinander aufzufangen und einer Fläche von 12 m<sup>2</sup> zuzuordnen. Es werden fünf verschiedene Düngungsvarianten mit Gülle und mineralischem Stickstoff auf ihr Gefährdungspotential hinsichtlich einer Nitratbelastung der Oberflächengewässer geprüft.

Die Konstruktionsmerkmale der Versuchsanlage sind in Abb.1 dargestellt. Bis in die in 50 cm Bodentiefe liegende wasserundurchlässige Graulehmschicht des anstehenden Pseudogleys wurden 15 Parzellen mit Polyäthylenplatten wasserdicht eingefaßt. Über Traubleche wird sowohl Oberflächenabfluß als auch Interflow (aus dem Profilanschnitt austretendes Wasser) in separate Auffangbehälter geleitet.

Standortparameter:

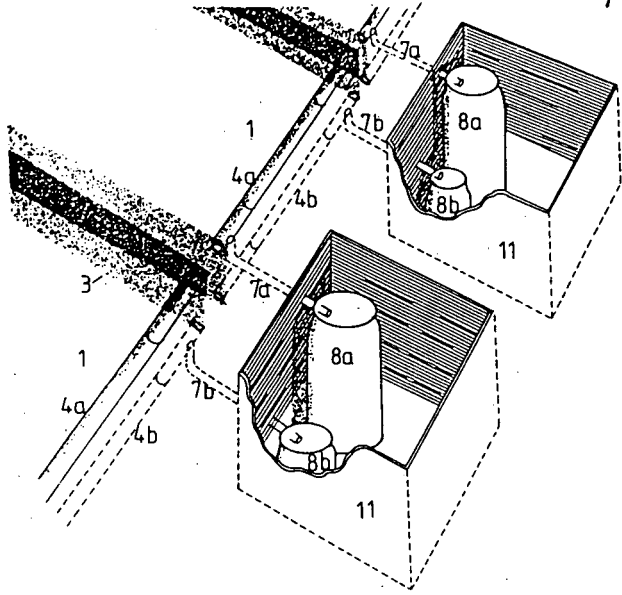
geogr. Lage: - Grünlandversuchsgut Rengen in der Eifel bei  
Daun

---

<sup>1</sup> Das Projekt wurde im Rahmen des Forschungsschwerpunktes "Umweltfreundliche und standortgerechte Landwirtschaft" durch das Ministerium für Umwelt, Raumordnung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrheinwestfalen gefördert.

<sup>2</sup> Lehstuhl f. Allg. Pflanzenbau, Katzenburgweg 5,  
5300 Bonn 1

A



B

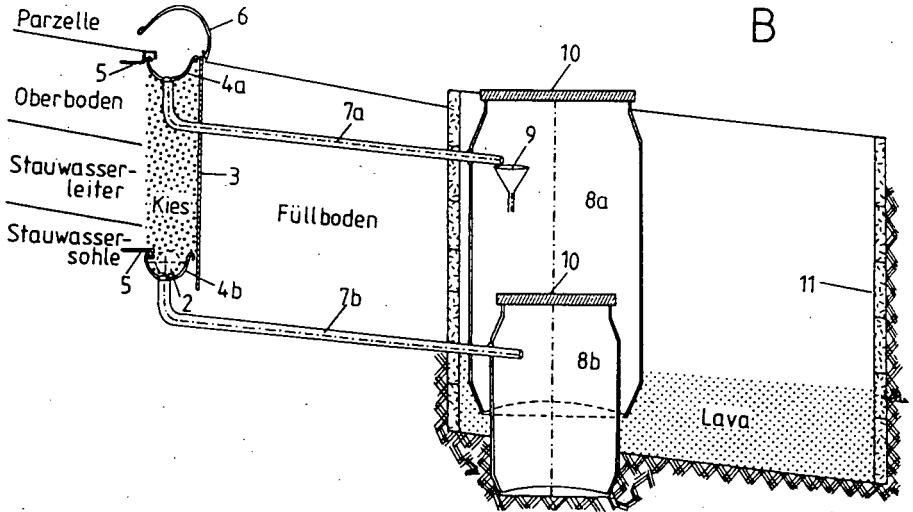


Abb.1: Auffangeinrichtung zur Erfassung des Oberflächenabflusses und des Hangzugwassers in perspektivischer Sicht (A) und im Aufriß (B).

1 = Parzelle, 2 = Drainage, 3 = PE-Platte, 4a = Auffangrinne oben, 4b = Auffangrinne unten, 5 = Traufblech, 6 = Abdeckrinne, 7a = Ablaufrohr oben, 7b = Ablaufrohr unten, 8a = Auffangtonne oben, 8b = Auffangtonne unten, 9 = Trichter, 10 = Deckel, 11 = Einschalung für die Auffangtonnen.



- Klima:
- Höhenlage: Durchschnittlich 475 m über NN
  - Jahresdurchschnittstemperatur 7,5 ° C
  - Niederschlag: 806 mm (langjähriges Mittel mit starken Schwankungen von ca. 100 mm)
- Boden:
- stark pseudovergleyter Braunerdepseudogley aus verschiedenmächtigen rezenten Bodenaufträgen über einem durch Solifluktion umgelagerten lehmig tonigen Graulehm des Tertiärs.
- Parzellen:
- Größe: 2 x 6 m
  - Hangneigung: je 15 Parzellen 4,5% bzw. 18%
  - Nutzung: Seit Ende der 40er Jahre als intensives Dauergrünland mit 3 - 4 Nutzungen pro Jahr
  - Stauwassersohle aus Graulehm in ca. 40 cm Tiefe; Wasserdurchlässigkeit sinkt von 160 mm/h in 25 cm Tiefe auf 0,4 mm/h in 50 cm Tiefe

**Meßparameter:**

1. Oberflächenabfluß: Wassermenge, Feststoff-  $\text{NO}_3^-$ -,  $\text{NH}_4^-$ -, Gesamt P- und K-Gehalte des Wassers werden jeweils nach Oberflächenabfluß auslösenden Regenfällen bzw. nach Regensimulationen gemessen
2. Hangzugwasser: Wassermenge,  $\text{NO}_3^-$ -,  $\text{NH}_4^-$ -, Gesamt P- und K-Gehalte werden jeweils nach Interflow auslösenden Regenfällen bzw. nach Regensimulationen gemessen
3. Bodenfeuchte: Kontinuierliche Messung mit Hg-Tensiometern in 10, 20, 30, 40, 50, 70 und 90 cm Bodentiefe
4. Bodentemperatur: Messung in 15 und 30 cm Tiefe
5. Regenintensität: Messung mit einem Regenschreiber nach Hellmann

Ergebnisse:

Folgende Ergebnisse können für den Beobachtungszeitraum April 86 bis April 87 festgehalten werden:

- 1.) Oberflächenabfluß und ein damit verbundener Abtrag von Güllefeststoffen bzw. von Güllestickstoff trat im 1. Versuchsjahr während der Vegetationsperiode nicht auf.
- 2.) Auf kleinstem Raum traten auch bei anscheinend homogenen Bodenverhältnissen deutliche Unterschiede im Drainverhalten der Parzellen auf.
- 3.) Die mittleren Nitratkonzentrationen im Hangzugwasser bewegten sich im 1. Versuchsjahr zwischen 19 und 28 ppm Nitrat, wobei die Kombination von Gülle und Mineralstickstoff zu den höchsten Nitratkonzentrationen führte.
- 4.) Wenige Ereignisse mit hohen Nitratkonzentrationen im Hangzugwasser standen vielen Ereignissen mit niedrigen Konzentrationen gegenüber.
- 5.) Eine deutliche Abhängigkeit der Nitratkonzentration im Hangzugwasser von den unterschiedlichen Düngungsvarianten zeigte sich nur an wenigen Terminen. Die Faktoren Boden und Witterung hatten augenscheinlich in den vorliegenden Ergebnissen einen stärkeren Einfluß als die Düngungsvarianten.

**KALIBRIERUNG UND EIGNUNG**  
**EINES COSHOCTON-PROBENTEILERS**

VON

BERNARD, M.\*

**Einleitung**

Für die Messung der Abflüsse und Abträge auf großen Parzellen bei natürlichem Niederschlag sind automatische, robuste Probenteiler notwendig. In Kamerun wurden Coshocton-Probenteiler im Einsatz unter schwierigen Bedingungen auf 500 m<sup>2</sup> grossen Parzellen auf ihre Eignung getestet. Die Jahresniederschläge an den Standorten belaufen sich auf 2000 mm. Die schwersten Niederschläge erbrachten bis zu 30 m<sup>3</sup> Oberflächenabfluß.

**Funktionsprinzip**

Der Coshocton-Probenteiler besteht aus einem sich horizontal drehendem Schaufelrad (s.Abb.1). Das Schaufelrad wird durch den Oberflächenabfluß in Bewegung gebracht. Bei jeder Umdrehung fließt eine Teilprobe des Oberflächenabflusses durch einen Schlitz im Schaufelrad in einen sich darunter befindlichen Auffangbehälter. Von dort wird die Teilprobe in einen Vorratsbehälter geleitet. Die Größe der Teilprobe ist von der eingestellten Schlitzbreite abhängig und kann von 0.2 bis 2.0 % variiert werden.

Abb.1 Schematische Darstellung des Coshocton-Probenteilers

**Schlitzbreite**

aussen: 1.0 -4.0 cm

innen : 0.0 cm

Teilprobe : 0.2 -2.0 %

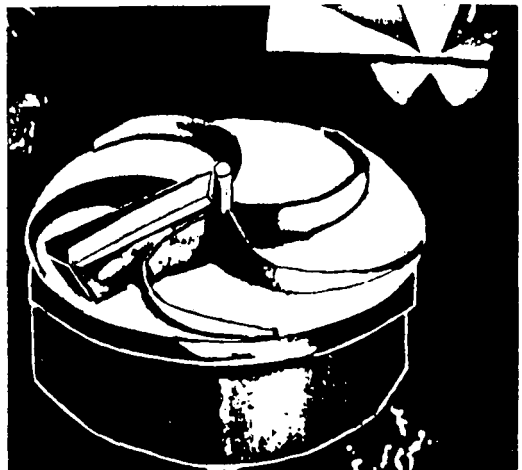
Durchmesser : 64.0 cm

Einbauhöhe : 80.0 cm

Material : Stahlblech

Kunststoff

Kosten : ca. DM 2500



\* Lehrstuhl für Bodenkunde TU-München Weihenstephan

Das Teilungsverhältnis des Coshocton-Probenteilers wurde bei Durchflußraten von 0 bis 20 l/s geeicht.

Bei der eingestellten Schlitzbreite von 2.37 cm stimmte die theoretische Probenteilung von 0.59 % mit der gemessenen von 0.56 % gut überein. Die lineare Regression der Eichkurve (s. Abb. 2) lautet:

$$y = 0.00447 + 0.00558 * x$$

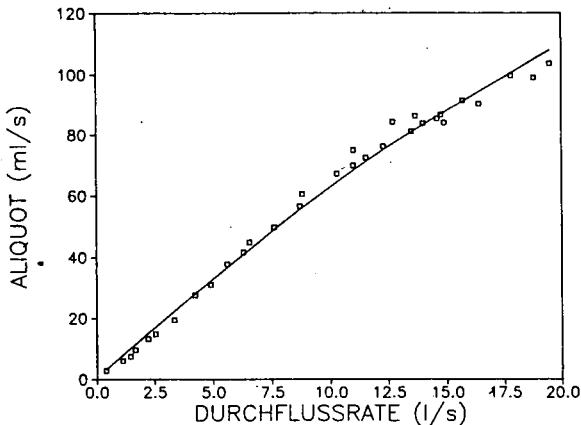
$$y = \text{Abfluß (l)}$$

$$x = \text{Teilprobe (l)}$$

$$n = 32$$

$$r^2 = 0.976$$

Abb. 2 Teilungsverhältnis des Coshocton-Probenteilers bei eingestellter Schlitzbreite von 2.37 cm



Bedingt durch die etwas höhere Umdrehungszahl zeigt die gemessene Probenteilung bei höheren Abflußraten eine geringe Abnahme (s. Abb. 2).

### Schlußfolgerung

Der Coshocton-Probenteiler ist sehr gut geeignet, ein Aliquot des Abflusses zu nehmen. Aus dem gesamten Aliquot kann der Abfluß mit einem Bestimmtheitsmaß von 97.6 % abgeschätzt und der Sedimentgehalt bestimmt werden. Der Coshocton-Probenteiler hat wesentlich kleinere Abmessungen als vergleichbare Messanlagen, z.B. Teiler-tanks. Dadurch wird der Umfang der Erdarbeiten beim Einbau, vor allem auf Parzellen mit geringer Hangneigung, erheblich verringert. Im Gegensatz zu Teiler-tanks fällt nur eine Teilprobe an. Somit verringert sich der Aufwand bei der Probenahme und bei der Berechnung des Abflusses und der Sedimentfracht.

Eignung verschiedener Aggregatstabilitätsmethoden zur  
Charakterisierung der Erosionsanfälligkeit

von

Kainz, M. und Andrea Weiß<sup>1</sup>

Beprobt wurden die Oberböden von 3 Standorten (uL, lU, usL), an denen Zuckerrüben oder Mais in 5 verschiedenen Anbauverfahren (konventionell bis Mulch-Direktsaat) angesät waren. Boden aus den obersten 3 cm wurde luftgetrocknet, vorsichtig gesiebt und an den gewonnenen Aggregaten im Labor 9 Stabilitätsmethoden getestet. Die Bewertung der Methode erfolgt nach 4 Kriterien (siehe Tab.):

Aus Kosten-, Proben-, Geräte- und Arbeitsaufwand wurde ein Aufwandsindex erstellt (Spannweite 1 - 5).

Der relative Variationskoeffizient der Messung (Spannweite 0-100 %) und die statistische Trennbarkeit (5 % Irrtumswahrscheinlichkeit) zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten und Standorten ("rel. Trennschärfe", Spannweite 0-100 %) geben Auskunft über Güte und Empfindlichkeit der Messung.

Die Korrelation zu den Bodenabträgen (Trocken- u. Naßlauf), die bei simuliertem Starkregen auf 40 m<sup>2</sup> großen Feldparzellen gemessen wurden, gibt Auskunft darüber, wie gut die Aggregatstabilitätsmethode das Erosionsgeschehen widerspiegelt.

1. Die "Beregnungsstabilität" kommt wohl dem Geschehen bei einem Starkregen am nächsten: unter einem Laborregner, der Tropfen von 4.6 mm Durchmesser liefert, werden auf einem Sieb mit 3.15 mm Maschenweite 60 g Aggregate beregnet. Der Anteil (%), der in 7 min durch das Sieb gewaschen wird, korreliert sehr hoch ( $r^2 > 0.88$ ) mit dem Bodenabtrag. Die Methode ist sehr gut geeignet, die Erosionsanfälligkeit zu charakterisieren. Allerdings ist die Messung aufwendig an Geräten und Arbeit.

<sup>1</sup>Lehrstuhl für Bodenkunde, TUM-Weihenstephan, 8050 Freising

## Methodenbeschreibung und Ergebnisse:

Tab.: Aufwandsindex, Variationskoeffizient, Trennschärfe und Bestimmtheitsmaße zu den Relativen Bodenabträgen (RBA)

Methode Nr. (s. Text)	1	2	3	4
Aufwandsindex	4.6	2.2	4.1	2.9
rel. Var.koeff. (%)	3.8	10.5	4.5	3.6
rel. Trennschärfe (%)	48	35	3	53
$r^2$ zum RBA <sub>trocken</sub>	0.88	0.85	0.36	0.60
$r^2$ zum RBA <sub>nass</sub>	0.90	0.86	0.33	0.55

Methode Nr.	5	6	7	8	9
Aufwandsindex	3.4	1.5	3.7	2.9	1.8
rel. Var.koeff. (%)	4.5	7.4	40.9	2.7	4.0
rel. Trennschärfe (%)	20	53	0	38	70
$r^2$ zum RBA <sub>trocken</sub>	0.62	0.86	0.25	0.54	0.65
$r^2$ zum RBA <sub>nass</sub>	0.66	0.90	0.20	0.61	0.73

2. Werden einzelne Aggregate mit einem Durchmesser von 8-10 mm betropft und die Bodenmenge, die nach Applizierung von 17.6 mJ auf einer Unterlage von 1.7 cm Durchmesser bleibt (Einzeltropfenberegnung, angelehnt an FARRES u. COUSEN 1985), als Stabilitätsmaß herangezogen, so ist die Korrelation zum gemessenen Bodenabtrag eng. Bei 15 gemessenen Aggregaten ist der Aufwandsindex im mittleren Bereich, der Meßfehler jedoch hoch (10.5 %).

3. Die "Naßsiebungsstabilität" (HARTGE 1971) ahmt die Vorgänge bei Beregnung nicht nach ( $r^2 < 0.36$ ) und ist zudem sehr aufwendig. Bodenbearbeitungsvarianten oder Standorte sind nicht zu trennen.

4. Bei der "Sprühsiebung" werden Aggregate in einem Siebturm von oben mit Leitungswasser besprüht und gleichzeitig gerüttelt (2mm Hubhöhe). Als Meßgröße dient der Quotient Aggregate  $> 200\mu\text{m}$  / Korngrößenanteil  $> 200\mu\text{m}$ . Die Ergebnisse korrelieren eng mit der

Korngrößenzusammensetzung und daher sind Standorte gut zu trennen.

5. Mit Hilfe der "Dispersionsanfälligkeit" soll der Zusammenbruch der Aggregate durch Befeuchten und mechanische Beanspruchung erfaßt werden (EMERSON W.W. u. MARGARET DETTMAN 1959). Als Maß dient das Verhältnis der nach 55 stündigem Schütteln dispergierten Teilchen  $< 20\mu$  zur gleichgroßen Kornfraktion. Die Methode erfaßt Unterschiede zwischen Standorten und Bearbeitungsvarianten schlecht.

6. Die "Wasser-Alkohol-Stabilität" beruht auf der Beobachtung, daß trockene Aggregate in Wasser zerfallen, während sie in unpolarem Alkohol stabil bleiben (IBG 1968). Als Messgröße dient, bei welcher Alkoholkonzentration die Hälfte der Aggregate stabil ist. Der Zerfallsgrad wird hierbei subjektiv beurteilt. Darin ist eine Schwäche der Methode zu sehen. Die Methode ist sehr einfach und schnell und vermag Standorte und besonders Anbauvarianten gut zu trennen.

Die Korrelationen zum Bodenabtrag sind sehr gut; dies weist darauf hin, daß Luftsprengung und Solvatisierung der Aggregate bei Beregnung eine große Rolle spielen. Nach einer Standardisierung ist diese Methode wohl als gutes, schnell zu bestimmendes Maß der Zerfallsneigung geeignet.

7. Der "Konsistenzindex" beschreibt die Adhäsion zwischen Bodenteilchen; stabile Böden mit geringer Verschlammungsneigung hängen stärker zusammen und können mehr Wasser adsorbieren, bevor sie zerfließen (DE PLOEY 1981). Die Bestimmung wird mit dem "Casa-grande - Stoßapparat" durchgeführt. Als Meßgröße dient die Differenz der Bodenfeuchten, bei denen sich bei 5 und 10 Schlägen die Furche auf 1 cm schließt. Für die angestrebte Aussage - Aggregatstabilität bei Starkregen, die hauptsächlich flächenhaften Bodenabtrag bewirken - ist die Methode ungeeignet.

8. Die "Sackungsstabilität" nach HARTGE (1971) gibt Auskunft über die Setzung von wassergesättigten Bodenpackungen unter dynamischen Lasten. Dieser Setzungsvorgang ist eine Funktion der Aggregatstabilität und kann die Beanspruchung bei Starkregen simulieren ( $r^2 > 0.54$ ). Da auch der Aufwandsindex und der rel. Variationskoeffizient der Messung niedrig ist, ist die Methode gut geeignet.

9. Die "Perkolationsstabilität" lehnt sich an eine Methode von SEKERA u. BRUNNER (1942) an und wurde in Weihenstephan wie folgt modifiziert (BECHER und KAINZ 1983): 10 g lufttrockene Aggregate von 1-2 mm Durchmesser werden in ein unten mit Gaze verschlossenes Plexiglasröhrchen von 1.5 cm Durchmesser gefüllt und 10 mal aus 1 cm Höhe aufgestoßen. In das Röhrchen wird von oben destilliertes Wasser (20° C) mit einem hydrostatischen Druck von 20 cm (gegen die Oberkante der Packung) geleitet; die Mariotte'sche Flasche steht auf einer Waage, deren Datenausgang mit einem Tischrechner verbunden ist. Erfasst wird die aus der Flasche geflossene Wassermenge als Funktion der Zeit. Die Messung wird nach 10 min abgebrochen. Als Meßgrößen können Perkolationsraten zu verschiedenen Zeiten, die Verhältnisse von Raten, sowie Perkolationssummen als auch Parameter von Kurvenfits verwendet werden. Als einfach zu bestimmendes, brauchbares Maß hat sich die Perkolationssumme nach 10 Minuten erwiesen. Diese hat bei dem vorliegenden Probenmaterial ein Bestimmtheitsmaß von  $r^2 > 0.65$  zum Bodenabtrag und vermag 70 % der Varianten an Mulchsaat- und konventionellen Anbauverfahren in Mais und Zuckerrüben auf 3 Standorten zu trennen. Die Meßwiederholungen zeigen geringe Streuungen (Variationskoeffizient 4 %), der Aufwandsindex liegt niedrig. Hiermit konnten die guten Erfahrungen, die bei früheren Untersuchungen mit dieser Methode gewonnen wurden (Becher, unveröffentlicht), bestätigt werden. Daher erscheint diese Methode der Aggregatstabilitätsbestimmung besonders geeignet, verschiedene Anbauverfahren in Hinblick auf ihre Erosionsanfälligkeit zu charakterisieren.

#### Literatur

- BECHER u. KAINZ (1983): Z. Acker. u. Pfl.bau 152,152-158  
DE PLOEY, J (1981): IAHS Publ. 133,423-431  
EMERSON, W.W. u. MARGARET G. DETTMAN (1959): J. of Soil Science, 10,232  
FARRES, P.J. u. S.M. COUSEN (1985): Earth Surface Processes and Landforms, 10,321-329  
HARTGE, K.H: (1971): Die physikalische Untersuchung von Böden. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart, 86-101  
IBG (1968): Untersuchungsmethoden des Bodenstrukturzustandes, VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin, 417,409  
SEKERA, F. u. A. BRUNNER (1942): Z. Pflanzenern., Bodenkde, 29, 181-186



Zeitliche Schwankungen der Erodibilität als Folge kurz- und langfristiger  
Veränderungen von Aggregatstabilität und Permeabilität

von

Frede, H.-G., A. Lativ, B. Meyer, C.H. Roth, S. Gäth und R. König

Unter den Verfahren zur Abschätzung des Bodenabtrages durch Wasser ist das von Wischmeier und Smith entwickelte am weitesten verbreitet. Diese Abschätzung beruht auf der empirisch gewonnenen Erfahrung, daß die Höhe des Abtrages von verschiedenen Faktoren bestimmt wird. Unter diesen Faktoren nimmt der sog. Bodenerodierbarkeitsfaktor K eine zentrale Bedeutung ein. In ihm sind 5 wichtige Bodeneigenschaften zusammengefaßt (2 Korngrößenfraktionen, der Gehalt an organischer Substanz, die Aggregatgrößenklasse und die Permeabilität). Diese Größen werden als bodenspezifisch - also als konstant - betrachtet. Die Möglichkeit, sie zu verändern, wird nur auf längere Sicht als gegeben angesehen, so z.B. durch die Erhöhung der organischen Substanz (SCHWERTMANN, 1981).

Die Annahme von konstanten bodenspezifischen Größen führt nicht selten zu falschen Schlußfolgerungen über die Zusammenhänge von erosionsauslösenden und erosionsfördernden Faktoren. In den hier vorgestellten Untersuchungen soll gezeigt werden, daß zwei wichtige Bodenkenngrößen des K-Faktors im Jahresablauf (gilt für die Aggregatgrößenklasse, indirekt gekennzeichnet durch die Aggregatstabilität) bzw. während des Erosionsvorganges (gilt für die Permeabilität) als nicht konstant angesehen werden müssen.

METHODEN

Regensimulator

Die Untersuchungen wurden an einem von ROTH et al. (1985) entwickelten Regensimulator durchgeführt, der für den Laboreinsatz modifiziert wurde (Abb. 1).

Versuchsböden

In allen Versuchen wurde Löß-Material aus den Krümen von Ackerparabraunerden verwendet.

Aggregatstabilität

Zu insgesamt 5 Zeitpunkten wurden Bodenproben genommen. Aggregate wurden mit einem  $\emptyset$  von 0,5-1,5cm abgesiebt, getrocknet, einlagig auf ein Sieb mit einer Maschenweite von 2mm gelegt und beregnet. Als Parameter diente der Durchsatz durch das Sieb und der Splash-Anteil (angegeben jeweils in g, bezogen auf die Trockensubstanz).

Anregungen zu den Permeabilitätsmessungen wurden bei McINTYRE (1958) gefunden.

An einem Lößhang mit alljährlich wiederkehrenden Erosionserscheinungen wurden am Ober-, Mittel- und Unterhang Stechzylinderproben aus dem  $A_p$ -Horizont entnommen. Die Proben wurden im feldfeuchten Zustand auf das Sieb des Regners gesetzt, beregnet und während der Beregnung in unterschiedlichen Zeitabständen vom Sieb genommen. An den so beregneten Proben wurden  $k_f$ -Messungen mit dem Hauben-Permeameter durchgeführt. Die Anzahl der Stechzylinder wurde so gewählt, daß für jeden Feldentnahmepunkt und für jedes Zeitintervall der Beregnung 6-9 Wiederholungen zur Verfügung standen.

## ERGEBNISSE

### Aggregatstabilität

Die zu 5. Zeitpunkten entnommenen Bodenproben zeigen bei gleicher Behandlung eine sehr unterschiedliche Aggregatstabilität (Abb. 2), wobei weniger die langfristige Veränderung auffällt als die kurzfristige, so z.B. die vom 10. Aug. zum 2. Sept.. Ursachen dieser plötzlichen Veränderung der Stabilität können in mechanischen Eingriffen durch Bodenbearbeitung zu suchen sein oder aber in Düngungsergebnissen, durch die kurzfristig hohe Protonenkonzentrationen geliefert werden können. Der plötzliche Abfall der Aggregatstabilität in diesem Beispiel ist wohl auf kurzfristige Austrocknungs- und Wiederbefeuchtungsprozesse zurückzuführen.

Veränderungen in der Aggregatstabilität wurden auch von FRANKEN und LOCH, 1987 und HOFMAN and APPELMANS, 1975 nachgewiesen.

### Permeabilität

Die Beregnung der Stechzylinder hat für die drei Entnahmepunkte des Hanges zu einer Abnahme der gesättigten Leitfähigkeit während des Beregnungsvorganges geführt. Die Variationskoeffizienten schwankten bei den einzelnen Varianten zwischen 30 und 160% (Abb. 3). Diese Abnahme in der Leitfähigkeit ist mit einer Dispergierung und einem Zuschlämmen grober Poren, die von der Wasserleitung ausgeschlossen werden, zu erklären (siehe hierzu auch McINTYRE, 1985).

Die Abnahme ist am Unterhang am größten und am Oberhang am geringsten. Diese unterschiedliche Abnahme der Leitfähigkeit läßt Rückschlüsse auf die Stabilität des Bodengefüges in den einzelnen Hangabschnitten zu. Diesen Ergebnisse zufolge könnte das Gefüge am Unterhang sehr instabil und am Oberhang weniger instabil sein.

## SCHLUSSFOLGERUNG

Die Bestimmungsgrößen des K-Faktors "Aggregatgröße", welche maßgeblich durch den hier untersuchten Parameter Aggregatstabilität beeinflusst wird, und "Permeabili-

tät" werden bei der Abschätzung des Bodenabtrages nach Wischmeier und Smith als bodenspezifisch, d.h. konstant angesehen. Die Untersuchungen mit dem Regensimulator haben dagegen gezeigt, daß diese Größen zeitlichen Veränderungen unterworfen sind.

LITERATUR

Franken, H. u. M. Loch, 1987: Der Einfluß ackerbaulicher Maßnahmen auf die Dynamik der Aggregatstabilität. Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 28, S. 35-41.

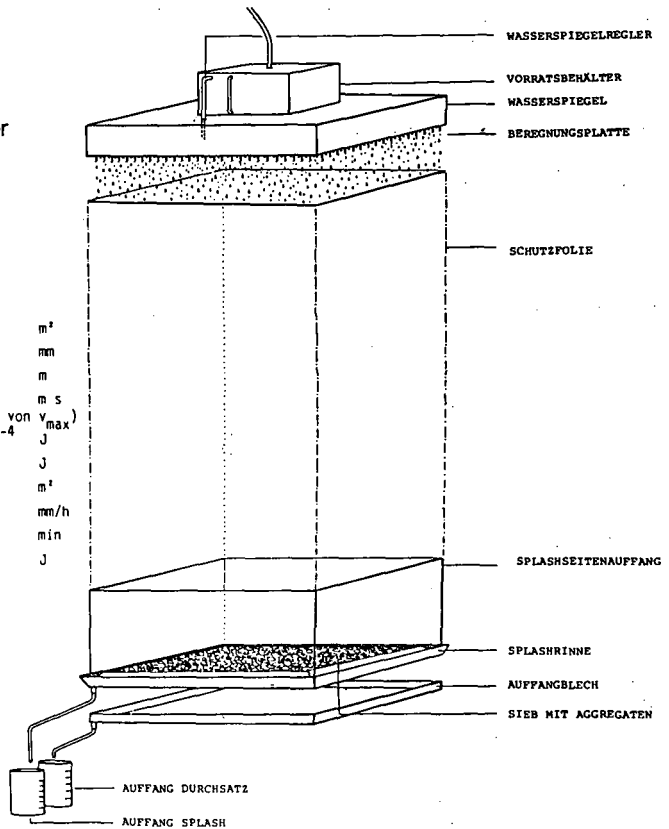
Hofman, G. and F. Appelmans, 1975: Seasonal changes of the aggregate instability. Z. Pflanzenern. Bodenk., Heft 2, S. 209-216.

McIntyre, D.S., 1958: Permeability measurements of soil crusts formed by raindrop impact. Soil Science 85, p. 185-189.

Roth, C., Meyer, B. and H.-G. Frede, 1985: A portable rainfall simulator to study factors affecting runoff, infiltration and soil loss. Catena 12, p.79-85.

Schwertmann, U., 1981: Die Vorausschätzung des Bodenabtrages durch Wasser in Bayern. Eigenverlag, 125 S.

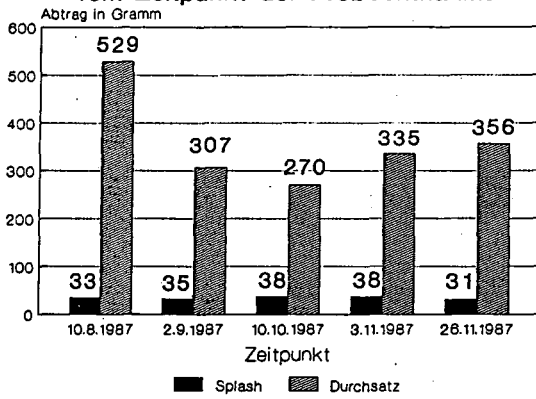
Abb. 1: Regensimulator



Technische Daten des Regners:

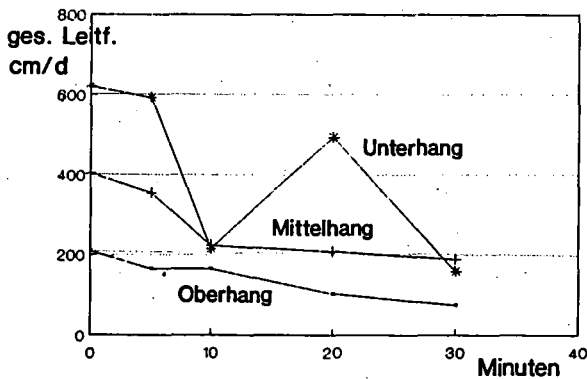
Regnerfläche	= 0,64	m <sup>2</sup>
Tropfen Ø	= 3,32	mm
Fallhöhe	= 8,30	m
v	= 7,84	m s
	(= 94,6% von v <sub>max</sub> )	
E <sub>kin</sub> /Tropfen	= 5,4 * 10 <sup>-4</sup>	J
E <sub>kin</sub> * m <sup>-2</sup> * mm <sup>-1</sup>	= 30,726	J
Versuchsfläche	= 0,25	m <sup>2</sup>
Regenintensität	= 60	mm/h
Beregnungsdauer	= 10	min
E <sub>kin</sub> /Beregnung	= 76,82	J

Abb.2: Splash und Durchsatz in Abhängigkeit vom Zeitpunkt der Probeentnahme



GD 5% Splash = 3,1  
Durchsatz = 80,8

Abb. 3: Abnahme der ges. Leitfähigkeit

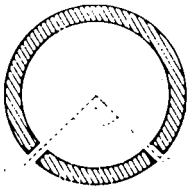


Der Trierer Regensimulator

von

Richter, G., Rohlfing, A., Schmidt, R.-G., Schröder, D., Wetschereck, H.  
und Willger, H.

An der Universität Trier wurde in der Abt. Physische Geographie ein mobiler Feldregner gebaut, mit dem man einen in bezug auf Tropfenspektrum und Tropfenendfallgeschwindigkeit naturnahen Regen mit einer Intensität von ca. 60 mm/h erzeugen kann. Das Regenspektrum des Regners ist bei Hassel J. und Richter G. in diesem Band detailliert beschrieben. Mit zwei Kunststoffrohren ( $d = 32$  mm), die im Abstand von 30 cm mit je 2 Bohrungen ( $d = 2$  mm) versehen sind, wird das Wasser gleichmäßig über die Testfläche verteilt (s. Abb. 1). Das Wasser tritt aus den nach unten gerichteten Bohrungen in einem sich auffächernden Strahl aus und wird auf einem 50 cm unterhalb gespannten Sieb, mit einer Maschenweite von 2 mm und einer Drahtstärke von 0,4 mm, weiter verteilt. Die Regnerrohre und das Sieb werden zwischen zwei am Kopf und Fußende der Testparzelle errichteten Dreiecksgittertürmen (Aluminiumrohr von 7 m und 8 m Länge) an einer als Träger dienenden ausziehbaren Aluminiumleiter befestigt. Der in Bodennähe zusammengebaute Regner kann dann über zwei Seilwinden stufenlos bis zu einer Höhe von 7,80 m in waagerechter Stellung justiert werden. Da die beiden Türme auf Fahrgestelle (Maße: Länge 1,6 m, Breite 1,2 m, Höhe 0,8 m) montiert sind, die auf Holzschienen laufen, können nacheinander beliebig viele nebeneinander liegende Testparzellen von 8 m Länge und 1 m Breite durch seitliches Verschieben beregnet werden. Das Wasser wird mit einer Benzinmotorpumpe (Leistung 1,5 KW) hochgepumpt. Die Mengenregulierung und damit die Intensitätsregulierung erfolgt durch ein mit einem Überlauf versehenes Standrohr. Windeinflüsse bis zu einer Windgeschwindigkeit von 5 m/s können mit Hilfe einer Windschutzplane eliminiert werden. Dazu werden an den Turmspitzen 4 m lange Ausleger befestigt, an deren Enden sich Seilumlenkrollen befinden. Über diese Rollen wird die an einem Vierkantrohr (Alu.) befestigte Plane hochgezogen.



Regnerrohr  $\phi = 32 \text{ mm}$

Bohrung  $\phi = 2 \text{ mm}$

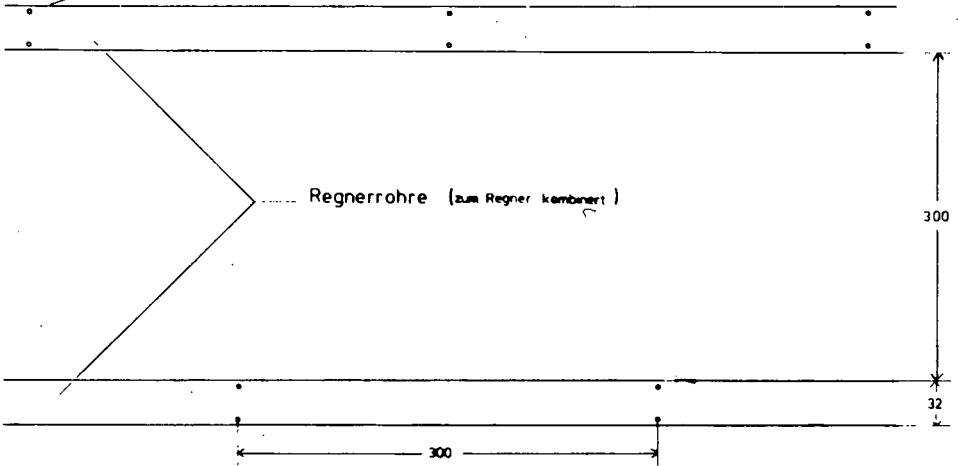


Abb. 1: Draufsicht und Querschnitt der Regnerrohre mit Anordnung der Bohrungen

Am Beispiel der im Frühjahr und Sommer 1987 durchgeführten Beregnungsversuche auf Ackerflächen in Rheinhessen und dem Rheingau sollen Untersuchungsmethodik und technischer Ablauf der Versuche dargestellt werden.

Die Anlage wurde, zusammen mit allem für den Betrieb notwendigen Zubehör, auf einem VW-Bus mit Anhänger transportiert. Für den Auf- und Abbau benötigten zwei Personen unter normalen Bedingungen etwa folgende Zeiten:

Abladen.....	0,5 h
Parzellen abgrenzen.....	2 h
Parzellen aufarbeiten/	
Ablauf, Schienen legen.....	8 h
Anlage aufbauen.....	3 h
Wasser tanken.....	1 h
Abbau, Säubern, Verladen.....	6 h

An Standort wurden vier Parzellen (1x8 m) eingerichtet, abwechselnd bewachsen

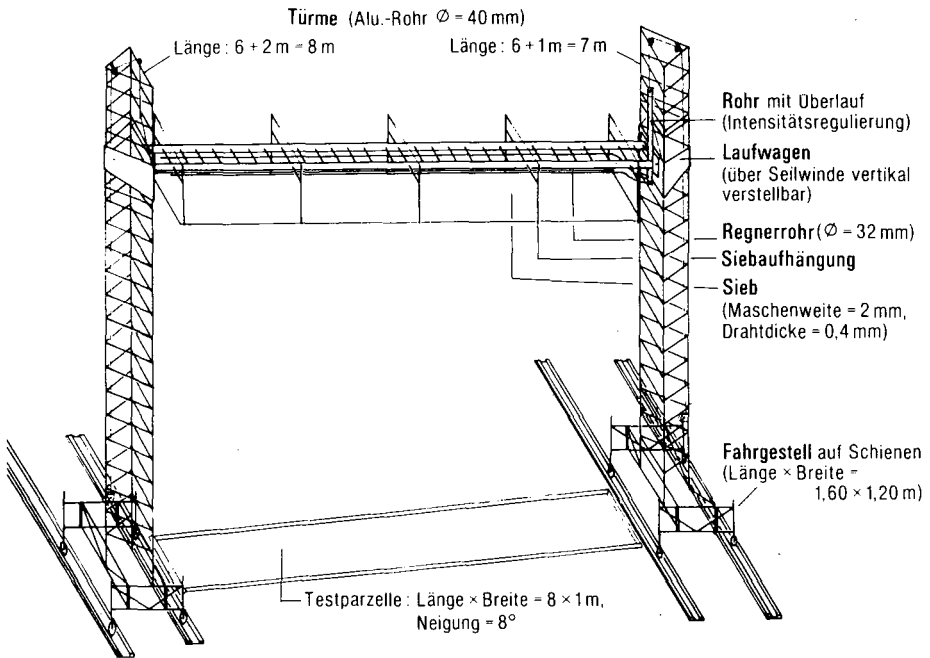


Abb. 2: Schematische Zeichnung der mobilen Beregnungsanlage. Die Regnerbrücke ist hochgefahren und fertig zur Beregnung. Das Sieb darunter wurde wegen der Übersichtlichkeit nur angedeutet.

und unbewachsen. Sie waren durch einen Mittelgang getrennt. So wurden die bewachsenen Flächen beim Aufbau nicht gestört und jeder Punkt der Parzellen blieb erreichbar, ohne sie betreten zu müssen.

Die Bearbeitung der Brachflächen erfolgte nach Entfernen der Vegetation durch flaches Aufhacken und anschließendes Harken in Gefällsrichtung.

Zur Parzellenbegrenzung wurden 1,5 mm starke, verzinkte Stahlbleche in den Boden getrieben. Trichterförmige Bleche leiteten den Abfluß in 50 mm PVC-Rohre, die unter den Schienen der Anlage hindurch in die Auffanggruben führten. Bei jedem Versuch erfaßten neun gleichmäßig verteilte Regenmesser die aufgebrauchte Wassermenge. Der Abfluß wurde in einem 10 l-Eimer aufgefangen, Proben davon je nach Abflußmenge als Gesamt- oder Stichprobe in 1 l-Flaschen genommen.

Die erste der drei jeweils 15 minütigen Beregnungen diente der Aufsättigung des Bodens. Nach mindestens 6 Stunden erfolgte die zweite, nach wieder 30 Minuten die dritte Beregnung. Bei früheren Versuchsreihen wurde ein Zyklus mit

5 Beregnungen (30, 15, 15, 15, 30 min) durchgeführt (RICHTER, G. 1983, 1984). Eine Beregnungsdauer von 15 Minuten mit einer Intensität von etwa 1 mm/min entspricht im Untersuchungsgebiet einem natürlichen Niederschlagsereignis, wie es alle 2 bis 5 Jahre zu erwarten ist.

Folgende Untersuchungen wurden vorgenommen:

(1) im Feld

- Gravimetrische Bestimmung der Bodenfeuchte vor der ersten und vor der zweiten Beregnung in jeweils 0-10 cm und 10-20 cm Tiefe.
- Infiltrationsmessungen im aufgearbeiteten und im nicht aufgearbeiteten Boden (Doppelringinfiltrometer).
- Messung der Hangneigung (Necli).
- Ansprache des Bodentyps.

(2) im Labor

- Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung der Oberböden (Pipettmethode nach KÖHN).
- Bestimmung des pH-Wertes (in  $\text{CaCl}_2$ ).
- Bestimmung des Gehalts an organischer Substanz (nasse Veraschung nach LICHTERFELDE).
- Bestimmung des Karbonatgehaltes (gasvolumetrisch nach SCHEIBLER).
- Bestimmung der Aggregatstabilität (Tauchsiebung).

Außerdem wurde von allen Abflußproben bestimmt:

- Gewicht
- Gewicht an organischer Substanz (s.o.)

von ausgewählten Abflußproben:

- Korngrößenzusammensetzung (s.o.)
- Karbonatgehalt (s.o.)

Literatur:

- PAHL, G. u. WILLGER, H. (1983): Eine Beregnungsanlage zur Bodenerosionsforschung. - Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., 38, 679-684
- RICHTER, G. (1983): Bodenerosion und ihre Messungen im Raum Trier. - Mitt. Deutsch. Bodenk. Ges., 37, 367-403.
- RICHTER, G. (1984): Bodenerosion und ihre Messung im Raum Trier. - Trierer Geogr. Stud., Sonderh. 6, 103-115.



## Die Niederschlagsstruktur des Trierer Regensimulators

von

Hassel, J. und Richter, G.

### Einleitung

Der Einsatz von Regensimulatoren zur quantitativen Abschätzung einzelner Faktorenwerte der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (WISCHMEIER u. SMITH 1978, SCHWERTMANN et al. 1981) erfordert möglichst genaue Kenntnisse über deren Regenstruktur. Die Regenstruktur künstlicher Niederschläge ist im wesentlichen durch die Regenhöhe und die Regenenergie charakterisiert. Die Regenhöhe ergibt sich aus den Faktoren Niederschlagsintensität und Niederschlagsdauer, die Regenenergie errechnet sich aus der Masse aller Regentropfen und ihrer Fallgeschwindigkeit nach:

$$E_k = 1/2 * m * v^2$$

$E_k$  = Joule in  $kg * m^2/s^2$

$m$  = Masse in  $kg$

$v$  = Geschwindigkeit in  $m/s$

Zur Berechnung der kinetischen Regenenergie müssen demnach das Tropfenspektrum (vorhandene Tropfengrößen und deren Anteile am Gesamtvolumen) sowie die Fallgeschwindigkeiten der Regentropfen bekannt sein.

### Material und Methoden

Die Aufnahmen der Tropfenspektren erfolgten nach der Filter- bzw. Absorptionsmethode (vgl. DEFANT 1905, BECKER 1907, DIEM 1955, 1956, 1960); die Fallgeschwindigkeiten der Regentropfen wurden aus den Werten von EPEMA u. RIEZEBOS (1983) extrapoliert.

Zur Auswertung kamen die Messungen von 11 Beregnungsversuchen auf 4 verschiedenen Standorten mit insgesamt 43 Einzelspektren (= 9985 Tropfen). Im Mittel erfolgten somit 4 Aufnahmen je Beregnungsversuch, die gleichmäßig über die Fläche verteilt wurden.

Zur Ermittlung der Tropfengrößenverteilung und der Bestimmung der Regenenergie wurden folgende Arbeitsschritte durchgeführt:

1. Messung der Tropfenzahl und Tropfengrößen mit WATOR Spezialpapier (Fa. Macherey-Nagel).
2. Ermittlung der Tropfenzahl und Tropfengrößen je Zeit- und Flächeneinheit.

3. Berechnung des Volumens und der kinetischen Energie je Tropfen.
4. Berechnung der Intensität und der Gesamtenergie für jedes Regentropfenspektrum.

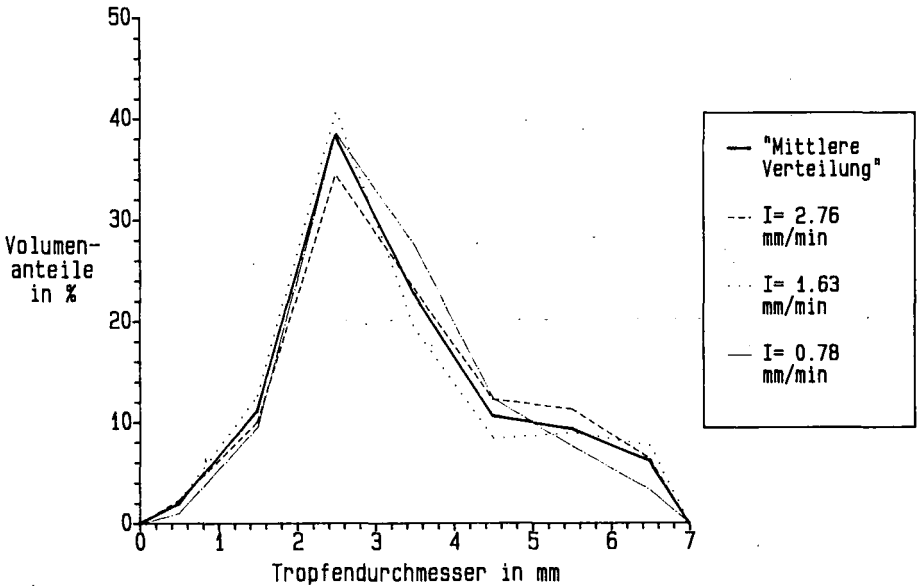
Ergebnisse

In Tab. 1 sind die Kennwerte zur "Mittleren Tropfengrößenverteilung" aufgeführt. Die Angaben über die Tropfenzahl, das Volumen und die kinetische Energie je Tropfengrößenklasse beziehen sich auf eine, aus allen 43 Einzelspektren gemittelte Intensität von 1.31 mm/min bzw. 78.3 mm/h.

Tab.1: Tropfenzahl, Volumen und kin. Energie der "Mittleren Tropfengrößenverteilung"

Klassen mm	Kl- Mit	Anzahl N	Anteil %	Volumen mm <sup>3</sup>	Anteil %	Energie Joule	Anteil %
<1.0	0.5	4368	43.75	885.35	1.94	0.0052	0.41
1.0-2.0	1.5	2798	28.02	5070.72	11.10	0.0806	6.37
2.0-3.0	2.5	2146	21.49	17512.20	38.32	0.4343	34.30
3.0-4.0	3.5	493	4.94	10369.80	22.69	0.3191	25.20
4.0-5.0	4.5	109	1.09	4834.50	10.58	0.1658	13.09
5.0-6.0	5.5	51	0.51	4250.27	9.30	0.1545	12.20
>6.0	6.5	20	0.20	2771.60	6.07	0.1068	8.43
Summe		9985	100	45694.44	100	1.2663	100

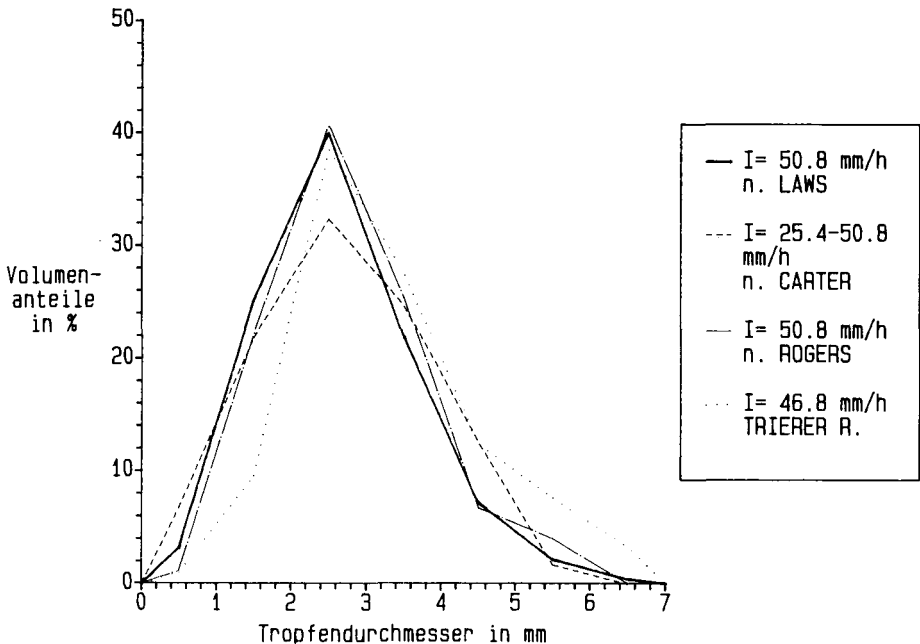
Abb. 1: Tropfenspektren des Trierer Regensimulators bei verschiedenen Intensitäten



Ein Vergleich der Tropfenspektren bei verschiedenen Intensitäten in Abb. 1 zeigt eine relativ gute Übereinstimmung. Hieraus geht hervor, daß Änderungen der Beregnungsintensitäten nur einen geringen Einfluß auf die Tropfengrößenverteilung und somit auch auf die Regenenergie ausüben (vgl. Tab. 2). Die jeweiligen Volumenanteile betragen bei den kleinen Tropfen ( $< 2$  mm) 10.7%-14.9%, bei den mittelgroßen Tropfen (2-5 mm) 68.5%-78.5%, und bei den großen Tropfen ( $> 5$  mm) 10.9%-17.6%.

Aus Abb. 2 geht die große Ähnlichkeit der Tropfengrößenverteilung der Trierer Feldberegnungsanlage mit der natürlicher Niederschläge hervor. Wichtig ist v.a., daß die gesamte Spektrenbreite abgedeckt wird, d.h. sowohl kleine als auch große Tropfen repräsentiert sind. Die relativ zu den natürlichen Niederschlägen höheren Anteile an großen Tropfen ( $> 5$  mm) können durchaus positiv bewertet werden. Da bei einer Fallhöhe von 7 m die Tropfen  $> 1.5$  mm Durchmesser ihre Endfallgeschwindigkeit nicht ganz erreichen, können größere Unterschiede bei der Regenenergie durch diesen höheren Anteil an großen Tropfen teilweise kompensiert werden.

Abb. 2: Vergleich des Tropfenspektrums der Trierer Beregnungsanlage mit natürlichen Niederschlägen



In Tab. 2 sind die Kennwerte zur Regenstruktur zusammengefaßt. Demnach erreichen die mit dem Trierer Feldregner simulierten Niederschläge 90% - 105% der nach WISCHMEIER kalkulierten kinetischen Regenenergie. Die Ursache hierfür ist das etwa gleichbleibende Tropfenspektrum des Trierer Regners. Während WISCHMEIER die Energie bei den geringeren Intensitäten auf der Basis feiner werdender Tropfenspektren berechnet, wurde hier bei allen In-

Tab. 2: Kennwerte zur Regenstruktur des Trierer Regensimulators bei verschiedenen Intensitäten

Intensität	kinetische Energie			% v. WISCHMEIER	Mediantropfen- durchmesser* D <sub>50</sub> in mm
	Fallhöhe 7m J/m <sup>2</sup> *min	7m J/m <sup>2</sup> *mm	n. WISCHMEIER J/m <sup>2</sup> *mm		
78.3 mm/h	36.18	27.71	28.43	97.47	2.47
165.6 mm/h	78.18	28.27	31.27	90.41	2.65
97.8 mm/h	44.34	27.19	29.28	92.86	2.36
46.8 mm/h	21.77	27.94	26.48	105.51	2.53

\* graphisch ermittelt

tensitäten mit den tatsächlichen, d.h. etwa gleichen Spektren kalkuliert. Dadurch wird die Energie bei geringen Intensitäten etwas überschätzt, bei höheren etwas unterschätzt.

#### Literaturverzeichnis

- BECKER, A. (1907): Zur Messung der Tropfengrößen bei Regenfällen nach der Absorptionsmethode.- Meteorol. Zs. 24, S. 247-261.
- CARTER, C.E., J.D. GREER, H.J. BRAUD, u. J.M. FLOYD (1974): Rain-drop characteristics in South Central United States.- Trans. of the ASAE 17, S. 1033-1037.
- DEFANT, A. (1905): Gesetzmäßigkeiten in der Verteilung der verschiedenen Tropfengrößen bei Regenfällen.- Kaiserl. Akademie der Wissenschaften Wien, Abt. IIA, Bd. 114/I, S. 585-646.
- DIEM, M. (1955): Natürliche und künstliche Regen.- Wasser und Nahrung 3, S. 28-35.
- DIEM, M. (1956): Messungen der Größe der Regentropfen in natürlichen Regen und bei künstlicher Beregnung.- Beitr. zur naturkdl. Forschung in Südwestdeutschland, Bd. XV, H. 2, S. 75-90.
- DIEM, M. (1960): Zur Meßtechnik der Struktur von Wolken und Niederschlag.- Zeiss Werkzeitschrift 38, S. 89-94.
- EPENA, G.F. u. H.TH. RIEZEBOS (1983): Fall velocity of waterdrops at different heights as a factor influencing erosivity of simulated rain.- Catena Supplement 4, S. 1-17.
- LAWS, J.O. u. D.A. PARSONS (1943): The relation of raindrop size to intensity.- Trans. Amer. Geophys. Union Vol. 24, S. 452-460.
- ROGERS, J.S., L.C. JOHNSON, D.M.A. JONES, u. B.A. JONES Jr. (1967): Sources of error in calculating the kinetic energy of rainfall.- Journal Soil and Water Conservation 22 (4), S. 140-143.
- SCHWERTMANN, U. (1981): Die Vorausschätzung des Bodenabtrags durch Wasser in Bayern.- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München, 126 S.
- WISCHMEIER, W.H. u. D.D. SMITH (1978): Predicting rainfall erosion losses- a guide to conservation planning.- U.S. Dept. Agric. Handbook No. 537.

**EROSion - Datenbank - Verwaltung**  
**zur Verrechnung von Berechnungsdaten**

von  
Martin, W. +

Die Gefährdung der Böden durch Wassererosion ist ein zentrales Problem in der Landwirtschaft. Dieser Erkenntnis wird durch zunehmende Forschungstätigkeit Rechnung getragen. Da in kurzer Zeit repräsentative, eine ganze Vegetationsperiode erfassende Ergebnissen erlangt werden sollen, müssen Regensimulatoren eingesetzt werden.

Für das genaue Studium der Erosion werden in Simulationsversuchen der Verlauf von Abfluß und Abtrag festgehalten. Meist werden dabei die Abflüsse als Summen über der Zeit und die Sedimente als Raten über dem Abfluß gemessen. Diese Abfluß- und Sedimentdaten werden mit unterschiedlichen Meßfrequenzen erhoben, um bei der gebotenen Meßgenauigkeit den Arbeits- und Materialaufwand in einem erträglichen Maße zu halten. Dadurch ergeben sich nicht orthogonale Datensätze, auf die, wenn überhaupt, nur unter Schwierigkeiten mit konventionellen Datenbanken oder Statistikprogrammen zugegriffen werden kann.

Es wurde daher eine Datenbankverwaltung für Berechnungsdaten geschaffen, die leistungsfähige Routinen zur Berechnung von Abtrags-, Abfluß- und Infiltrationsparametern anbietet.

Unvollständige Datenzeilen, z.B. Zeit- und Abflußdaten ohne zugehörige Sedimentwerte können problemlos bearbeitet werden. Diese fehlenden Daten werden für orthogonale Datensätze durch lineare Interpolation zwischen den nächsten vorhandenen Nachbardaten errechnet.

---

+ Institut f. Bodenkunde TUM, Hohenbachernstr, 8050 Freising

Leistungsumfang:

Die Rohdaten, das sind die Zeit seit Beregnungsbeginn mit der Abflusssumme und den Sedimentgehalten pro Volumeneinheit, wie sie am Lehrstuhl für Bodenkunde in Weihenstephan anfallen, werden eingelesen, sortiert und gespeichert. Das Programm legt eine Rohdatendatei an, wobei neben den Meßwerten auch Bemerkungen als Text abgelegt werden können. Diese Datei ist in einem mit ASCII-Editoren leicht und direkt leßbaren Format geschrieben.

Die Abtrags-, Abfluß- und Infiltrationssummen und -raten werden berechnet. Zusätzlich werden standardisierte Bodenabträge (9% Hangneigung, 22.1m Hanglänge und 65 mm/h Regenintensität) und relative Bodenabträge (SCHWERTMANN et al. 1987) bestimmt. Die Abflußrohdaten werden als Suspension, also Wasser mit Boden gemessen. Bei hohen Sedimentkonzentrationen treten dann Schwierigkeiten bei der Bilanzierung von Beregnungswasser, Abfluß und Infiltration auf. Das Volumen des im Abfluß dispergierten Bodens wird daher berücksichtigt und Abfluß und Infiltration in Liter reinem Wasser berechnet. Die Datenausgabe kann auf Bildschirm, Drucker und Datei erfolgen.

Singuläre Daten, die das Erosionsgeschehen einer Parzellenberegnung charakterisieren, werden für die statistische Weiterbearbeitung ausgelesen.

Und zwar:

Abträge, Abflüsse und RBA's

- jeweils als Summen und Raten (mittlere und maximale Raten)
- jeweils für die Gesamtberegnung, den Haupt- und den Nachfluß

Leistungsmerkmale:

Das Programm ist in TurboPascal 3.0 geschrieben und läuft auf PC-XT-kompatiblen Rechnern unter MS-DOS 2.11 und höher. Durch den Arithmetikprozessor 8087 kann die Verarbeitungsgeschwindigkeit etwa verzehnfacht werden.

Der Programmablauf wird durch Menüs gesteuert. Die Leistungen und Anforderungen werden in einer ausführlichen Dokumentationsdatei, die auch aus dem Programm aufgerufen werden kann, erläutert.

Das Arbeiten ist sowohl im Timesharing wie auch im Batchbetrieb möglich.

### Datendateiaufbau:

Die Anzahl der Parzellenberechnungen in einer Datendatei wird nur durch den verfügbaren Speicherplatz beschränkt. Jede Parzellenberechnung wird unter einem Kennwort abgelegt. Bei einem gezielten Zugriff auf eine Parzellenberechnung wird die Datei sequenziell nach dem Kennwort durchsucht, weshalb die Dateien nicht über 60 kB anwachsen sollten, um die Suchzeiten für den letzten Satz einer Datei auf einem Floppy-Laufwerk unter einer Minute zu halten.

Jede gespeicherte Parzellenberechnung enthält Kennwort, allgemeine Parzellendaten und mindestens 1 bis maximal 500 Datensätze mit Zeit seit Berechnungsbeginn, der Abflusssumme und dem Sedimentgehalt.

Ausgegeben werden:

Zeit	[sec]	Rohdaten	
Abfluß	[l]	Rohdaten	Suspension
Sediment	[g/l]	Rohdaten	Suspension
Zeit	[min:sec]	oder [min.min]	
Abtrag	[kg/Parz]	oder [kg/m <sup>2</sup> ]	
Sediment	[g/(Parz·min)]	oder [g/(m <sup>2</sup> ·min)]	Wasser
Sediment	[g/l]		Wasser
Abfluß	[l/Parz]	oder [l/m <sup>2</sup> ]	Wasser
Abflußrate	[l/(Parz·min)]	oder [l/(m <sup>2</sup> ·min)]	Wasser
Infiltration	[mm/m <sup>2</sup> ]		Wasser
Infiltrationsrate	[mm/(m <sup>2</sup> ·h)]		Wasser
R-Faktor	[N/h]		
RBA seit Berechnungsbeginn			
RBA seit Abflußbeginn			
RBA-Rate			

## Diskussion

Dieses Programm ist ausschließlich für die Verwaltung von Berechnungsdaten konzipiert. Seine Stärke liegt darin, den Erosionsverlauf während einer Berechnung exakt unter den Gesichtspunkten von Infiltration, Abfluß, Abtrag und RBA zu dokumentieren. Durch die Angabe des RBA können die Daten für die Berechnung von Faktorenwerten der ABAG genutzt werden. Ein weiterer Schwerpunkt ist das Auslesen singulärer Erosionsdaten, die dann mit den ebenfalls singulären Boden-, Bestandes- oder Klimadaten einer Parzelle anhand des Kennworts zusammengeführt werden können.

Damit stellt das Programm ein leistungsfähiges Bindeglied zwischen Rohdaten und Statistikpaketen oder relationalen Datenbankverwaltungen dar. Dadurch ist es für die in der Bodenerosion tätigen Forschungsgruppen eine wichtige Ergänzung für die Verwaltung von Berechnungsdaten, nachdem bereits mit ERODAT (SCHAUB und DETTLING 1987) eine Datenbankverwaltung für natürliche Niederschläge vorliegt.

## Literatur:

SCHAUB, D.; DETTLING, W. (1987)

Die Bodenerosionsdatenbank ERODAT und ihre Anwendungsmöglichkeiten

Mittl. DBG 53: 255-260

SCHWERTMANN, U.; VOGL, W.; KAINZ, M. (1987)

Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen

Stuttgart: Ulmer Verlag 1987



**EROLIT - eine Literaturdatenbank zur Bodenerosion**

von

Auerswald<sup>+</sup>, K.; Fischer<sup>++</sup>, W.R.; Martin<sup>+</sup>, W. und Kainz<sup>+</sup>, M.

Innerhalb des Bodenschutzes nimmt die Bodenerosion einen hohen Stellenwert ein. Im Rahmen von Flurbereinigungen, Regionalplänen, Einzelgutachten u.ä. ist es daher häufig notwendig, fundierte Aussagen über die regionale Erosionsgefährdung zu machen. Die dazu notwendige Spezialinformationen, z.B. über die Wirkung regional bedeutender Sonderkulturen, spezieller Anbauverfahren oder auch von bestimmten Freizeitnutzungen auf das Erosionsausmaß, müssen in der Regel der Literatur entnommen werden. Ebenso ist es in der Grundlagenforschung notwendig, die Arbeiten, die zu einem speziellen Problem bereits veröffentlicht wurden, zu kennen und in die eigene Forschung einzubinden.

Die von den verschiedenen Literaturdiensten wie GEOFIZ zur Verfügung gestellten Literaturstellen lassen sich meist nicht scharf genug selektieren, um effektiv Zugang zu einer bestimmten Fragestellung zu finden. Daher wurde eine Literaturdatenbank speziell zum Thema Bodenerosion aufgebaut. Neben der freien Suche nach Suchbegriffen im gesamten Zitat ist auch eine Selektion nach Stichwörtern möglich. Jeder Literaturstelle wurden nach einheitlichem Muster Stichwörter zugeordnet, die möglichst spezifisch den Inhalt erschließen und dennoch im übersichtlichen Rahmen bleiben (z.B. EPIC, Schneeschmelze, Waldweide). Gegenwärtig (April 1988) sind in der Datenbank 120 unterschiedliche Stichwörter enthalten, die im Mittel 14 mal zugewiesen wurden. Im Mittel sind jedem Zitat 5 Stichwörter zugeordnet.

**Eigenschaften der Datenbankverwaltung:**

Folgende Suchmöglichkeiten stehen zur Verfügung:

- freie Suche im gesamten Zitat
- Suche nach definierten Stichwörtern
- Suche nach Autoren
- Suche nach Jahrgängen oder Jahrgangsbereichen
- Suche nach Nummern der Literaturstellen

---

<sup>+</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München, 8050 Freising-Weihenstephan

<sup>++</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde, Stuttgart-Hohenheim

Innerhalb eines Suchauftrags können mehrere dieser Suchmöglichkeiten kombiniert werden. Als Verknüpfung stehen <logisch und> und <logisch oder> zur Verfügung.

Die Option, Literaturstellen nach Nummern zu suchen, ist vor allem interessant, um rechnergestützt das Literaturverzeichnis für wissenschaftliche Veröffentlichungen zu erstellen. Dazu verfügt das Datenbanksystem über 2 wesentliche Eigenschaften:

- Die selektierten Literaturstellen lassen sich alphabetisch sortiert auf Datenträger ausgeben. Dabei kann zwischen einer Ausgabe im ASCII-Format oder im WordStar-Format gewählt werden. Dadurch ist es in der Regel leicht möglich, die Literaturstellen in den Text der Veröffentlichung zu übernehmen.
- Die Datenbank kann einfach um eigene Literaturstellen ergänzt werden, da die Daten im frei lesbaren ASCII-Format abgelegt sind. Mit einem ASCII-fähigen Editor lassen sich weitere einfügen. Dabei sind nur wenige Konventionen zu beachten. Die Datenbank wird aber auch vom Ersteller ständig fortgeschrieben.

Die Stichwörter können ausgetauscht werden, z.B. um sie nach einem eigenen System aufzubauen oder um die Datenbank in einer anderen Sprache nutzen zu können.

Außer der Suche nach Literaturstellen können ein Gesamtkatalog, ein Autorenverzeichnis und ein Stichwortverzeichnis erstellt werden. Als Ausgabeweg kann zwischen Bildschirm, Drucker und Datei gewählt werden.

Die Datenbank läuft auf IBM-kompatiblen Personal Computern unter MS-DOS 2.11 und höher mit einem Diskettenlaufwerk. EROLIT stellt keine speziellen Anforderungen an den Rechner und die Peripherie-Geräte.

#### Eigenschaften des Datenbankinhalts:

In der Datenbank sind gegenwärtig (April 1988) ca. 1500 Literaturstellen enthalten, die jährlich um mehrere Hundert ergänzt werden. Bei der Auswahl der Literaturstellen wurde darauf Wert gelegt, möglichst breit den "grauen" Bereich abzudecken, der nicht in wissenschaftlichen Zeitschriften veröffentlicht ist. Gerade zu diesen Informationsquellen ist der Zugang erfahrungsgemäß besonders schwer. Zitate, die nicht wissenschaftlichen Zeitschriften entstammen, machen 22% des erfaßten Bestandes aus.

Weiterhin wurde darauf Wert gelegt, den großen Bereich ausländischer, insbesondere angloamerikanischer Literatur zu erschließen. 21% der erfaßten Zitate wurden auf deutsch, 77% auf englisch veröffentlicht.

Entsprechend dem hohen Stellenwert, der der Bodenerosion in der Umweltgefährdung zugeschrieben wird, schreitet auch ihre wissenschaftliche Erforschung rasch voran. Um Zugang zu den neuesten Erkenntnissen zu ermöglichen, muß eine Datenbank möglichst aktuell sein. Daß diese Forderung erfüllt wird, zeigt Abb. 1., aus der auch deutlich wird, daß trotz Betonung der Aktualität auch wichtige ältere Arbeiten, die bis 1885 zurückreichen, nicht vernachlässigt wurden.

## Verteilung der Zitate auf Erscheinungsjahre

Stand: 29. 2. 1988

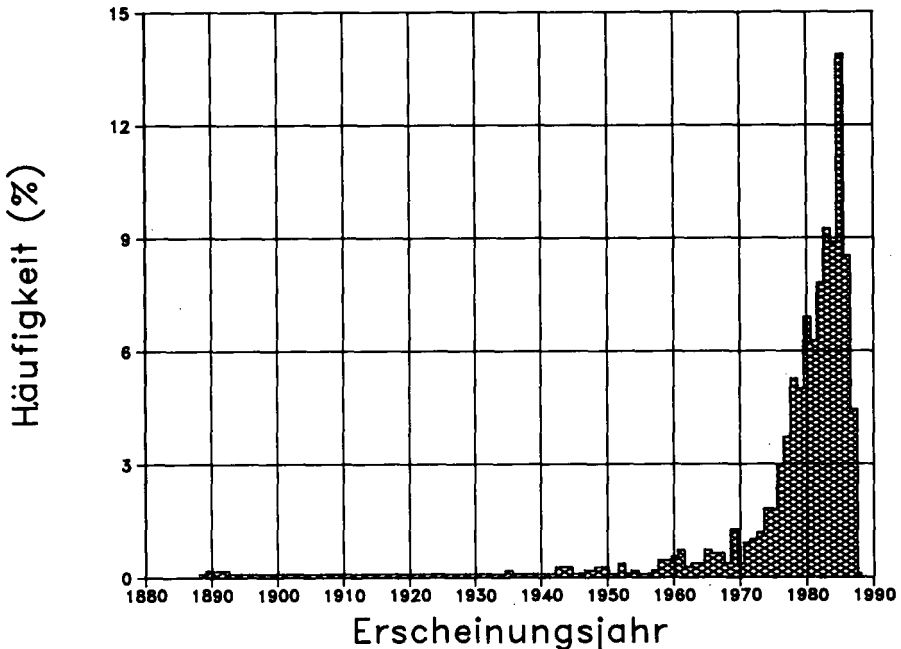


Abb. 1: Veröffentlichungsjahre (in Prozent) der in EROLIT erfaßten Zitate (Stand: Februar 1988)

Informationen über die Nutzung und/oder den Bezug der Datenbank können beim Erstautor angefordert werden.



Aspekte der Bodenerosion in den Städten Gladbeck und Dortmund

von

ORLEANU, C.

Die Aspekte der Bodenerosion in der Stadt Gladbeck sind das Resultat von bodenkundlichen Untersuchungen und die Aspekte dieses Vorganges in der Stadt Dortmund sind das Resultat von sporadischen, noch nicht vertieften Beobachtungen.

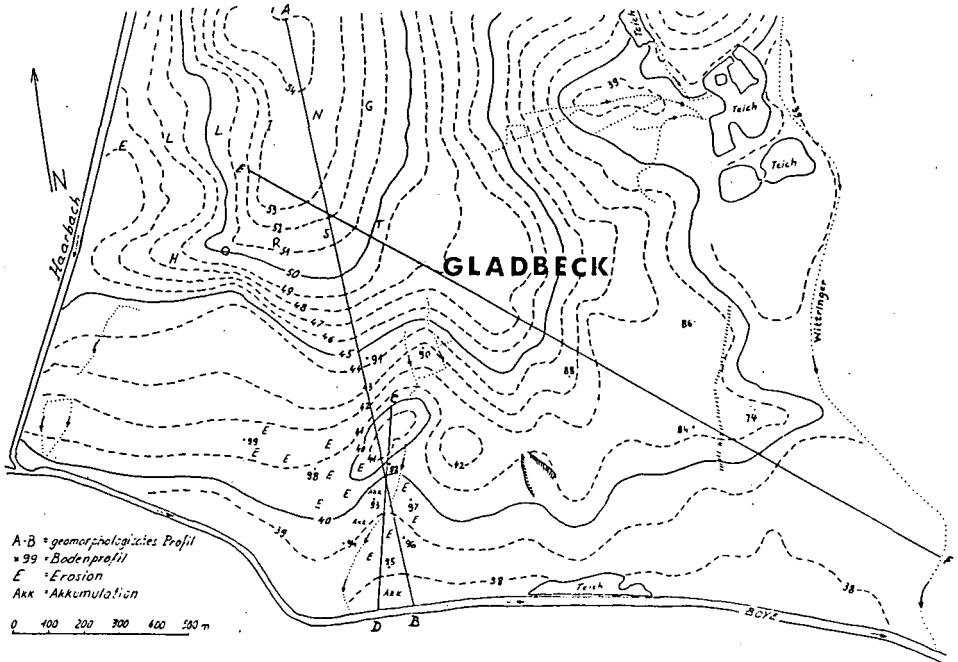
Die Stadt Gladbeck - gelegen im Norden von Essen, zwischen Ruhr und Lippe - zeigt ein Relief, das ein Ergebnis des Modellierungsprozesses durch Wasser ist, mit geringen Höhenunterschieden und mit leichten Hangneigungen, die 4-5% nicht übersteigen. Der lithologische Untergrund wird zum großen Teil aus Ablagerungen mit mittelgroben und groben Bodenart gebildet. Das Klima ist gekennzeichnet durch Jahrestemperaturen von 9<sup>o</sup> C (Essen) und 10<sup>o</sup> C (Bochum) und die jährlichen Niederschläge belaufen sich auf 800 mm/qm. Die höchsten Niederschläge fallen im Juli (80-90 mm/qm). Eine Besonderheit ist, daß sie manchmal einen wolkenbruchartigen Charakter annehmen, so wie es am 17. Juni 1986 der Fall war, als die Niederschlagsmenge 76 mm. betrug, nach einem Tropentag (16 Juni 1986) mit einer Höchsttemperatur von 31<sup>o</sup> C. - Die Vegetation besteht zum großen Teil aus Buchenwaldzonen und noch heute sind 150-200 Jahre alte Buchen in den Wäldern zu sehen. Entlang der Feuchtgebiete befinden sich viele Wiesen. In den letzten 80 bis 100 Jahren wurden caa. 4000 ha. Wald mit caa. 3000 ha. Grünland gerodet. Diese Flächen stellen caa. 20% der Stadt Gladbeck dar. Die Böden gruppieren sich in : Terrestrischen Böden (hier herrschen Braunerde mit verschiedenen Podsolierungsgraden und Pseudovergleyungsgraden vor) und semiterrestrische Böden (werden durch Gleyböden in verschiedenen Vergleichsgraden geprägt).

Die Erosion hat bei einem Boden mit geringer Hangneigung, (theoretisch hätte sie reduziert oder sogar null sein müssen) am 17 Juni 1986 "die rapide Form einer Bodenerosion" ausgelöst, dies infolge der wolkenbruchartigen Niederschläge. Dabei wurde fruchtbare Bodenmasse am oberen Teil der Hangneigung von den mit Mais in Richtung der Neigung bebauten Flächen nach unten weggeschwemmt, wodurch die Ackerrinnen zwischen den Maisreihen bedeckt und nivelliert wurden. Dadurch entstand eine typische "Akkumulation" der Zerstörung des Bodens durch Erosion. Diese "Erosion" mit "Akkumulation" erfolgte auf einer Strecke von 500 bis 2000m, südlich der Zone Ellinghorst zwischen dem Hauptkanal Boye (im Süden), dem Kanal Haarbach (im Westen) und dem Wasserlauf Wittringer (im Osten). Die geomorphologischen Profile zeigen uns diese Lage der Hangneigung. In der Stadt gibt es auch andere Zonen mit Bodenerosion, die aber nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchungen waren.

Die Stadt Dortmund. In dieser Stadt habe ich auch eine "rapide Erosion" festgestellt, die vor allem durch den wolkenbruchartigen Regen am 10 April 1987 verursacht worden ist. Dieser hat beinahe eine halbe Stunde gedauert, in welcher Zeit ungefähr 47 mm Niederschläge per qm gefallen sind. Diese Feststellung erfolgte auf einem Abhang, gelegen zwischen dem Hauptfriedhof und Graffweg in der Nähe des Zentrums von Brackel auf einer Strecke von 1500 m. Der Abhang ist kurz, die Hangrichtung nach Osten, die Neigung beträgt 20 bis 40%, bedeckt von einer Vegetationsgrasdecke, worunter sich erodierte Parabraunerde befand mit mittlerer Bodenart (schluffiger Lehm) auf Tonmergel und Kalkstein.

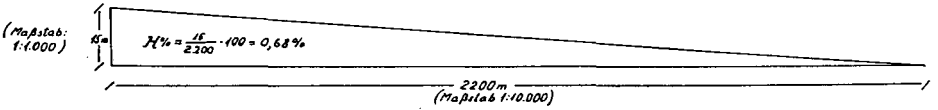
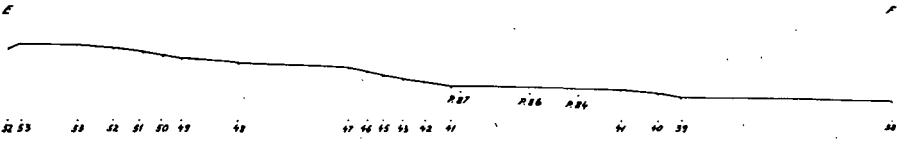
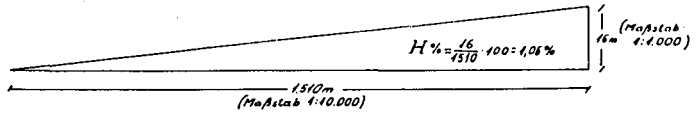
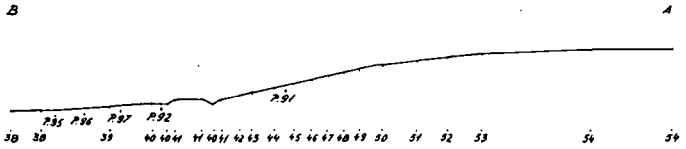
Die Erosion erfolgte als mittelschwache Rillenerosion mit Rinnen zwischen 15 und 30 cm (selten auch ungefähr 40 cm) mit der "Akkumulation" von erodiertem Material im offenen Kanal, der bedeckt wurde. Dabei wurden die Kanalöffnungen bis in die Tiefe verstopft, was zu erheblichen Kosten für die Reinigung führte.

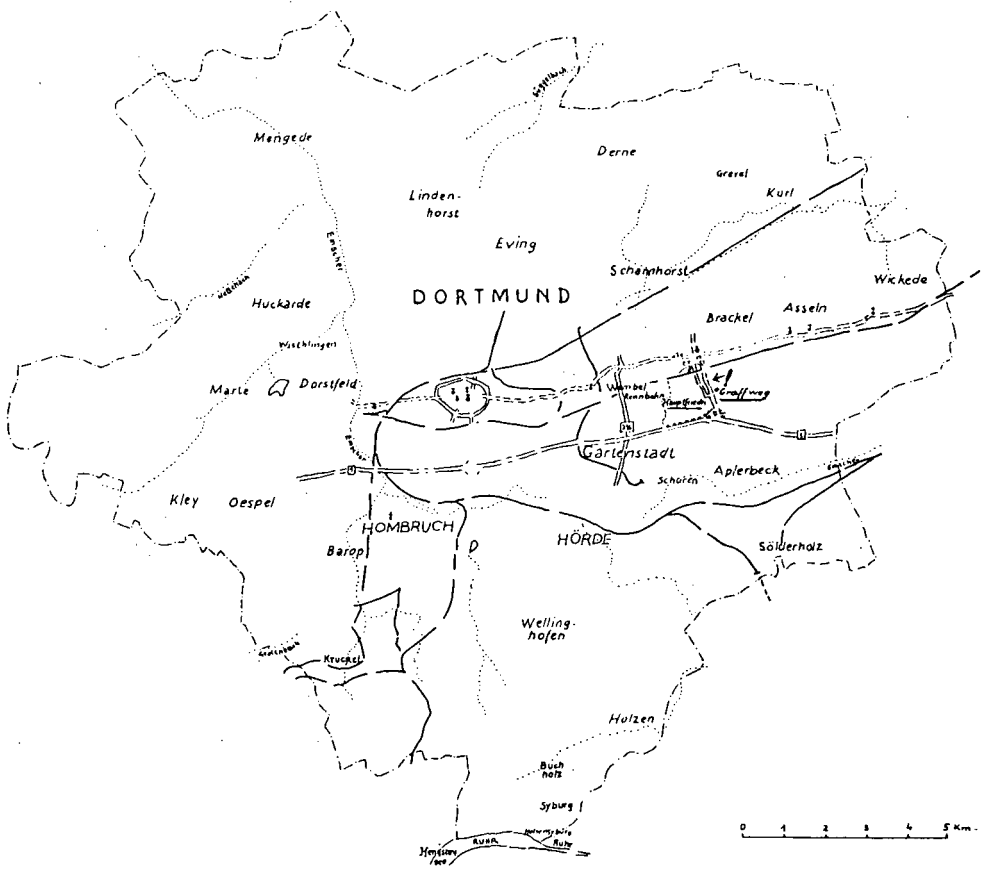
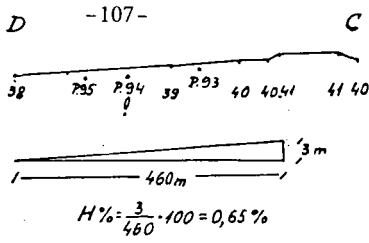
Die festgestellte "rapide Erosion", entstanden in kurzer Zeit, an einem Tag, verpflichtet uns besonders auf das beinahe flache Gelände oder mit sehr leichter Hangneigung hinzuweisen, bei welchem die Erosion sehr leicht die Böden zerstören kann.



A-B = geomorphologisches Profil  
 99 = Bodenprofil  
 E = Erosion  
 Akk = Akkumulation

0 100 200 300 400 500 m





"Faktoren, welche die Auslösung der Erosion beeinflussen haben " :

	<u>Gladbeck</u>	<u>Dortmund</u>
- Niederschläge	++++ (76 mm/qm - 17,6,86)	++++ (47 mm/qm in 30' -10.4.84)
- Vegetation	+++ (Mais)	++ (Wiese)
- Hangneigung	- (0,6 - 1.1 %)	+++ (20 - 40 %)
- Bodenart	++ (sandiger Schluff)	++ (schluffiger Lehm)
- Grundwasser	+ (unter 60 - 80 cm)	- (nicht angetroffen)
- Untergrundbodenart	- (mittelgrobe u. grobe Ablagerungen)	++ (Tonmergel u. Kalkstein)
- Mensch	+++ (der Anbau erfolgte nicht quer zum Hang)	+ (Der Anbau hätte in Terrassen erfolgen müssen.)





Die Bodenerosionskarte Rumäniens - Maßstab 1:500000

von

ORLEANU, C.

Die Bodenerosionskarte Rumäniens wurde im Zeitabschnitt 1970-1976 angefertigt, damit man das Ausmaß der Bodenzerstörung kennt - insbesondere durch den Erosionsprozeß und den Bodenrutsch. Sie stellt eine Synthese der Forschungen dar, die von verschiedenen Instituten und Anstalten durchgeführt worden waren, sowie der speziellen Kartierungen, die hinsichtlich dieser Kalamitäten erstellt wurden. Die Natur des Zerstörungsprozesses des Bodens hatte eine Ursache. So haben sich die Erdböden getrennt in von Erosion nicht gefährdete Böden, in solche von Wassererosion gefährdete, in von Winderosion gefährdete und solche durch Bodenrutsch geschädigte wie auch in Erdböden, die durch anthropische Degradierung geschädigt wurden. Die Intensität der Erosion wird durch drei Gruppen dargestellt: unerhebliche (manchmal schwache), mäßig-stärke (die besonders den Humushorizont schädigt) und besonders starke-übermäßige (die den unter dem Humushorizont liegenden Horizont schädigt). Die Rillenerosion und der Bodenrutsch sind durch Zeichen gekennzeichnet. Die Gefahr der Auslösung der Bodenerosion auf Ackerland wird besonders durch die Hangneigung und Hanglänge, durch die Bodenart und die klimatischen Verhältnisse (insbesondere Niederschläge) bewirkt. Außerdem wurde auch der lithologische Untergrund, die Vegetationsdecke und der positive oder negative Einfluß des Menschen in Betracht gezogen.

Dementsprechend wurde das durch Erosion gefährdete Ackerland in Rumänien (im Rahmen der Gesamtfläche des Ackerlandes von 14.928.000 ha.) wie folgt eingeteilt:

- A. Von der Erosion nicht geschädigte Gebiete (7.921.000 ha = 53%)
- A1 - Gebiete von der Erosion weder geschädigt noch gefährdet (5.585.000 ha = 37%)
  - A2 - Gebiete von der Erosion nicht geschädigt, jedoch von Flußablagerungen und Ausfüllungen gefährdet (mit Ausnahme der eingedämmten Zonen) (2.366.000 ha = 16%)
- B. Gebiete, durch Wassererosion geschädigt. (6.754.000 ha = 45,6%)
- B1 - Gebiete mit nicht einschätzbarer (manchmal schwacher) Erosion, gefährdet durch zunehmende Tendenz (3.770.000 ha = 25%)
  - B2 - Gebiete mit mäßig-starker Erosion, gefährdet durch zunehmende Tendenz (2.040.000 ha = 14%)
  - B3 - Gebiete sehr starker-übermäßiger Erosion (943.000 ha = 6,6%)
- C. Gebiete, durch Winderosion geschädigt (253.000 ha = 1,4%)
- C1 - Gebiete mit nicht einschätzbarer (manchmal schwacher) Erosion gefährdet durch zunehmende Tendenz (125.000 ha = 0,7%)
  - C2 - Gebiete mit mäßig-starker Erosion, gefährdet durch zunehmende Tendenz (28.000 ha = 0,2%)
  - C3 - Gebiete mit sehr starker-übermäßiger Erosion (100.000 ha = 0,5%)

Die Bodenerosionskarte wird auf 4 Blättern dargestellt. Daneben ist ein anderes Blatt mit der "Aufteilung der von Erosion beschädigten Gebieten nach Bezirken, in %, in ha und ihre Benutzung."

Dem erläuternden Text liegt eine Karte bei, im Maßstab 1 : 2.500.000 reduziert und generalisiert von C.Orleanu nach der angeführten Karte.

+) Die Verfasser der Karte : N.Florea, C.Orleanu, Nadia Ghitulescu, I. Dragu, P.Ghinea, Julia Mucenic, I.Munteanu, I.Nitu, M.Parichi, I.Piciu, C.Tutunea, Sofia Jana.

Der erläuternde Text : N.Florea, C.Orleanu, Nadia Ghitulescu, I. Dragu, Rodica Vespremeanu, Gh.Mihai, N.Badralexe.

Der Verantwortliche des Vertrages zwischen dem Landwirtschaftsministerium und dem Institut für Bodenkunde und Agrochemie im Zeitabschnitt der Anfertigung und des Drucks der Karte : C.Orleanu.



Referate

Huminstoff-Symposium

in

GÖTTINGEN

am 6. und 7. April 1988



Einfluß unterschiedlicher Zersetzungsgrade der organischen Substanz auf die Belüftung horizontierter Bodensäulen

von

Bachmann, J. u. Hartge, K.H.<sup>†</sup>

Die Belüftung humusreicher Sandböden wird unter anderem durch die Menge und den Zustand der organischen Substanz beeinflusst. Frühere Untersuchungen an Sandböden verschiedener Standorte zeigten eine Erhöhung der Benetzungshemmung mit zunehmendem Zersetzungsgrad der organischen Substanz (1). Weitere Laborversuche an gestörten Stechzylinderproben mit einheitlicher Lagerungsdichte ergaben, daß bei humosen Sanden mit vergleichsweise weniger zersetzter organischer Substanz ein geringeres luftführendes Porenvolumen bei gleichen Wasserspannungen auftritt. Bei den hier vorgestellten Ergebnissen wird der Einfluß des Zersetzungsgrades bei unterschiedlichen Wasserspannungen auf die Sauerstoffdiffusionsrate (ODR) an Bodensäulen mit einheitlicher Lagerungsdichte untersucht.

Material und Methoden

Das humose Sandmaterial stammt von 4 ehemaligen Kiefernforstflächen auf Podsolen aus der Region nördlich von Hannover. Die Flächen werden seit durchschnittlich 15 Jahren als Erwerbsanlage für Gehölzkulturen genutzt und wurden dabei in unterschiedlichem Maß mit unzersetzter organischer Substanz durchmischt.

Die Materialentnahme erfolgte jeweils aus den Profiltiefen 10, 20 und 30 cm. Einige Bodendaten sind in Tab. 1 dargestellt.

Die Belüftungsverhältnisse eines Bodens werden am besten durch die Messung der Sauerstoffdiffusionsrate (ODR) erfaßt, wenn die Sauerstoffversorgung einer Pflanzenwurzel gemessen werden soll (4). Hierzu wurden Mikroelektroden aus Platindraht verwendet, die in 5, 10, 15, 25 und 40 cm Tiefe gemeinsam mit jeweils einem Tensiometer in Kunststoffröhren eingebaut wurden. Zur Messung wurde eine stabilisierte elektrische Spannung von 0.65 V zwischen der Meßelektrode und einer Bezugslektrode angelegt und der Meßwert nach 3 min abgelesen. Vorversuche ergaben, daß erst bei Wasserspannungen über 200 hPa mit Meßfehlern zu rechnen ist, die durch eine Teilbenetzung der Elektroden verursacht werden. Dieser Wert wurden bei allen Säulen nicht erreicht.

Die Unterscheidung der Zersetzungsgrade erfolgte thermogravimetrisch über die charakteristische Veränderung des Massenverlust-Temperatur Verlaufs im Bereich 120-550 ° C (Abb.1)

Die Kunststoffsäulen mit einer Höhe von 55 und einem Durchmesser von 12 cm wurden mit einem Schlauchanschluß auf der Unterseite versehen, um über eine Schluffpackung und einer anhängenden Wassersäule Wasserspannungen und Wassergehalte in der Säule verändern zu können.

Das Füllen der Säulen erfolgte durch wiederholtes Schütten abgewogener, lufttrockener Bodenmengen und schichtweiser Verdichtung des Materials bis zu einer durchschnittlichen Lagerungsdichte von 1.4 g/cm<sup>3</sup>. Die oberste Bodenschicht des jeweils 5 cm hohen Kompartimentes wurde nach erfolgter Verdichtung wieder entfernt. Die Horizontierung des in 10 cm Schritten differenzierten Freilandprofils wurde beibehalten. Der Säulenabschnitt unter dem Humusprofil besteht ab 30 bis 50 cm Tiefe bei allen Säulen einheitlich aus reinem Laborquarzsand mit einer Lagerungsdichte von 1.5 g/cm<sup>3</sup>.

### Ergebnisse

Der Meßzeitraum umfaßte 7 Monate. Nach einer anfänglichen Sättigung des lufttrockenen Bodens bis auf ca. 3 % luftgefülltes Porenvolumen wurden die Säulen im Laufe zweier Perioden gedränt und wieder angestaut. Im Verlauf der ersten Entwässerungsphase wurden höhere Wasserspannungen in der Säule als beim zweiten Zyklus eingestellt. Jede Messung erfolgte erst nach dem Erreichen eines hydraulischen Gleichgewichtszustandes.

Die Abb. 2 und 3 zeigen für die Säulen 1 und 4 mit dem geringstem, bzw. dem höchstem Zersetzungsgrad, den Verlauf der gemittelten ODR Meßwerte der 4 Elektroden und des luftführenden Porenvolumens im humosen Sand sowie die ODR Meßwerte in der Quarzsandschicht als Funktion der Zeit.

In Säule 4 mit stark zersetztem Humus werden deutlich die höchsten ODR- Werte im humosen Sand gemessen. Bei Säule 1 mit gering zersetztem Humus sind die ODR- Meßwerte im Quarzsandkompartiment dagegen zum Teil deutlich höher als im darüber befindlichen humosen Sand. Weiterhin ist erkennbar, daß zu jeweils gleichen Meßterminen bei Säule 1 mit geringerem C-org. Gehalt höhere Sauerstoffdiffusionsraten als bei Säule 4 in der Quarzsandschicht auftreten.

Abb. 4 zeigt die Differenzen der Sauerstoffdiffusionsraten vom Humusprofil und der darunter befindlichen Quarzsandschicht von jeweils Säule 1 und 2 und Säule 3 und 4 als Mittelwert in Abhängigkeit vom luftführenden Porenvolumen. Die Mittelwertbildung erfolgte nur mit Daten, die zu gleichen Zeitpunkten gemessen wurden.

Für die Differenz der ODR Werte zeigt sich dabei eine deutliche Abhängigkeit vom Zersetzungsgrad und beim gering zersetzten Material ebenfalls eine Abhängigkeit vom luftführendem Porenvolumen.

Bei dem gering zersetztem Material ist dabei eine relative Ab-

nahme der ODR- Werte im humosen Sand mit abnehmendem Wassergehalt zu beobachten (Abb. 4).

Die Abb. 5 zeigt Aufnahmen von Partikeln der Größe 63-100  $\mu\text{m}$ , die mit einem Rasterelektronenmikroskop (REM) aufgenommen wurden. Bei dem Material mit dem geringeren Zersetzungsgrad ist deutlich ein höherer Bedeckungsgrad der Mineralpartikel mit organischer Substanz zu erkennen. Die Randstruktur des geringer zersetzten Materials ist dabei unregelmäßiger und zerlappter.

### Diskussion

Die ODR Meßwerte im humosen Sand liegen bei Säule 1 mit gering zersetzter organischer Substanz im Durchschnitt unter dem Wert  $3 \cdot 10^{-7} \text{ g O}_2 / \text{cm}^2 \cdot \text{min}$ , der oft als Grenzwert zur ausreichenden Sauerstoffversorgung für staunässeempfindliche Pflanzen angegeben wird (4). Die entsprechenden Daten sind bei der Säule 4 um den Faktor 3 größer.

Als vergleichender Wert für die Sauerstoffdurchlässigkeit der humosen Sandschicht kann der ODR Meßwert in der Quarzsandschicht herangezogen werden, da bei gleichen Wassergehalten eine einheitliche Geometrie des luftgefüllten Porenraums in dieser Schicht vorliegt. Ein Vergleich dieser Meßwerte ergibt in erster Linie einen Zusammenhang zum C-org Gehalt des humosen Sandes (für Säule 1 und 4 in Abb. 2 und 3 dargestellt). Dabei kann aber nicht ausgeschlossen werden, daß durch Austrocknungsprozesse bereits mikroskopische Schrumpfrisse gebildet werden und damit die Belüftung der Quarzsandschicht zusätzlich gefördert wird.

Die Sauerstoffpartialdrücke wurden nicht gemessen. In den Bodensäulen existieren aber keine Sauerstoffquellen, so daß von einem abnehmenden Sauerstoffgehalt mit zunehmender Tiefe ausgegangen werden kann. Es erfolgte daher eine Abschätzung der Leitfähigkeiten im humosen Sand über einen Vergleich der ODR Meßwerte im humosen Sand mit den Meßwerten der Quarzsandschicht (Abb. 4) für jeweils gleiche Zeitpunkte.

Als Ursache für die deutlich geringere Sauerstoffleitfähigkeit im geringer zersetzten humosen Sand kommt in erster Linie die unterschiedliche Verteilung des Wassers im Porensystem in Frage (3). Theoretisch kann angenommen werden, daß sowohl der Randwinkel (2) als auch die unterschiedliche Form und Verteilung der organischen Substanz die Geometrie der Wassermenisken an den Kontaktpunkten der Körner beeinflusst. Die engen Diffusionskanäle zwischen den Kornkontaktpunkten können dabei durch Wassermenisken in unterschiedlichem Maß verschlossen werden. Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, daß bereits bei relativ geringen Humusgehalten die Sauerstoffversorgung von Pflanzenwurzeln bei hohen Wassergehalten deutlich vom Zersetzungsgrad der organischen Substanz beeinflusst werden können. Dabei scheinen Gefügeveränderungen einen größeren Einfluß als der durch Mikroorganismen verursachte Sauerstoffverbrauch zu haben.

Literatur

- (1) Bachmann, J.      Mittelgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.  
Hartge, K.H.        55(1), 105-111, 1987
- (2) Craig, F.F. Jr.    The Reservoir Engineering Aspects of  
Waterflooding. Society of Petroleum  
Engineers of AIME, New York, pp.15-16,  
1971
- (3) Flühler, J.        Schweizerische Anstalt für das forstliche  
Versuchswesen, Mitteilungen 49, 125-250,  
1973
- (4) Stolzy, L.H.      Agr. J. 16, 249-279, 1964  
Letey, J.

Tab. 1: Eigenschaften des verwendeten Sandmaterials von 4 Standorten. Mittelwerte aus drei Profiltiefen

Säule	C-org. (Gew.-%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Tongehalt (Gew.-%)	Zersetzungs- grad	Benetzungsrand- winkel (Grad)
1	3.4	4.6	7.0	gering	87
2	2.7	5.0	2.4	mittel	101
3	2.4	4.2	2.0	hoch	116
4	4.2	2.7	2.0	hoch	n.m.

Masseverlust/10 ° C

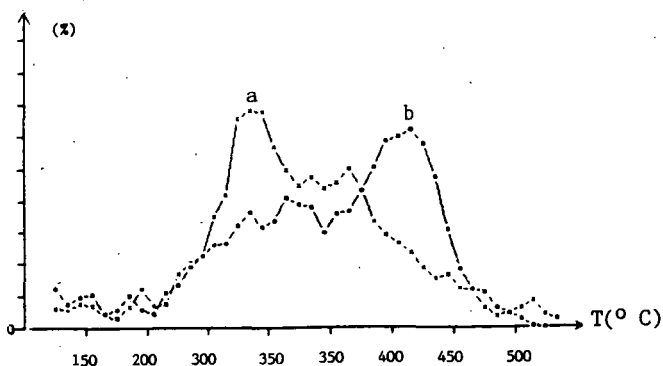


Abb. 1: Differentieller Massenverlust pro 10° C als Funktion der Temperatur. Der Zersetzungsgrad von Kurve a ist geringer als von Kurve b



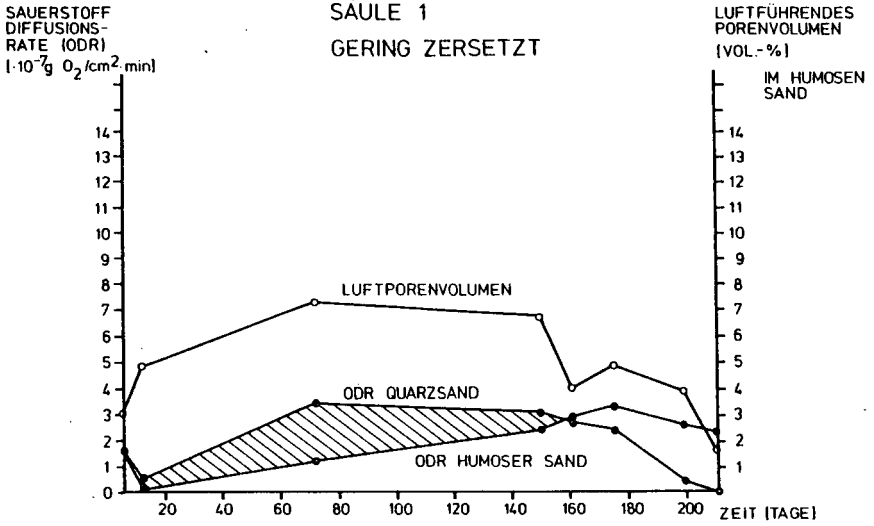


Abb. 2: Sauerstoffdiffusionsrate und luftführendes Porenvolumen als Funktion der Zeit. Säule 1 gering zersetzt.

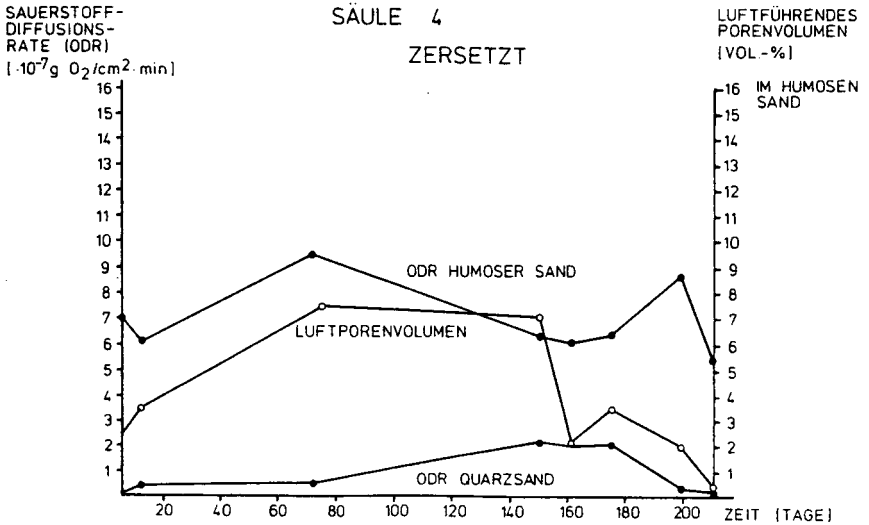


Abb. 3 : Sauerstoffdiffusionsrate und luftführendes Porenvolumen als Funktion der Zeit. Säule 4 stark zersetzt

ODR HUMOSER SAND  
- ODR QUARZSAND  
[ $\cdot 10^{-7} \text{g/cm}^2 \cdot \text{min}$ ]

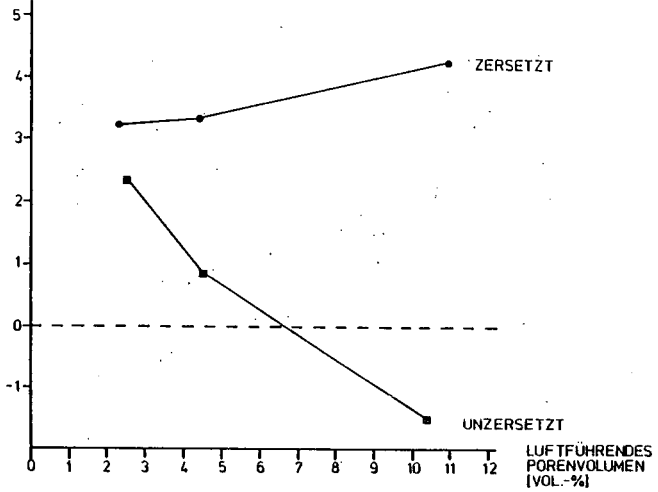
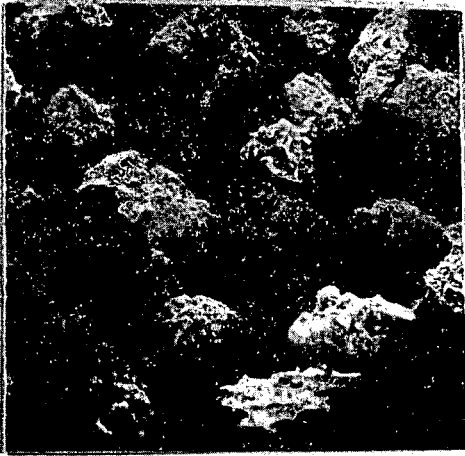


Abb. 4: Differenz der Sauerstoffdiffusionsraten von humosem Sand und Quarzsand in Abhängigkeit vom mittleren luftführenden Porenvolumen im Säulenabschnitt 0 - 30 cm



gering zersetzt



stark zersetzt

Abb. 5: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von Partikeln der Körnung 63 - 100  $\mu\text{m}$ .

**UNTERSUCHUNGEN ÜBER DEN STICKSTOFFEINBAU IN  
DIE HUMINSTOFFMATRIX WÄHREND DER KOMPOSTIERUNG  
IN EINEM LABORKOMPOSTER**

von

BANNICK, C.G.\*

Die Kompostierung stellt eine besondere Form der Humifizierung dar. Sie ist ein weitgehend steuerbarer Prozeß biologischer, biochemischer und chemischer Ab- und Umbauvorgänge organischer Substanz, bei denen im aeroben Milieu mit zunehmendem Rotteverlauf Huminstoffe gebildet werden.

Eine kombinierte, kontinuierliche, mikrobiologische, chemische und physikalische Untersuchung soll während der Kompostierung dazu dienen Bildungsmechanismen genauer zu erkennen, um diese dann zu optimieren. In Schema 1 ist der Analysenplan dargestellt, anhand dessen die Untersuchungen zu jedem Probenahmezeitpunkt durchgeführt werden. Probenahmen erfolgen beim Start ( $20^{\circ}\text{C}$ ), bei  $42^{\circ}\text{C}$ ,  $55^{\circ}\text{C}$ , der Höchsttemperatur und dem Versuchsende.

Der Laborkomposter soll dazu dienen, Verhältnisse wie sie unter praxisnahen Bedingungen herrschen, zu simulieren. Der wichtigste Faktor in diesem Zusammenhang ist die Temperatur. Gleichzeitig sollen weitere wichtige Parameter der Rotte besser kontrollierbar sein als in der Freilandkompostierung.

Mit Hilfe eines Wasserbades (Abb.2) werden in den Versuchsgefäßen (Abb.1) Temperaturverläufe nachgefahren, wie sie während einer Mietenkompostierung (Bannick 1986) auftraten. In Abb.3 ist der in diesen Versuchen ermittelte Temperaturbereich für die Nullvariante dargestellt.

<sup>+</sup>) Inst.f. Bodenwissenschaften, Abt. Chemie und Biochemie im System Boden, der Universität Göttingen, von Siebold Str. 2

Als Ausgangsmaterial für die Kompostierung dient Stroh, dessen Analysenergebnisse in Schema 2 dargestellt sind. Verschiedene Stickstoffverbindungen, wie Cyanamid und Harnstoff, werden in unterschiedlichen Versuchsdurchgängen zur Einengung des C/N-Verhältnisses zugegeben. Damit soll ein verbesserter Abbau gegenüber einer Null-Variante erfolgen.

Erste Versuche mit dem hier vorgestellten Laborkomposter bestätigen die von 1986 unter Praxisbedingungen ermittelten Ergebnisse.

Literatur :

Bannick, C.G., 1986, Wie sind Modellkompostierungsanlagen für wissenschaftliche Vergleichsuntersuchungen zu gestalten ? Bau einer Anlage und Durchführung eines praktischen Versuches mit Laub, Stroh und Gras/Holzhäcksel, Diplomarbeit, Inst.f. Bodenwissenschaften, Abt. Bodenkunde, Universität Göttingen

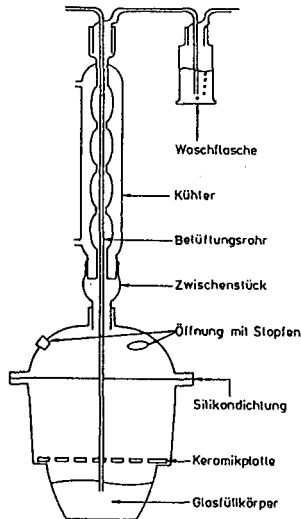


Abbildung 1 : Querschnitt durch ein Versuchsgefäß mit Kühleraufsatz und Belüftungsanschluß

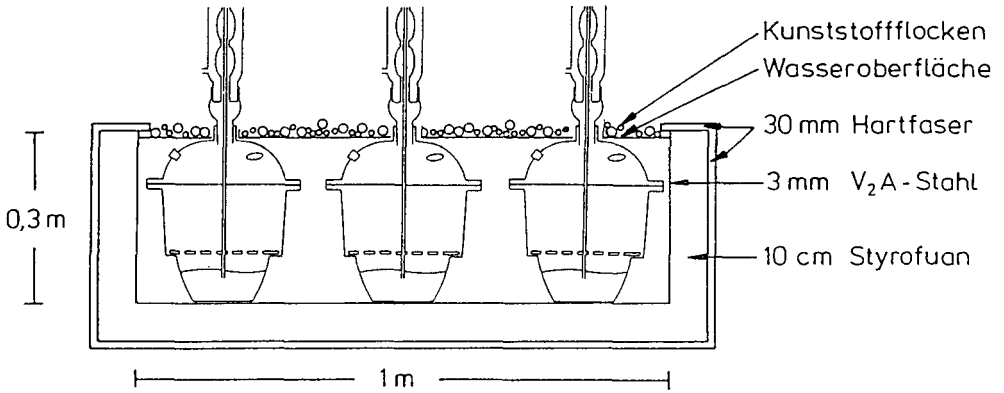


Abbildung 2 : Längsschnitt durch das Wasserbad mit drei Versuchsgefäßen

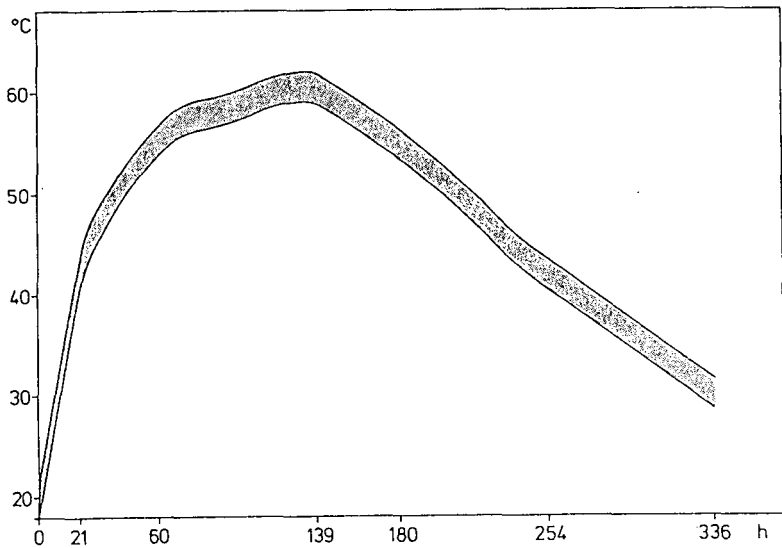
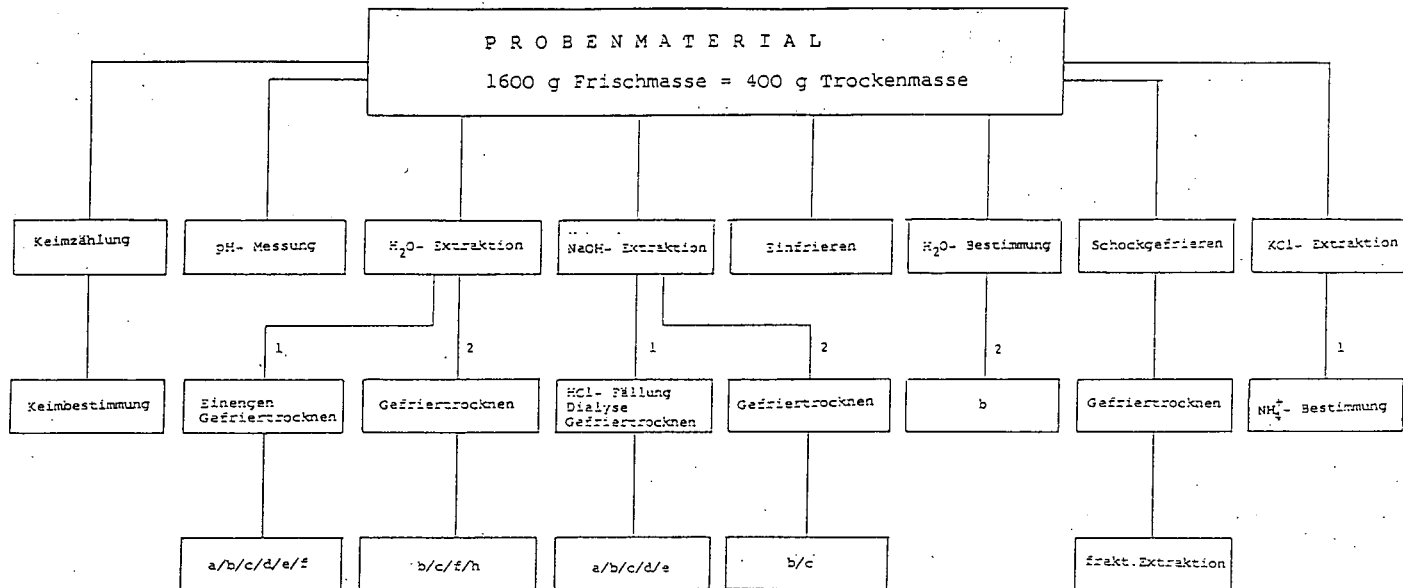


Abbildung 3 : Temperaturbereich der Null- Variante



- |                              |                                |
|------------------------------|--------------------------------|
| 1 Extrakt                    | 2 Festsubstanz                 |
| a gravimetrische Bestimmung  | e IR- Spektroskopie            |
| b Aschegehaltbestimmung      | f Warburg- Untersuchungen      |
| c Gesamtstickstoffbestimmung | g H <sub>2</sub> O- Extraktion |
| d UV- Spektroskopie          | h fraktionierte Extraktion     |

Schema 1 : Analysenplan

LUFTTROCKENES STROH	100 %
TROCKENMASSE	91 %
H <sub>2</sub> O - ANTEIL	9 %

TROCKENHASSE	100 % %
ORGANISCHE SUBSTANZ	94,48 %
C- Gehalt	48,99 %
N- Gehalt	0,69 %
H- Gehalt	6,12 %
ASCHEGEHALT	5,52 %
NH <sub>4</sub> - N- Gehalt	0,04 %

H <sub>2</sub> O-lösl. Bestandt.	0,27 %
org. Substanz	23,59 %
N-Gehalt	2,92 %
Aschegehalt	76,41 %
H <sub>2</sub> O-unlösl. Bestandt.	91,73 %
org. Substanz	96,14 %
N-Gehalt	0,42 %
Aschegehalt	3,06 %

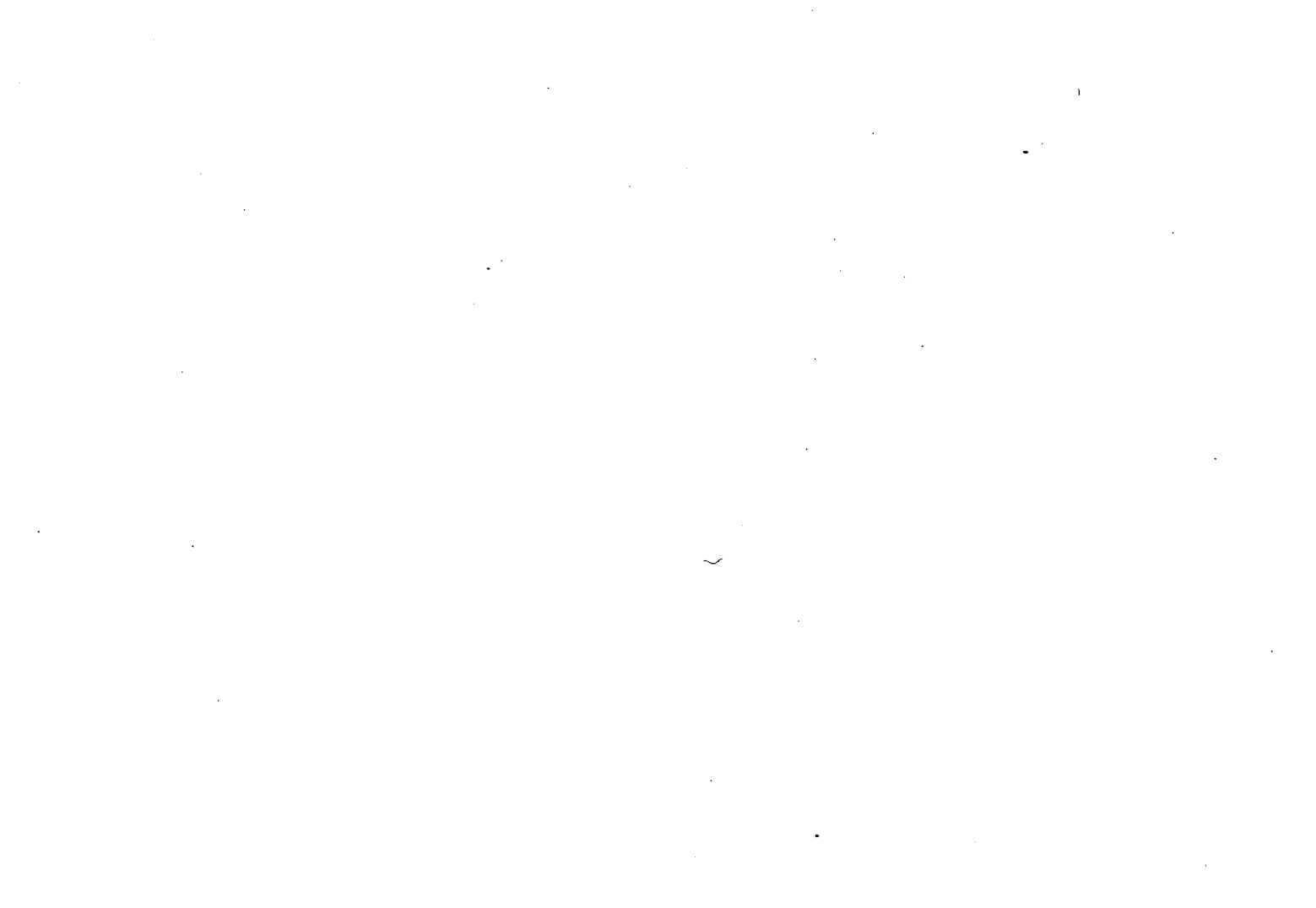
NaOH-lösl./KCl-lösl.	2,21 %
org. Substanz	n.b.
N- Gehalt TS	3,79 %
Aschegehalt	n.b.
NaOH-unlösl. Bestandt.	97,79 %
org. Substanz	94,55 %
N-Gehalt	0,33 %
Aschegehalt	5,45 %

Lösl. Best. d. frakt. Extr.	9,40 %
Hexan	1,90 %
Ether	1,00 %
EEE	0,60 %
Methanol	5,90 %
Unlösl. Bestandt.	90,60 %
org. Substanz	94,74 %
N-Gehalt	0,47 %
Aschegehalt	5,26 %

lösl. Best. d. frakt. Extr.	4,00 %
Hexan	0,60 %
Ether	1,30 %
EEE	0,30 %
Methanol	1,80 %
Unlösl. Bestandt.	96,00 %
org. Substanz	95,90 %
N-Gehalt	0,38 %
Aschegehalt	4,10 %

H <sub>2</sub> O-lösl. Bestandt.	2,90 %
org. Substanz	n.b.
N-Gehalt TS	1,22 %
Aschegehalt	n.b.
H <sub>2</sub> O-unlösl. Bestandt.	97,10 %
org. Substanz	96,09 %
N-Gehalt	0,45 %
Aschegehalt	3,91 %

Schema 2 : Versuchsergebnisse des Strohausgangsmaterials





Natürliche C-Isotope und Humusdynamik

von

Becker-Heidmann, P. und H.W. Scharpenseel \*)

Natürliche C-Isotope:

In der Natur kommen drei Kohlenstoff-Isotope vor:

- $^{12}\text{C}$  mit einer Häufigkeit von 98,9 %,
- $^{13}\text{C}$  mit einer Häufigkeit von 1,1 % und
- $^{14}\text{C}$  mit einer Häufigkeit von  $1,5 \cdot 10^{-10}$  %

Während  $^{12}\text{C}$  und  $^{13}\text{C}$  bereits beim Urknall gebildet wurden, entsteht  $^{14}\text{C}$  ständig neu in der Troposphäre durch eine Kernreaktion zwischen den Neutronen der kosmischen Strahlung und  $^{14}\text{N}$ .  $^{12}\text{C}$  und  $^{13}\text{C}$  sind stabil, ihre Gesamtmenge ist daher konstant.  $^{14}\text{C}$  zerfällt radioaktiv unter Aussendung eines Beta-Teilchens schwacher Energie. Die natürliche Produktions- und die Zerfallsrate sind gleich groß. Durch Atombombentests stieg die  $^{14}\text{C}$ -Konzentration in der Atmosphäre allerdings bis 1963 um fast 100 % an. Seit dem Teststoppabkommen fällt sie langsam wieder ab.

Die Isotope verhalten sich im Prinzip chemisch gleichartig; die kleinen Massenunterschiede bewirken jedoch, daß ihre Häufigkeiten nicht überall und in jeder Verbindung gleich groß sind. Dies wird als Isotopieffekt bezeichnet. Die Häufigkeit des  $^{13}\text{C}$ -Isotops im Verhältnis zu  $^{12}\text{C}$  einer Probe wird als relativer Unterschied zu der des internationalen PDB-Standards angegeben:

$$\delta^{13}\text{C} = \frac{{}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C} (\text{Probe}) - {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C} (\text{Standard})}{{}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C} (\text{Standard})}$$

Die Maßeinheit ist Promille.

Isotopieffekte treten z.B. bei Transportvorgängen und chemischen Reaktionen auf, wenn diese nicht alle Atome des betrachteten Systems erfassen, und führen zu unterschiedlichen  $\delta^{13}\text{C}$ -Werten des Stoffs zwischen Beginn und Ende des Transports bzw. zwischen Edukt und Produkt der chemischen Reaktion. In der Regel nimmt dabei der Anteil des schwereren Isotops ab. Als Ergebnis der Photosynthese ist der mittlere  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der Pflanzenmasse -25 ‰ (bei C3-Mechanismus) gegenüber -9 ‰ des atmosphärischen  $\text{CO}_2$ . Das beim Abbau organischer Substanzen entstehende  $\text{CO}_2$  hat einen niedrigeren  $^{13}\text{C}$ -Gehalt als die im Boden verbleibenden Rückstände. Neben Isotopieffekten führen Mischungseffekte zu z.T. sehr unterschiedlichen  $\delta^{13}\text{C}$ -Werten verschiedener Stoffe.

Die Häufigkeit des  $^{14}\text{C}$ -Isotops nimmt dem Zeitgesetz des radioaktiven Zerfalls entsprechend mit einer Halbwertszeit von 5730 Jahren ab. Das gleiche gilt für seine spezifische Aktivität. Sie wird

\*) Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 2000 Hamburg 13

entweder als Prozentanteil des NBS-Vergleichsstandards oder als daraus berechnetes  $^{14}\text{C}$ -Alter angegeben.

$$t = - \frac{T_{\frac{1}{2}}}{\ln 2} * \ln \frac{A}{A_0}$$

mit  $t$  = Alter,  $T_{\frac{1}{2}}$  = Halbwertszeit,  $A$  = spezifische Aktivität der Probe,  $A_0$  = spezifische Aktivität des NBS-Standards. Die Verwendung des Begriffs Alter ist nur dann anwendbar, wenn sich die Aktivität der Probe nicht noch anderweitig verändert hat. Die Ergebnisse von Proben, die den gleichen Veränderungen unterlagen, können jedoch miteinander verglichen werden.

### Bodenprofile:

Hier werden die Ergebnisse zweier Bodenprofile vorgestellt. Es handelt sich dabei um eine podsolige Braunerde aus Geschiebe-decksand über Parabraunerde-Pseudogley aus Geschiebelehm mit feinhumusarmem mullartigen Moder aus dem Wohldorfer Wald im Norden von Hamburg und einen nach der US-amerikanischen Klassifikation als clayey-skeletal, mixed, isohyperthermic Udic Rhodustalf eingestufen Boden auf dem Gelände des ICRISAT in Hyderabad, Indien.

Der Boden wurde auf einer Fläche von  $\frac{1}{2}$  bis  $1 \text{ m}^2$  schichtweise bis zum C-Horizont abgetragen, wobei erkennbare Horizontgrenzen eingehalten wurden. Die Dicke der einzelnen Schichten betrug 2 cm und wurde mit Zollstock und Wasserwaage kontrolliert und horizontal ausgerichtet. Wurzeln und Steine wurden entfernt. Die Proben wurden sorgfältig homogenisiert, auf 2 mm gesiebt und bei  $105^\circ\text{C}$  getrocknet.

### Methoden:

Zuerst wurde der Kohlenstoffgehalt coulometrisch mit dem Wösthoff-Carmographen festgestellt.

Ein kleiner Teil jeder Probe wurde für die  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert-Bestimmung in der Scheibenschwingmühle gemahlen. Dieser wurde dann im Sauerstoffstrom verbrannt und das entstehende  $\text{CO}_2$  in einer Vakuumlinie gereinigt. Die Reinigung umfaßte sowohl die Trocknung als auch die Entfernung von Halogeniden,  $\text{SO}_2$  und Stickoxiden. Um eine isotopieeffektfreie Überführung des Probenkohlendioxids in das Probengefäß zu gewährleisten, wurde eine elektronisch geregelte Kühllautomatik konstruiert, mit deren Hilfe das Kohlendioxid vom Trägergas Sauerstoff quantitativ getrennt werden kann. Als Probengefäße wurden Abschmelzampullen verwendet, die auch über einen längeren Zeitraum ohne Probenverlust aufbewahrt werden können.

Die  $^{13}\text{CO}_2$ - und  $^{12}\text{CO}_2$ -Moleküle wurden in einem Massenspektrometer mit variablem Magnetfeld (MAT 250 von Finnigan) voneinander getrennt und registriert. Die Steuerung und online-Berechnung des  $\delta^{13}\text{C}$ -Werts erfolgte durch einen angeschlossenen HP-Tischrechner. Als Hausstandard wurde Flaschen- $\text{CO}_2$  verwendet, daß gegen PDB kalibriert worden ist. Zur Kontrolle des gesamten Analysevorgangs wurde neben den üblichen Replikationen in unregelmäßigen Zeitabständen eine Holzkohleprobe unter den gleichen Bedingungen präpariert und gemessen. Es ergab sich eine Standardabweichung für den

$\delta^{13}\text{C}$ -Wert von 0,1 %. absolut.

Die  $^{14}\text{C}$ -Konzentration der Proben wurde über die Registrierung der beim  $\beta$ -Zerfall des  $^{14}\text{C}$  ausgesandten Elektronen bestimmt. Dazu mußte der Probenkohlenstoff zunächst in stöchiometrischer und volumetrischer Hinsicht konzentriert werden. Dazu wurden zwischen 5 und 20 kg Boden im Sauerstoffstrom verbrannt, das  $\text{CO}_2$  in einer Ammoniaklösung aufgefangen und mit  $\text{SrCl}_2$  als  $\text{SrCO}_3$  ausgefällt. Im zweiten Schritt wurde in einer Vakuumlinie aus dem  $\text{SrCO}_3$  mit Salzsäure das  $\text{CO}_2$  wieder freigesetzt und nach Trocknung und Reinigung über eine Reaktion mit metallischem Lithium in Acetylen überführt. Das Acetylen wurde anschließend an einem chromat-aktivierten Bentonitkatalysator zu Benzol cyclisiert. Die erhaltenen ca. 3 ml wurden mit einer Szintillatorlösung versetzt und im Low-Level-Flüssigkeits-Szintillations-Spektrometer ihre  $^{14}\text{C}$ - $\beta$ -Aktivität gemessen. Die Auswertung geschah online mit einem HP-Tischrechner und umfaßte Ausreißer-, Poisson- und Trendtests, Kanalverhältnisbestimmung für Nulleffekt, Standard, Gerätestandard und Proben sowie Aktivitäts- und Altersberechnung incl. Fehlerrechnung. Evtl. aufgetretene Isotopieeffekte wurden durch Einbeziehung des  $\delta^{13}\text{C}$ -Werts in die Berechnung berücksichtigt. Die durch den statistischen Charakter des radioaktiven Zerfalls bestimmte Meßungenauigkeit beträgt bei den meisten Proben 0,7 % NBS. Präparationsbedingte Ungenauigkeiten können demgegenüber vernachlässigt werden.

#### Ergebnisse und Interpretation:

Beim Waldboden Wohldorf sinkt der C-Gehalt generell von etwa 5 % in den obersten 2 cm sehr steil auf unter 0,5 % in 40 cm Tiefe ab. Von dieser allgemeinen Tendenz heben sich die Horizonte des podsolierten Profilbereichs ab: Die Huminstoffverlagerung vom Ae in den Bhs ist sehr deutlich zu sehen. Auffallend hierbei und nur wegen der dünn-schichtweise vorgenommenen Probenahme erkennbar ist die ungleichmäßige Verteilung der verlagerten organischen Substanz innerhalb des Bhs: Sie ist hauptsächlich an den Horizontgrenzen angereichert.

Beim indischen Profil ist insgesamt weniger Kohlenstoff als bei dem Waldboden enthalten. Dies kann nicht nur eine Folge der Bearbeitung, sondern auch des Klimas sowie des Bewuchses sein. Im Ap nimmt nutzungsbedingt der Kohlenstoffgehalt von der Oberfläche zur Pflugsohle hin zu. Im ungestörten Profilteil unterhalb des Ap-Horizontes ist der gleiche Verlauf wie beim Waldboden zu beobachten.

Bei dem Wohldorfer Waldprofil sind deutlich drei Bereiche im Tiefenverlauf des  $\delta^{13}\text{C}$ -Werts unterscheidbar: Im Oberboden ist generell eine Zunahme mit der Tiefe zu erkennen. Dies läßt sich folgendermaßen erklären: Die bei der Mineralisierung der organischen Substanz auftretenden Metabolite reichern sich im  $^{13}\text{C}$ -Gehalt an. Das entsprechend an  $^{13}\text{C}$  verarmte  $\text{CO}_2$  diffundiert aus dem Boden. Die löslichen Streubestandteile und Abbauprodukte wandern mit dem Sickerwasser in die Tiefe und werden dabei weiter abgebaut, so daß mit zunehmender Tiefe eine immer weiter gehende  $^{13}\text{C}$ -Anreicherung stattfindet. Außerdem werden die einzelnen Streubestandteile unterschiedlich schnell abgebaut und unterschiedlich weit verlagert. So sinkt z.B. mit zunehmender Tiefe der Anteil von Cellulose und Lignin an der organischen Substanz, während der Anteil von Huminstoffen, besonders Fulvosäuren steigt. Beides führt ebenfalls zu einem Anstieg des  $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes mit der Tiefe, denn Cellulose und

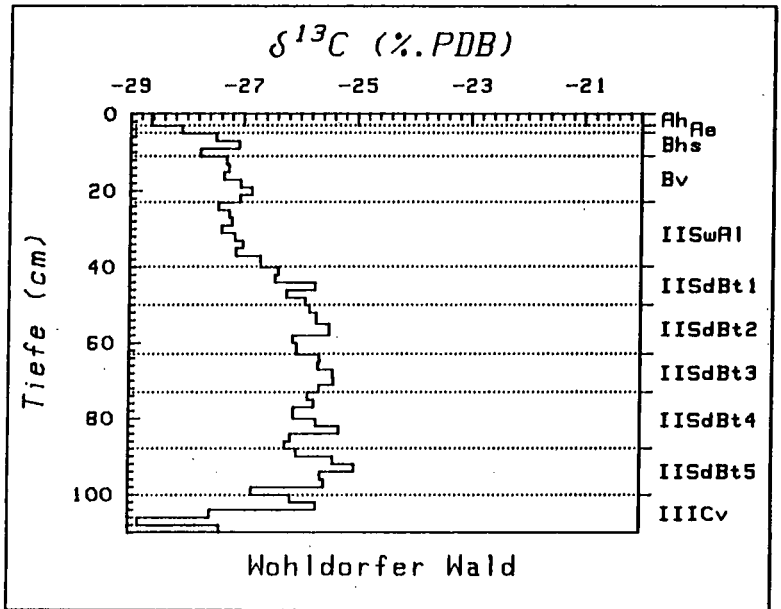


Abb. 1 : Tiefenverlauf des  $\delta^{13}\text{C}$ -Werts im Parabraunerde-Profil Wohldorfer Wald

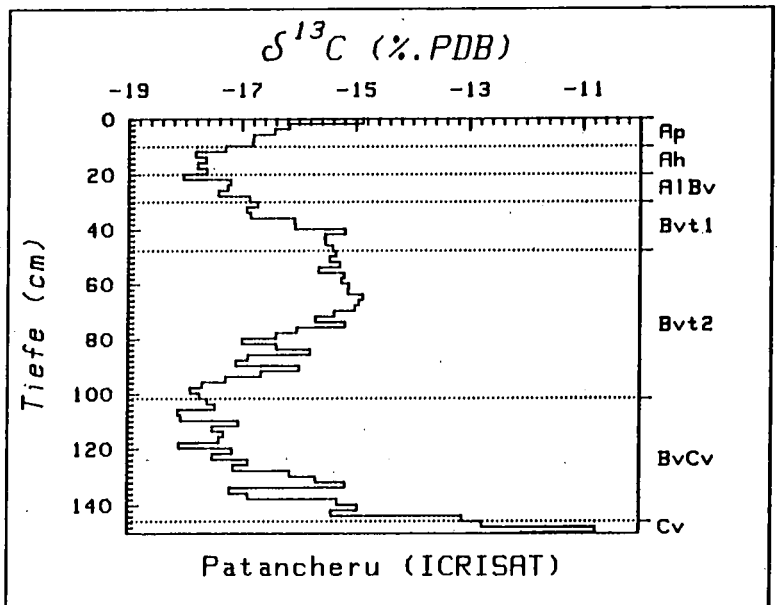


Abb. 2 : Tiefenverlauf des  $\delta^{13}\text{C}$ -Werts im Udic Rhodustalf-Profil ICRISAT

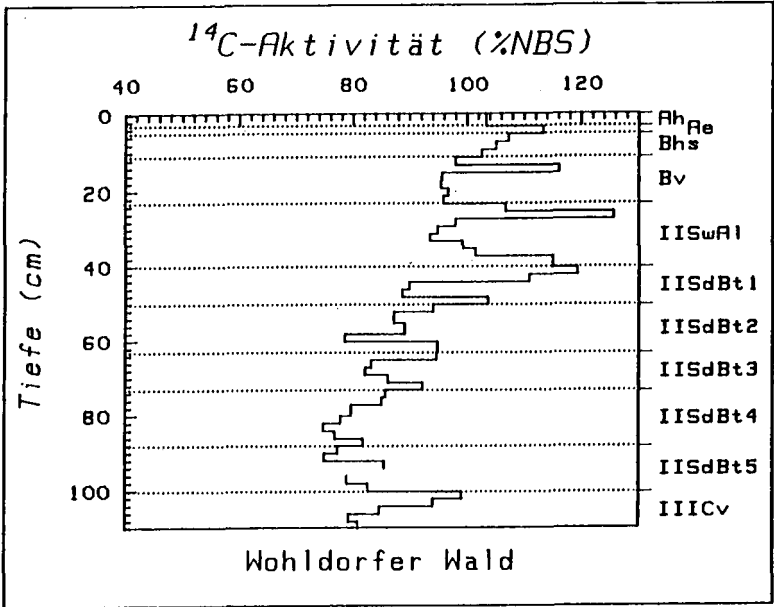


Abb. 3 : Tiefenverlauf der  $^{14}\text{C}$ -Aktivität im Parabraunerde-Profil Wohldorfer Wald

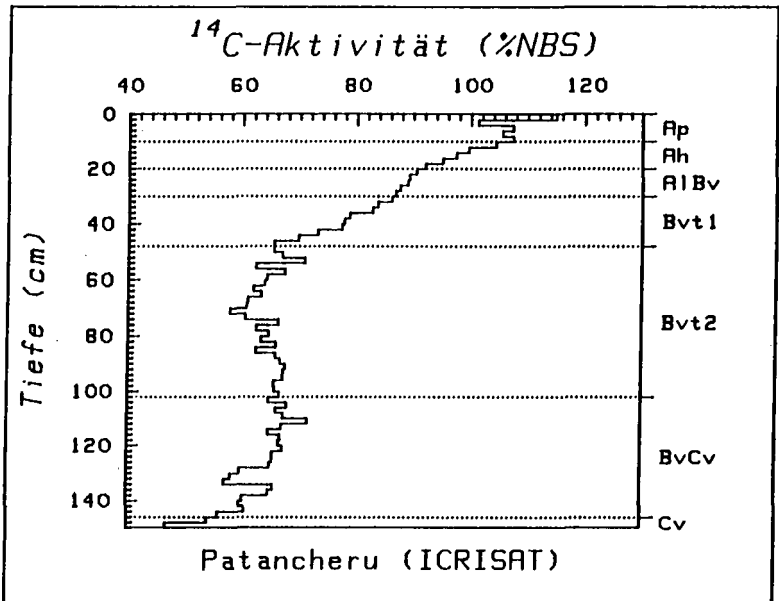


Abb. 4 : Tiefenverlauf der  $^{14}\text{C}$ -Aktivität im Udic Rhodustalf-Profil ICRISAT

Lignin sind verarmt an  $^{13}\text{C}$  und Fulvosäuren sind in den meisten bisher untersuchten Böden gegenüber den Huminsäuren angereichert. Ein im anaeroben Bereich stattfindender weiterer Anstieg des  $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes ist möglicherweise auf eine Entmischung der leichter (z.B. Fulvosäuren) bzw. schwerer verlagerbaren organischen Substanzen (z.B. Huminsäuren) mit unterschiedlichen  $\delta^{13}\text{C}$ -Werten zurückzuführen. Im Bt-Horizont sind die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte konstant. Im C-Horizont nimmt der  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert mit der Tiefe stark und bis auf den Wert des Ah ab.

Im indischen Profil sind die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte generell höher als im deutschen Boden. Dies wird auf die C4-Vegetation zurückgeführt. Außerdem fällt der  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert innerhalb des Ap, und zwar von -14,9 % in der obersten 2 cm-Schicht auf -16,8 %, an der unteren Begrenzung. Im Ah ist keine Tendenz auszumachen. Vom AlBv an steigen die  $\delta^{13}\text{C}$ -Gehalte bis in den Bvt2 hinein an und fallen unterhalb des Bvt2 zum BvCv hin ab. Im Cv jedoch nehmen sie auf -10,9 % zu.

Betrachtet man den Verlauf der  $^{14}\text{C}$ -Konzentrationen der Dünnschichten genauer, so erkennt man, daß diese weder stetig noch linear zunehmen. An allen Horizontgrenzen finden sich  $^{14}\text{C}$ -Aktivitätsmaxima. Während die Minima bis zur Unterkante des IISdBT4 in etwa auf einer abfallenden Geraden liegen, befindet sich der Bombenradio-Kohlenstoff hauptsächlich an den Horizontgrenzen im Oberboden, mit dem höchsten Wert zwischen Bv und IISwAl. Der Kohlenstoff an den Horizontgrenzen der Waldprofile ist somit nahezu rezent. Das läßt sich durch die Wirkung von Texturänderungen an diesen Stellen erklären: Der Perkolationsstrom wird dort gebremst, so daß es dort länger feucht ist als im übrigen Boden. Dies begünstigt den ständigen Austausch des vorhandenen mit hinzukommendem jungen Kohlenstoff und verhindert die dauerhafte Adsorption und Alterung.

Beim tropischen Alfisol-Profil nimmt in den oberen 50 cm die  $^{14}\text{C}$ -Aktivität von 115 % auf 60 %NBS ab. Im Bvt2 und BvCv nahezu konstant, fällt sie im Cv weiter ab. Die Werte an den Horizontgrenzen sind im Gegensatz zu dem anderen Profil unauffällig, obwohl die Schwankungen im Bvt2 und BvCv bis zu 10 %NBS ausmachen.

#### Literatur:

- P. Becker-Heidmann (1985):  $\delta^{13}\text{C}$  als Indikator für Bodenprozesse in Parabraunerden. Vortrag Jahrestagung AG Stabile Isotope, Hannover 22.-23.10.
- P. Becker-Heidmann (1986): Dünnschichtbeprobung und Analyse der natürlichen  $^{13}\text{C}$ - und  $^{14}\text{C}$ -Gehalte einer Parabraunerde unter Wald. Hamburger Bodenkundl. Arbeiten 1, 11-20
- P. Becker-Heidmann und H.W. Scharpenseel (1986): Thin layer  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\text{D}^{14}\text{C}$  monitoring of "Lessivé" soil profiles. Radiocarbon 28, 383-390
- H.W. Scharpenseel und F. Pietig (1968): Einfache Boden- und Wasserdatering durch Messung der  $^{14}\text{C}$ - oder Tritiumkonzentration. Geoderma 2, 273-289

Die umfangreichen und arbeitsaufwendigen Analysen hätten ohne die technische Assistenz von I. Briese und A. Jordan nicht durchgeführt werden können. Finanzielle Unterstützungen wurden von der DFG für den deutschen und von der GTZ für den indischen Boden gewährt.

Morphe, Zusammensetzung und ökologische Bedeutung  
von Podsol-Humuskörpern unter Forst und Acker

Beyer, L.; H.-P. Blume; C. Köbbemann und B. Henß\*

1. Einleitung

Im Rahmen vergleichender Untersuchungen typischer schleswig-holsteinischer Böden wurden auch die Eigenschaften der Humuskörper (Summe der Streu- u. Huminstoffe) aller humosen Horizonte eines Bodens unter forstlicher sowie ackerbaulicher Nutzung studiert. Im folgenden soll über erste Befunde bei Podsolen berichtet werden.

2. Standorte

Untersucht wurden vergleyte Podsole aus weichseleiszeitlichen Schmelzwassersanden in dem Segeberger Forst unter Fichte mit Kiefern-Altholz, sowie unter intensivem Ackerbau. Im ausgeglichenen Seeklima fallen 750 mm Niederschlag und 8,1°C herrschen im Jahresmittel.

3. Morphologie

Eisenhumuspodsol, vergleyt,  
Fichte und Kiefern-Altholz mit dichter Heide- u. Grasvegetation

L	15-13	Streu: Nadel- u. Fruchtkörper, wenige Zweige, pH 3,5, kaum durchwurzelt
Of1	-12	Streuhumus: 10-15% Huminstoffe, pH 3,3, stark durchw. Pflanzengewebe gebräunt aber intakt u. stark doppelbrechend, dunkelbraun (8YR4/4)
Of2	-7	Streuhumus: 30% Huminstoffe, pH 2,9, st. durchw., Pflanzengewebe mäßig zersetzt u. doppelbr., 8YR4/4
Oh	-0	Moderhumus: 90% Huminstoffe, pH 2,6, st.-mittel durchw. Pflanzengew. stark zers. u. kaum doppelbr., dunkelrotbraun (5YR3/3)
Aeh	0-10	schwarz (5YR2.5/1) gebleichter mS, gri-sin, pH 2,7, mi. durchw., Gliederfüßerhumus, opake Humusmasse, agglomeratisch-intertextisches Gefüge
Ahe	-20	dunkelgrau (10YR3-4/1-2) st. gebl. mS, gri-sin, pH 3,1, kaum durchw., opake Humuskügelchen, granulares Gef.
Bh	-25	schwarz (5YR2.5/1) mS, sin-kit, pH 3,1, schwach durchw., opake Humuspartikel, doppelbr. Wurzelgewebezellen, intertextisch-granulares Gef.
Bhs	-30	dunkelrotbraun (5YR5/4) mS, sin-kit, pH 4,0, schw. durchw., opake Humusmasse, alle Mineralpartikel von isotischen Häutchen überzogen, intertextisches z.T. porphyrisches Gefüge
Bvs	-70	gelbbraun (10YR5/6) mS, sin, pH 4,5, kaum durchw., kaum Humus, isotische Häutchen, intertextisch-granulares Gef., humose Bänder und Wurzeltöpfe

GC	-160	braungelb(10YR6/6), schwach rostfleckig, mS, sin, pH 4,7
IIGC	-190	gelbbraun(10YR5/6)ki-lfS-mS, einige Rostflecken, sin-feinpol
GC	-220	dunkelgelbbraun(10YR4/6)ki mS, sin

Eisenhumuspodsol, vergleyst

Profilaufnahme Herbst 1986

Nutzung: 1983-85 Mais, 1986 Roggen, intensive mineralische (N, P) und organische (Stallmist) Düngung sowie Pflanzenschutz

Ap	0- 32 cm	schwarz (N2/0), mS, gri, Ld1, mittel durchwurzelt, schwammig diffuse Humuspartikel, granular-intertextisches Gefüge, Wurzelquerschnitte stark doppelbrechend
Ahe	-38	stark dunkelgrau (10YR3/1), mS, sin-gri, Ld2, mäßig durchw., opakes Humusmaterial, granulares Humusmaterial, granulares z.T. agglomeratisches Gef., z.T. isotische Häutchen
Bh	-41	schwarz (N2/0), mS, kit, Ld3, m.ä. durchw., schw. Humuspartikel, Gef. s: Ahe, isotische Häutchen um die Mineralpartikel
Bhs	- 47	stark dunkelgrau (7.5YR2.5/2), mS, kit, Ld3, schwach durchw., granulares Gef., isotische Häutchen
Bvs	- 64	gelbbraun (10YR5/6), mS, sin, Ld3, schw. durchw. gepanthert und humose Bänder
BvC	-127	hellgelbbraun (10YR6/4), mS, sin, Ld3, humose Bänder
IIGBv	-160	braungelb (10YR6/6), fS/mS/uS, sin, Ld2, rostfleckig
IIIGcv	-200	hellgrau (2.5Y7/2), fmS, sin, Ld2, schw. rostfleckig

Die Horizonte des Podsoles unter forstlicher Nutzung sind scharf voneinander abgegrenzt, eine biogene Durchmischung findet nicht statt. Die mikrobielle Humifizierung läuft nur langsam, so daß sich wenig zersetztes Pflanzenmaterial in der Auflage ansammelt. Trotz des niedrigen pH-Wertes ist die stärkste Durchwurzlung im Of- und Oh-Horizont. Die durch Gliederfüßer geschaffenen opaken Humusaggregate liegen im Aeh isoliert zwischen den Mineralpartikeln dar, im Bh dagegen liegt z.T. eine Verkittung durch Humus vor.

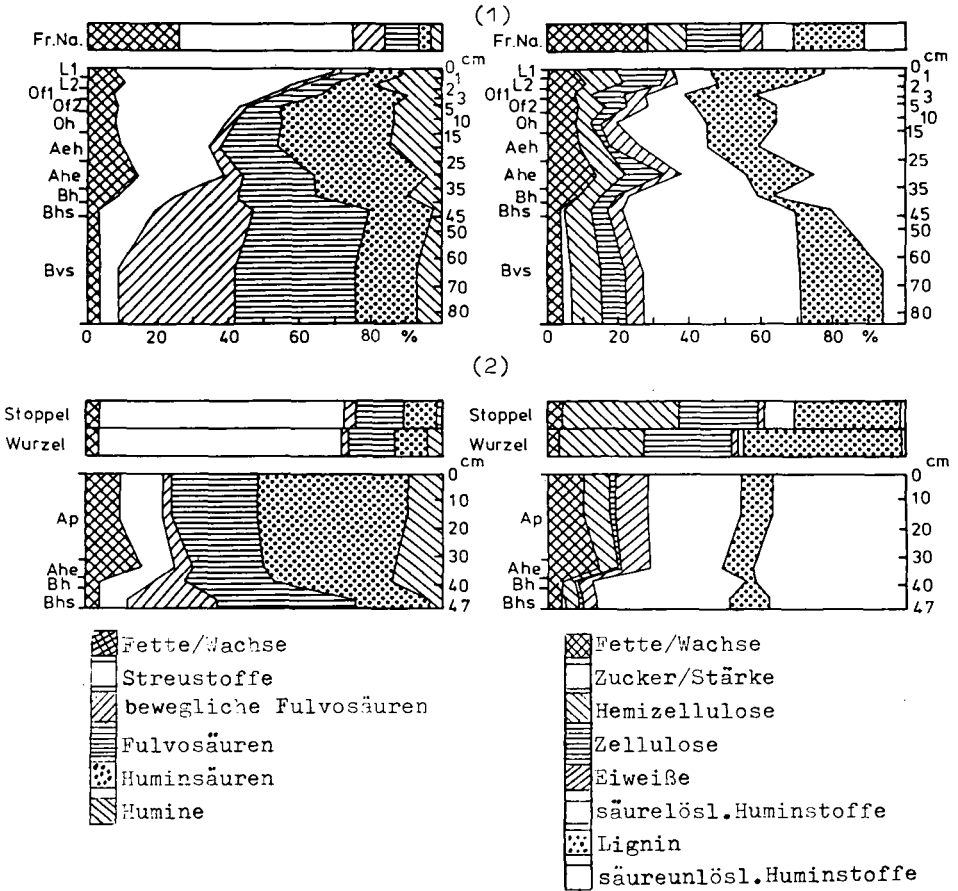
Der Podsol unter ackerbaulicher Nutzung zeigt außer Wurzelgeweberesten keine Vegetationsreste. Der Humus wirkt hier noch stärker als beim Wald als lockernde Substanz. Durch die Pflugarbeit ist teilweise Ae- und Bh-Material im Ap anzutreffen. Die ständige Bearbeitung und die Zufuhr an Düngern regt die mikrobielle Tätigkeit an, so daß eine schnelle Umsetzung erfolgt, lediglich Wurzelreste erscheinen noch unzersetzt.

#### 4. Humus- und Streustoffgruppenanalyse

Nach Schlichting und Blume (1966) wurden zur Streustoffanalyse Fette, Wachse und Harze mit Alkohol und Benzol; Zucker, Stärke, Hemicellulose und Zellulose dann mit Säure extrahiert; Eiweiße über den  $\alpha$ -Amino-Stickstoff kalkuliert und Lignin über Methoxylgruppen. Die Humusstoffgruppenanalyse erfolgte ebenfalls nach Schlichting/Blume. Beim Podsol unter Forst nehmen die C-Gehalte von 50% in der Streu auf 1,3 im Bleichhorizont (Ahe) ab und zeigen dann im Bh mit 8% ein zweites Maximum (Abb. 1). Der hohe "Fettanteil" in den lebenden Nadeln wurde durch Chlorophyll verursacht. Das relative



Humus- Stoffgruppenanalyse Streu -  
(in % Ges. C)



(1)	C <sub>org</sub>	N <sub>t</sub>	C/N	(2)	C <sub>org</sub>	N <sub>t</sub>	C/N
Fr.Na.	48.9	2.071	23	Stoppel	44.1	0.509	87
L1	51.3	0.908	57	Wurzel	32.6	0.652	50
L2	50.3	2.038	25				
Of1	45.6	1.500	30	Ap	2.6	0.271	9
Of2	45.4	1.700	28	Ahe	1.1	0.073	15
Oh	35.2	1.423	25	Bh	3.8	0.170	22
Aeh	7.6	0.460	16	Bhs	1.7	0.093	19
Ahe	1.3	0.050	25				
Bh	8.0	0.228	35				
Bhs	2.4	0.094	26				
Bvs	1.0	0.025	40				

Abb.1: Humus- und Streu-Stoffgruppenanalyse in % vom Gesamt-C sowie C- u. N-Gehalte in % eines Podsoles unter Wald (1) und eines Podsoles unter Acker (2)

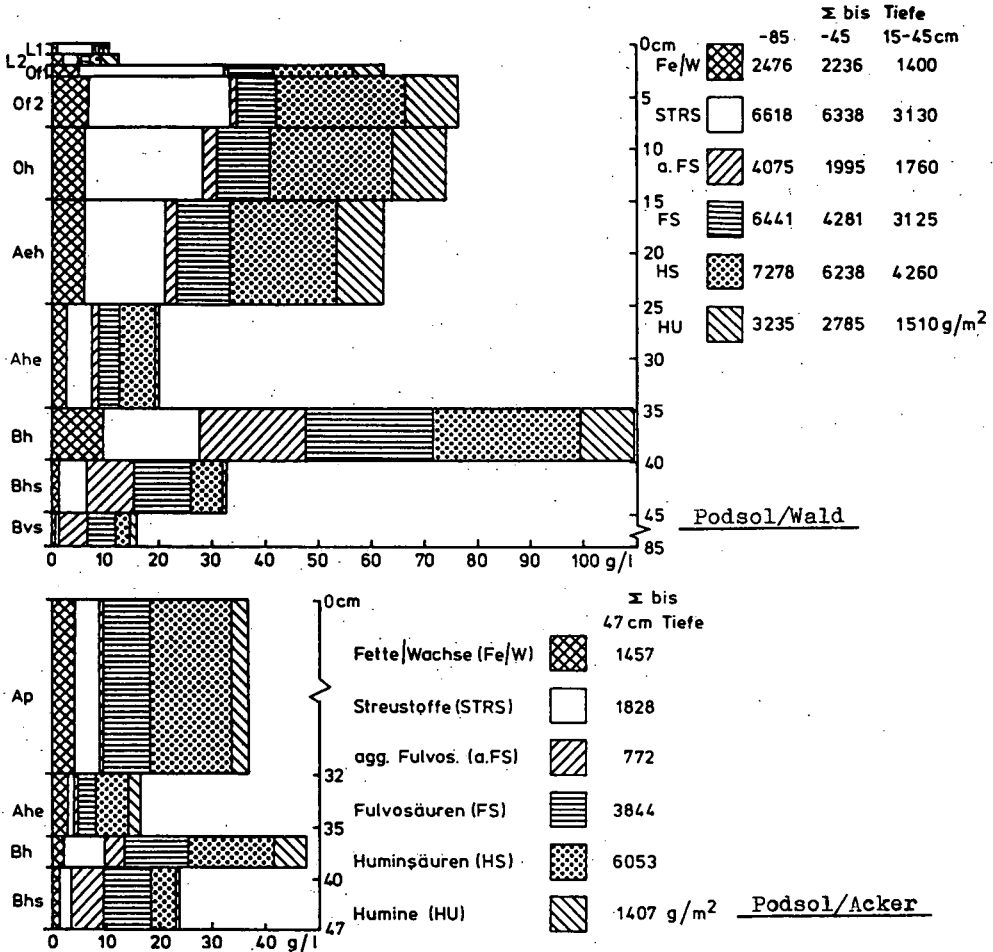


Abb.2: Humusstoffgruppen einzelner Bodenhorizonte in g/Liter und g/qm

Tab.1: Anteil des organisch gebundenen Aluminium (Al org) am Gesamtaluminium (Al ges) der Bodenlösung

Podsol/Wald				Podsol/Acker			
Hori- zont	Tiefe cm	Al <sub>ges</sub> ppm	Al <sub>org</sub> %	Hori- zont	Tiefe cm	Al <sub>ges</sub> ppm	Al <sub>org</sub> %
Oh	10	0.90	64	--	--	--	--
Aeh	20	2.05	74	Ap	20	0.62	34
Bh	50	5.50	29	Bh	50	0.80	39
C	200	7.25	6	C	200	0.80	23

Maximum wird im Ae-Horizont erreicht, was mit viel Wurzelstreu und schlechterer Verlagerbarkeit erklärt werden könnte. Ansonsten nehmen die Streustoffe nach unten ab. Beim Ackerpodsol ist der Streuanteil der Humustoffgruppenanalyse gering, was auf eine rasche Umsetzung der Ernterückstände hindeutet. Die Huminsäuren weisen ihr relatives Maximum in der Humusaufgabe, Ah und Ap auf, die Fulvosäuren im oberen B und die beweglichen Fulvosäuren im unteren B-Horizont.

Nach der Umlagerung letzterer erfolgte mithin kaum eine Polymerisation zu Huminsäuren. Die Zuckeranteile der Streustoffanalyse lagen im allgemeinen unter 1%; lediglich im unteren Bereich des Profils wird 1% überstiegen, was im übrigen bei allen untersuchten Profilen gleich ist und für einen schnellen Abbau und leichte Verlagerung spricht. Zellulose wurde auf dem Acker offensichtlich schnell abgebaut; auch das Lignin folgt dieser Tendenz. Lignin zeigt das Minimum im Bh, wurde also offenbar kaum verlagert, denn die relativ hohen Anteile können mit Wurzel-Lignin erklärt werden. Die Abbildung 2 zeigt die Ergebnisse auf das Bodenvolumen bezogen. Auf dem Acker erkennt man weniger Streustoffe und erheblich mehr Huminstoffe. Im Wald liegt der größte Anteil des Humus in der Auflage. Die Erscheinung des Ae als Auswaschungshorizont und des Bh als Anreicherungshorizont wird hier sehr deutlich.

## 5. Genetische Deutung

Die Streu im Forst ist kaum verändert. Chemisch und morphologisch besteht kaum eine Abweichung von der lebenden Nadel; lediglich der Chlorophyllanteil der lebenden Pflanze fehlt. Ähnliches gilt auch für den Of-Horizont, wobei im unteren Of nach erfolgter mechanischer Zerkleinerung auch eine chemische Veränderung eintritt. Die Doppelbrechung nimmt parallel zum Cellulosegehalt ab. Die gleichzeitige Zunahme der Hemizellulose spricht für eine Umwandlung zu Oxyzellulose (s. auch Blume, 1965). Die starke Abnahme der Streustoffe im unteren Profil zugunsten der Huminstoffe findet sich auch im Dünnschliff; lediglich einige Wurzelquerschnitte zeigen noch Doppelbrechung (s. Bh); sonst ist das Humusmaterial rein opak. Die verlagerten Huminstoffe stellen Verbindungen zwischen den Mineralpartikeln dar, sind aber nicht Hauptbestandteil der isotischen Hüllen, führen im Bh aber dennoch zu einer Verkittung. Trotz der intensiven Durchwurzelung in den älteren Auflagehorizonten, die eine Aussage über die Humifizierung sicher verfälscht, läßt sich somit die Richtung der Genese annähernd darstellen.

Betrachtet man dagegen den Ackerboden, ist eine Aussage zur Umwandlung der Streustoffe in Huminstoffe auch nur möglich, wenn man die Stoppel- und die Wurzelstreu mit analysiert. Der hohe Anteil der Streustoffe nimmt im Ap rapide ab. Eine Doppelbrechung im Dünnschliff ist nicht mehr erkennbar, von den Wurzelquerschnitten abgesehen: d.h. die Streu wird zum größten Teil innerhalb eines Jahres abgebaut und zu Huminstoffen umgebaut. Die intensive Durchmischung durch ackerbauliche Maßnahmen und die Förderung des Bodenlebens durch Düngung können als Erklärung herangezogen werden. Die in der Tabelle 2 aufgestellten Daten bestätigen diese Aussage. Der hohe Anteil an Eiweißen läßt sich u.a. auch mit der viel höheren Biomasse erklären. Morphologisch als auch chemisch zeigt sich eine gute Übereinstim-

mung der beiden Standorte bei den nicht direkt durch Ackerbau beeinflussten Horizonten. Ein geringfügig niedriger Gehalt an Streustoffen könnte für eine leichte Beeinflussung der Abbauraten auch der tieferen Horizonte durch Ackerbau sprechen. Die stärkere Durchwurzelung des Waldbodens in diesen Horizonten wird der Grund für den hohen Ligningehalt im Wald sein (keine Wurzelschnitte auf dem Acker).

Tabelle 2: Biologische Kennzahlen der Podsole  
(Probennahme Herbst 1987 aus 5-10 cm Tiefe)

	Podsol/Wald	Podsol/Acker
Biomasse (mgC/10g)	2,9	6,0
Dehydrogenase ( $\mu$ gTTC/10g)	60,0	30,0
Phosphatase ( $\mu$ gPhenol/10g)	16,5	67,5
Bodenatmung (mgCO <sub>2</sub> /qm u.d)	2500	6500
Celluloseabbau (mg/d von 5g)	5,0	30,0

### 6. Aluminiumgehalte der Bodenlösung

In Podsolen ist als Folge starker Versauerung eine starke Al-Verlagerung zu erwarten. Gleichzeitig könnten toxische Al-Konzentrationen für den Pflanzenwuchs auftreten. Zwecks Evaluierung und Ermittlung des Einflusses organischer Komplexbildner auf die Aluminiummobilität wurden mehrfach im Jahresablauf die Bodenlösungen der Humusauflage mittels Kleinlysimeter und diejenige verschiedener Mineralhorizonte mittels durch Zentrifugation gezogener Bodenproben gewonnen und untersucht. Die Al-Gehalte der Bodenlösung im Wald sind aufgrund des dort niedrigen pH-Wertes (3-3,5) naturgemäß höher als beim Acker (pH 4,5). Die Zunahme der Al-Gehalte zum Unterboden im Wald zeigt eine starke Verlagerung, allerdings überwiegend ionar. Derzeit findet mithin eine starke Silikatverwitterung im Unterboden statt. Im Oberboden liegt das Aluminium der Bodenlösung hingegen überwiegend in organischer Komplexbindung vor, was u.U. eine toxische Wirkung auf die Pflanzenwurzeln mildern könnte.

### 7. Zusammenfassung

Zwei Podsole, unter Forst und Acker, werden makro- und mikromorphologisch beschrieben und die Ergebnisse der Huminstoff- und Streustoffgruppenanalyse dargestellt. Die unterschiedliche Nutzung der Böden führt zu unterschiedlicher Zusammensetzung des Humuskörpers. Die Huminstoff- und Streustoffgruppenanalyse ermöglicht eine annähernde Aussage zur quantitativen Zusammensetzung des Humuskörpers. In Kombination mit der morphologischen Betrachtung erfolgt der Versuch einer genetischen Deutung der Umwandlung der organischen Substanz. Die ermittelten mikrobiellen Kennzahlen stützen die Deutung. Beispielhaft am Aluminium werden metallorganische Bindungsformen aufgezeigt.

### 8. Literatur

Blume, H.-P. (1965): Z.f. Pflanzenernähr., Bodenkde 111, 95-113  
 Schlichting, E. u. H.-P. Blume (1966): Bodenkundliches Praktikum  
 P. Parey, Hamburg

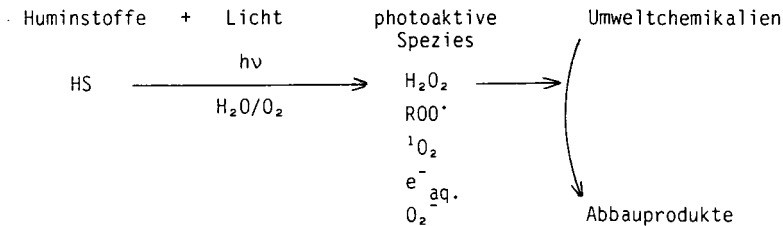
Der Einfluß chemischer Modifikation von Huminstoffen auf deren Verhalten beim abiotischen Abbau von Umweltchemikalien

von

BEYERLE-PFNÜR, R.\*

Einleitung

Im Rahmen abiotischer Vorgänge in Oberflächengewässern können Umweltchemikalien abgebaut werden, entweder durch direkte Photolyse (nämlich wenn sie selbst im Bereich des eingestrahlichten Lichts absorbieren), oder aber die Lichtenergie wird von anderen Wasserinhaltsstoffen absorbiert und führt zur Bildung von reaktiven Spezies, die mit der Fremdchemikalie reagieren und zu deren Abbau führen (indirekte Photolyse). Huminstoffe als natürlich vorkommende polymere Bestandteile in Gewässern und Böden sind mit ihrem breiten Absorptionsspektrum im Bereich des Sonnenlichts ( $\lambda > 290 \text{ nm}$ ) in der Lage, mit einer hohen Quantenausbeute eine Reihe sog. "photoaktiver Spezies" zu bilden, nämlich Wasserstoffperoxid ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ), organische Peroxi-Radikale ( $\text{ROO}^\bullet$ ), Singulett-Sauerstoff ( $^1\text{O}_2$ ), solvatisierte Elektronen und Superoxid-Anion ( $\text{O}_2^-$ ) [1]:



Da diese photoaktiven Spezies sehr reaktiv sind und nur eine sehr kurze Lebensdauer haben, können ihre Konzentrationen mittels spezifischer Abfangreagenzien indirekt bestimmt werden. So können Huminstoffe durch ihre Photoaktivität charakterisiert werden, nämlich der Fähigkeit, unter definierten Bedingungen eine Konzentration an bestimmten photoaktiven Spezies zu bilden. Die Abfänger können als Beispiele für chemisch ähnliche Verbindungen aus der großen Palette der Umweltchemikalien angesehen werden, deren Abbauverhalten so abgeschätzt werden kann.

Es zeigt sich, daß Huminsäuren und Fulvinsäuren verschiedenen Ursprungs unterschiedliche Photoaktivität haben. Da Huminstoffe aufgrund ihrer Heterogenität nicht eindeutig charakterisierbar sind, werden sie chemisch modifiziert (reduziert), um so den Einfluß der Modifikation auf ihre Photoaktivität zu untersuchen.

Von den photoaktiven Spezies wird Singulett-Sauerstoff ( $^1\text{O}_2$ ), eine angeregte Form des Sauerstoffs, mit dem Abfangreagenz Furfurylalkohol (FFA) [2] und organische Peroxi-Radikale ( $\text{ROO}^\bullet$ ) mit 3.5-Dimethylphenol (DMP) [3] bestimmt. Bei genügend geringen Konzentrationen des Abfangreagenzes verläuft dessen Abbaurrate nach (pseudo)erster Ordnung:

\*) Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung mbH München, Institut für Ökologische Chemie, Schulstraße 10, D-8050 Freising-Attaching

$$\frac{c}{c_0} = e^{-k_{\text{exp}} \cdot t} \quad c: \text{Konzentration an Abfangreagenz zur Zeit } t$$

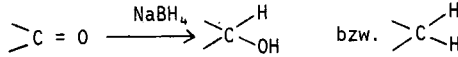
$$k_{\text{exp}}: \text{experimentelle Geschwindigkeitskonstante}$$

$$t_{1/2} = \frac{\ln 1/2}{k_{\text{exp}}} \quad t_{1/2}: \text{Halbwertszeit}$$

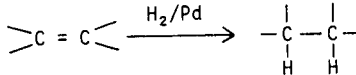
Ergebnisse

1. Chemische Modifikation der Huminstoffe

Die Huminstoffproben werden auf zwei Arten reduziert:  
Natriumborhydrid reduziert die Carbonylverbindungen [4]  
(RT, 15 Std.)



Wasserstoff/Palladium-Katalysator hydriert die C=C-Doppelbindung [5]  
(RT, Normaldruck)



Beide Reaktionen bewirken eine deutliche Aufhellung der Huminstoff-Lösungen;  
die UV/VIS-Spektren zeigen die Abnahme der Absorptionen (s. Abb. 1).

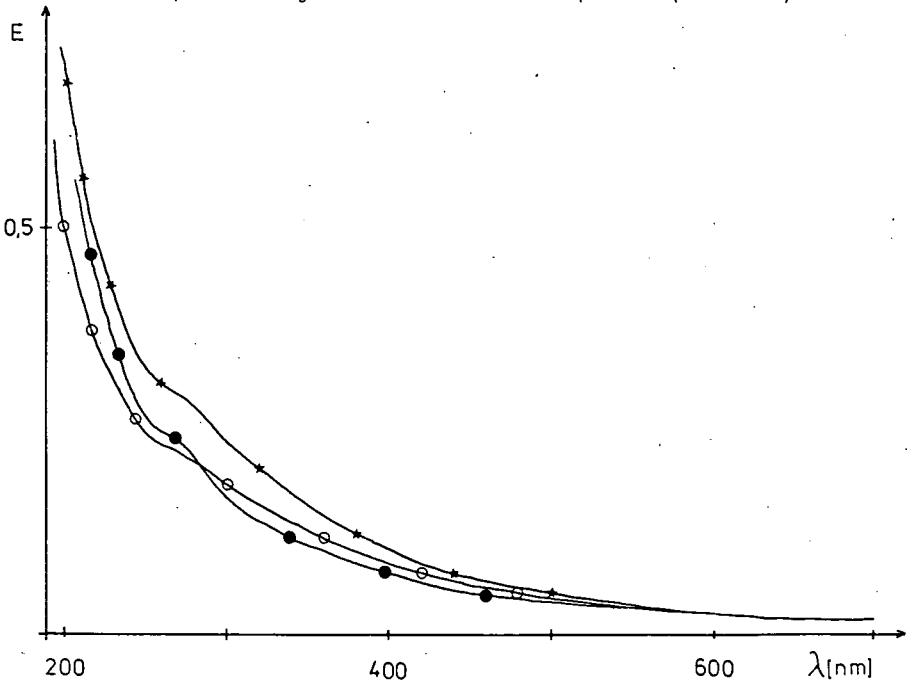


Abb. 1: UV-VIS-Spektren der Hochmoortorf-Huminsäure \*, der hydrierten Form o und der mit NaBH<sub>4</sub> reduzierten Form ● (c = 16.7 mg/l, pH 7)

## 2. Photochemisch induzierte Bildung von organischen Peroxi-Radikalen

Huminstoffhaltige Lösungen bilden bei Lichteinstrahlung organische Peroxi-Radikale ( $\text{ROO}^{\cdot}$ ), die mit Phenolen reagieren und durch deren Abbau bestimmt werden können. Abb. 2 zeigt am Beispiel einer Hochmoortorf-Huminsäure den Einfluß chemischer Reduktionen auf die Photoaktivität bzw.  $\text{ROO}^{\cdot}$ , dargestellt durch die Abnahme des Abfangreagenzes 3.5-Dimethylphenol; beide Reduktionen verringern die Photoaktivität drastisch.

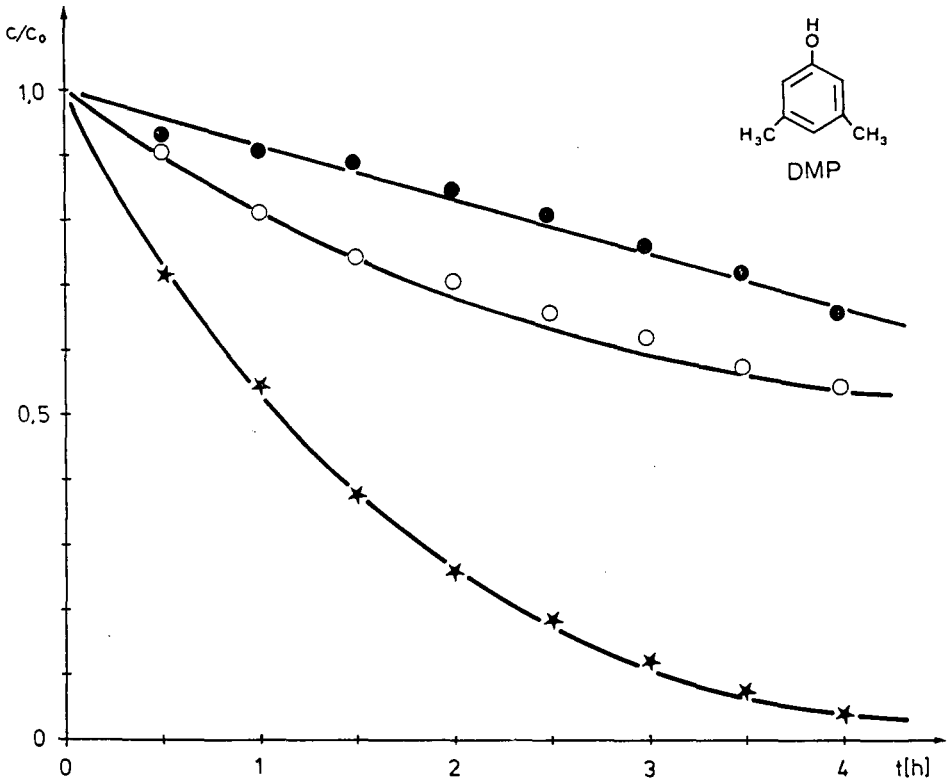


Abb. 2: Abnahme von 3.5-Dimethylphenol (DMP) mit der Hochmoortorf-Huminsäure ★, ihrer hydrierten Form ○ und der mit  $\text{NaBH}_4$  reduzierten Form ● (Parameter s. Tab. 1).

## 3. Zusammenstellung der Meßergebnisse

In Tab. 1 sind die Abbauraten und Halbwertszeiten für die Abfangreagenzien 3.5-Dimethylphenol und Furfurylalkohol mit verschiedenen Huminstoffproben und ihren reduzierten Formen aufgelistet. Beide Reduktionsarten vermindern die Photoaktivität der Huminstoffe, i.a.  $\text{NaBH}_4$  stärker als  $\text{H}_2/\text{Pd}$  (beispielsweise auf 20 % der ursprünglichen Photoaktivität bei der Hochmoortorf-Huminsäure). Offenbar ist der Grad der Photoaktivitätsverminderung abhängig von der Huminstoffprobe, von der Art der Reduktion und dem untersuchten photoaktiven Spezies.

Huminsäure	3.5-Dimethylphenol		Furfurylalkohol	
	Abbau [%/h]	Halbwertszeit [h]	Abbau [%/h]	Halbwertszeit [h]
HS (Roth)	22.5	2.7	44.5	1.2
HS (Roth) + H <sub>2</sub> /Pd	11.2	5.8	31.8	1.8
HS (Roth) + NaBH <sub>4</sub>	17.1	3.4	39.1	1.4
HS (Hochmoortorf)	45.2	1.1	16.5	3.9
HS (Hochmoortorf) + H <sub>2</sub> /Pd	19.3	4.4	12.8	5.0
HS (Hochmoortorf) + NaBH <sub>4</sub>	9.2	7.3	4.5	20.6
FS (Hochmoortorf)	21.6	2.9	9.7	6.6
FS (Hochmoortorf) + NaBH <sub>4</sub>	7.2	9.3	6.2	10.8
Hohlohsee	21.9	2.8	14.8	4.6
Hohlohsee + H <sub>2</sub> /Pd	4.5	14.8	10.0	6.6
Hohlohsee + NaBH <sub>4</sub>	15.4	4.1	5.0	15.9

Tab. 1: Abbauraten von 3.5-Dimethylphenol (40 µM) und Furfurylalkohol (45 µM) in wäßrigen Huminstofflösungen (10 mg/l) bei Bestrahlung mit pyrexgefiltertem Licht einer HPK-Lampe (Philips). Die Konzentrationen an DMP und FFA werden mittels HPLC analysiert: RP18, MeOH/H<sub>2</sub>O (50/50 für FFA bzw. 65/35 für DMP), λ<sub>Det</sub> = 215 nm.

### Literatur

- [1] J. Hoigné, B.C. Faust, W.R. Haag und R.G. Zepp, in: "The Influence of Aquatic Humic Substances on Fate and Treatment of Pollutants", T.H. Saftet and P. MacCarthy (eds.), Adv. in Chem. Series ACS (im Druck).
- [2] W.R. Haag und J. Hoigné, Environ. Sci. Technol. 20, 341 (1986).
- [3] B.C. Faust und J. Hoigné, Environ. Sci. Technol. 21, 957 (1987).
- [4] K. Tsutsuki und S. Kuwatsuka, Soil Sci. Plant Nutr. 25, 501 (1979).
- [5] S.H. Khan, Dissertation (Universität Göttingen) 1968.

### Danksagung

Mein besonderer Dank gilt Fr. H. Neumeir und Fr. U. Weis für ihre tatkräftige Mitarbeit.



Einfluß von Fulvo- und Huminsäuren auf die Zn-Aufnahme  
durch Mais (Zea mays L.) im Nährlösungsversuch

GERZABEK, M.H. und S.M. ULLAH †

1. Einleitung

SCHNITZER und KAHN (1978) unterscheiden zwischen indirekten und direkten Einflüssen von Huminstoffen auf das Pflanzenwachstum. Steigerungen der Nährstoffaufnahme durch Huminstoffe sind für Makronährstoffe und einige Mikronährstoffe nachgewiesen worden. So gehen aus zahlreichen Publikationen positive Effekte der Huminstoffe auf die Aufnahme von N, P, K, Ca, Mg, S, Na, Cu und Cd hervor (VAUGHAN und MALCOLM 1985). Die regulativen Eigenschaften der Huminstoffe auf Schwermetalltoxizität wurden nur wenig untersucht. Die vorliegende Arbeit behandelt daher den Einfluß von Fulvo- und Huminsäurepräparaten auf die Zinktoxizität bei Mais im Nährlösungsversuch.

2. Material und Methode

2.1. Versuchsdurchführung

Es wurden zwei Wechsellösungsversuche mit einer Fulvosäure(FS)- bzw. Huminsäure(HS)- und Zn-Steigerung vollfaktoriell in vierfacher Wiederholung durchgeführt.

Die Maispflanzen wurden sechs Tage in säuregewaschenem Quarzsand vorgezogen.

Pro Gefäß wurden 1300 ml Nährlösung zur Versorgung von drei Maispflanzen (*Zea mays* L., Sorte LG3) verwendet. Die Nährlösung enthielt je Liter in mmol: N 4,0; P 0,5; S 1,3; K 2,5; Ca 1,3 und Mg 0,8 (GERZABEK und EDELBAUER 1986). Der pH-Wert der Nährlösung lag bei 6,0. Zur Abdeckung des Mikronährstoff- und Spurenelementbedarfs wurden die Lösungen A, B, C, D und E (modifiziert nach STEINECK 1951) verwendet. Die Gesamtkonzentration der Stoffe betrug 0,866 ‰. Die Nährlösungsversuche dauerten je vier Wochen, wobei am Ende der ersten Woche Zn und Fulvosäure (Huminsäure) erstmalig zugesetzt wurden. Der Nährlösungswechsel erfolgte zweimal wöchentlich.

Behandlungen:

a) FULVOSÄUREVERSUCH:

Zn-Stufen: 0, 10, 20 mg Zn/l Nährlösung  
Fulvosäurestufen: 0, 27, 54 OD/Gefäß

b) HUMINSÄUREVERSUCH:

Zn-Stufen: 0, 10, 20 mg Zn/l Nährlösung  
Huminsäurestufen: 0, 90, 180 OD/Gefäß

(OD = optische Dichte bei 400nm)

\*Institut für Landwirtschaft, Österreichisches Forschungszentrum  
Seibersdorf Ges.m.b.H., A-2444 Seibersdorf

## 2.2. Die Fulvo- und Huminsäurepräparate

Die Huminstoffe eines Reifkompostes (Müllklärschlammkompost) wurden nach DANNBERG und SCHAFFER (1974) mit einem komplexbildenden Ionenaustauscherharz (Chelex 100, Fa. Bio Rad, USA) erschöpfend extrahiert. Nach der Fällung der Huminsäuren mit HCl wurden die Präparate tiefgefroren und lyophilisiert. Am jeweiligen Tag vor dem Nährlösungswechsel wurden die FS- oder HS-Präparate in aqua dest. gelöst, neutralisiert und mit einer entsprechenden Menge  $ZnSO_4$ -Lösung versetzt. Dadurch war ausreichend Zeit um dem Zn-Huminstoffgemisch eine Gleichgewichtseinstellung zu ermöglichen. Eine eingehende analytische Charakterisierung des verwendeten Huminstoffsystems ist bei MOHAMAD (1984) nachzulesen.

## 2.3. Analytik.

Nach der Ernte der Maispflanzen (getrennt nach Sproß und Wurzel) und der Frischsubstanzbestimmung erfolgte die Trocknung der Proben bei  $70^\circ C$ , die Feststellung der Trockensubstanz und die Vermahlung. Die Gehalte von Zn ermittelte man nach einer Naßveraschung ( $HNO_3$ conc: $HClO_4$ conc = 5:1) mit Hilfe eines Plasmaemissionspektrometers.

## 3. Ergebnisse und Diskussion.

### 3.1. Substanzbildung

Bereits  $10mgZn/l$  bewirkten einen signifikanten Rückgang der Sproßproduktion um 50% (FS-Versuch), bzw. 73% (HS-Versuch) gegenüber der Kontrolle (Abbildungen 1 und 2). Die  $20mgZn/l$ -Variante zeigte keine statistisch gesicherte Veränderung gegenüber der  $10mgZn/l$ -Stufe. Die starken Wachstumsreduktionen bei den Zn-Varianten waren von deutlichen Chlorosen begleitet, die nach RAHIMI und BUSSLER (1974) mit einer Störung der Eisenverlagerung in den Sproß zu erklären sind. Wie auch schon FOROUGHNI und Ma. (1974) für Kopfsalat berichten, blieb die negative Wirkung des Zinks auf die Wurzel etwas hinter der auf den Sproß zurück (Abbildungen 3 und 4).

Während die Fulvosäure die Sproßproduktion bei der  $0mgZn/l$ -Stufe verglichen mit der Kontrolle auf 130% (27 OD/Gefäß) bis 136% (54 OD/Gefäß) steigerte (Abbildung 1), war der positive Einfluß der Huminsäuren auf die Substanzproduktion mit 166% (90OD/Gefäß), bzw. 193% (180 OD/Gefäß) der Kontrolle noch wesentlich größer (Abbildung 2).

Auch das Wurzelwachstum wurde durch die FS- und HS-Gaben günstig beeinflußt. Die Förderung der Wurzelproduktion war beim FS-Versuch geringer als jene des Sproßwachstums.

Deutliche Unterschiede zwischen den FS- und HS-Varianten wurden bei der Zinksteigerung sichtbar. Während die HS-Gaben bei beiden Zn-Stufen weder die Wurzel noch die Sproßentwicklung signifikant erhöhten, konnte bereits die erste FS-Gabe bei 10 und  $20mgZn/l$  in der Nährlösung die Wurzel- und Sproßproduktion statistisch gesichert verbessern. So war z.B. bei der  $10mgZn/l$ -Variante durch die erste FS-Stufe eine Erhöhung der Sproßproduktion auf 199% der FS-freien Behandlung zu beobachten (Abbildung 1).

Dieser positive Effekt übertraf bei weitem die positive Wirkung der FS bei der Zn-freien Variante (130%). Bei der Maiswurzel verminderte die FS sogar eine signifikante Wachstumsreduktion bei steigenden Zinkkonzentrationen in der Nährlösung (Abbildung 3). Die schützende Wirkung der FS zeigte sich bereits während der Experimente deutlich. Während die FS-Varianten erst in den letzten Versuchstagen leichte Blattvergilbungen aufgrund der Zn-Toxizität erkennen ließen, waren beim HS-Versuch bei den HS-Stufen ohne zeitliche Verzögerung zu den HS-freien Varianten deutliche Chlorosen bereits nach einer Woche Wachstum in der Nährlösung festzustellen. Eine Verstärkung dieses Effekts durch die Huminsäuren selbst, die nach VAN DER WERFF und OUT (1981) durch Absenkung der Eisenverfügbarkeit der Nährlösung Eisenmangel hervorrufen können, war nicht auszuschließen.

### 3.2. Zinkaufnahme

Die Zinkentzüge nahmen sowohl beim FS- als auch beim HS-Versuch mit steigender Zn-Konzentration in der Nährlösung deutlich zu. Während die Sproßentzüge der 20mgZn/l-Variante bei huminstofffreier Behandlung auf 340% (FS-Versuch), bzw 500% (HS-Versuch) der Kontrolle zunahm (Abbildungen 5 und 6), waren bei den Wurzeln exorbitante Steigerungen auf bis zu 4025% (HS-Versuch) der Kontrolle zu beobachten (Abbildungen 7 und 8). Beide Fulvosäurestufen erhöhten bei der 10mgZn/l-Variante den Zn-Entzug der Sprosse signifikant, bei 20mgZn/l brachte nur die erste Stufe einen statistisch gesicherten Anstieg (Abbildung 5). Diese Erhöhungen waren jedoch vor allem auf das verbesserte Pflanzenwachstum zurückzuführen, da die Zn-Konzentrationen in den Maissprossen gegenüber der FS-freien Variante deutlich abnahmen (Abbildung 9). Die Huminsäure hatte keinen signifikanten Einfluß auf die Zn-Entzüge der Maissprosse (Abbildung 6).

Die Zn-Entzüge der Maiswurzeln beider Zn-Varianten wurden durch die 1.FS-Stufe signifikant gesteigert. Wie schon bei den Sprossen war auch in diesem Fall die erhöhte Trockensubstanzproduktion die Ursache. Die Wirkung der Huminsäuren auf den Zn-Entzug der Wurzeln war unterschiedlich (Abbildung 8). 1800D HS steigerten bei 10mgZn/l den Zn-Entzug signifikant. Hingegen bewirkte die HS-Behandlung (2.Stufe) bei der 20mgZn/l-Variante eine signifikante Verminderung des Zinkentzuges der Maiswurzeln, was sich auch in den Zinkgehalten deutlich manifestierte (Abbildungen 8 und 9). Die Ursache dafür dürfte die Bildung unlöslicher Zn-HS-Komplexe und eine damit verbundene direkte Verminderung der Zn-Verfügbarkeit in der Nährlösung gewesen sein (MOHAMAD 1986).

Möchte man die toxisitätsvermindernde Wirkung der Fulvosäuren im Gegensatz zur Huminsäure beleuchten, scheint es günstig die Verhältnisse der Zn-Konzentrationen von Sproß zu Wurzel zu betrachten (Tabelle 1, Abbildung 9). Während diese Verhältniszahl bei den Zinkbehandlungen mit steigender HS-Konzentration in der Nährlösung anstieg (20mgZn/l-Stufe) oder zumindest gleich blieb (10mgZn/l), verminderten steigende FS-Mengen den Zn-Transport in den Sproß in jedem Fall. Es scheint daher denkbar, daß im FS-Versuch größere Zn-Mengen als Zn-FS-Komplex von den Maiswurzeln aufgenommen wurden, die Translokation in den Sproß aber dadurch eingeschränkt war.

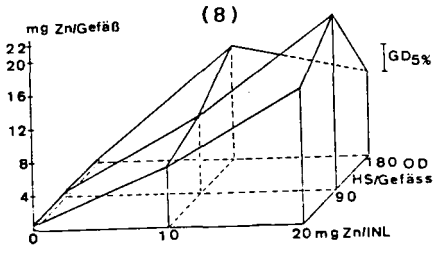
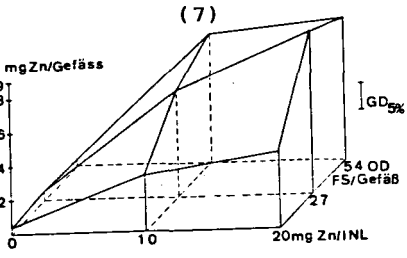
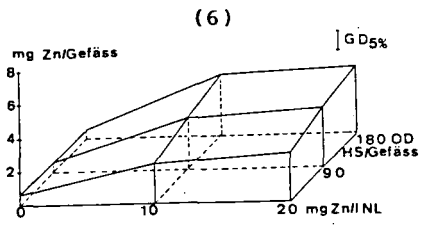
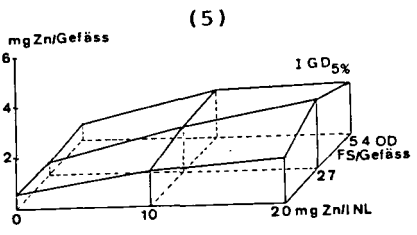
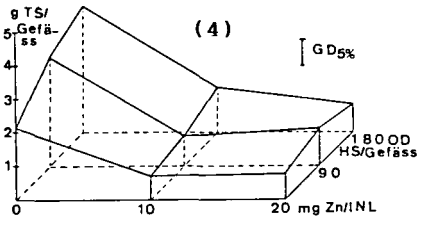
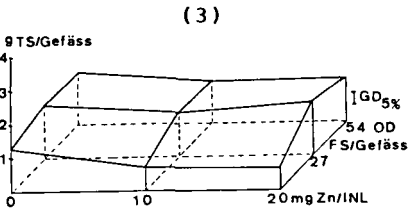
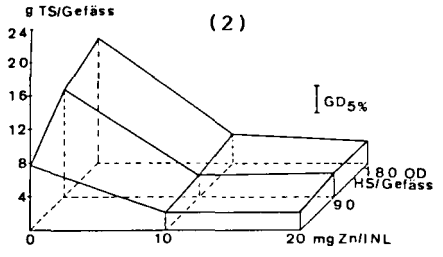
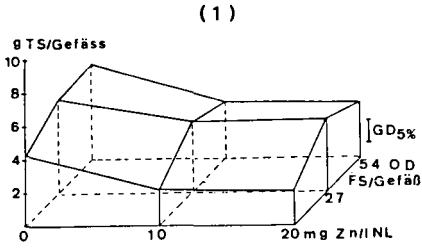
So könnte die verminderte Zn-Toxizität in der Wurzel vornehmlich durch eine - verglichen mit der FS-freien Behandlung - geringere Zn-Aktivität, bei fast gleichbleibenden Zn-Gehalten der Wurzel erklärt werden. Das bessere Sproßwachstum könnte durch die geringeren Zn-Konzentrationen in den oberirdischen Organen der FS-Varianten und der toxizitätsvermindernden Wirkung der auch in den Maissprossen wahrscheinlich vorhandenen Zn-FS-Komplexe (VAUGHAN und MALCOLM 1985) verursacht worden sein. Aufgrund der schwachen Komplexe, die Zink mit Huminsäuren - von denen nicht bekannt ist ob sie in ungestörter Form von Pflanzenwurzeln überhaupt aufgenommen werden können (VAUGHAN und MALCOLM 1985) - eingeht (MOHAMAD 1986), blieb die Pflanzenverfügbarkeit von Zink entweder durch Austauschvorgänge in der Nährlösung, oder durch Austausch an der Wurzeloberfläche verglichen mit den huminsäurefreien Varianten praktisch gleich. Die Zinktoxizität konnte wahrscheinlich daher durch die Huminsäurebehandlungen nicht vermindert werden.

#### 4. Literatur:

- DANNEBERG, O.H. und K.SCHAFFER: Eine einfache kolorimetrische Analyse des Huminstoffsystems. *Bodenkultur* 25, 360-368, 1974.
- FOROUGH, M., G.HOFFMANN, K.TEICHER und F. VENTER: Die Wirkung steigender Gaben von Blei, Cadmium, Chrom, Nickel oder Zink auf Kopfsalat nach Kultur in Nährlösung. *Landwirtsch. Forsch., Sonderheft* 31, 206-215, 1974.
- GERZABEK, M. und A. EDELBAUER: Aluminium-Toxizität bei Mais (*Zea mays* L.). Einfluß des Aluminiums auf Substanzbildung und Nährstoffgehalt. *Bodenkultur* 37, 309-319, 1986.
- MOHAMAD, S.A.: Huminstoffe aus Müll- und Klärschlammkomposten. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien, 1984.
- MOHAMAD, S.A.: Metallbindungen an Huminstoffe aus Müll- und Klärschlammkomposten. Dissertation an der Universität für Bodenkultur, Wien, 1986.
- RAHIMI, A. und W.BUSSLER: Der Einfluß unterschiedlicher Zn-Gaben auf die Entwicklung bei Mais. *Landwirtsch. Forsch., Sonderheft* 31, 138-150, 1974.
- SCHNITZER, M. und S.V.KHAN: Soil organic matter. *Developments in Soil Science* 8. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, Oxford, New York, 1978.
- STEINECK, O.: Nährlösungen der Pflanzenkultur. *Bodenkultur* 5, 313-324, 1951.
- VAN DER WERFF, M.M. und T.OUT: The effect of humic acid as Zn complexing agent on water cultures of *Holcus latanus*. *Biochem. Physiol. Pflanzen*. 176, 274-282, 1981.
- VAUGHAN, D. und R.E.MALCOLM: Soil organic Matter and Biological Activity. Martinus Nijhoff, Dr. W. Junk Publishers Dordrecht, Boston, Lancaster, 1985.

Tabelle 1: Verhältnis der Zn-Konzentrationen von Sproß zu Wurzel

ppmZn	OD FS/Gefäß			OD HS/Gefäß		
	0	27	54	0	90	180
0	0,49	0,30	0,35	0,41	0,30	0,25
10	0,14	0,08	0,09	0,11	0,12	0,11
20	0,12	0,11	0,10	0,06	0,07	0,14



Einfluß steigender Fulvosäure- und Zinkmengen auf die Sproß- und Wurzelproduktion von Mais (1 und 3) und den Zinkentzug der Sprosse (5) und Wurzeln (7).

Einfluß steigender Huminsäure- und Zinkmengen auf die Sproß- und Wurzelproduktion von Mais (2 und 4) und den Zinkentzug der Sprosse (6) und Wurzeln (8).

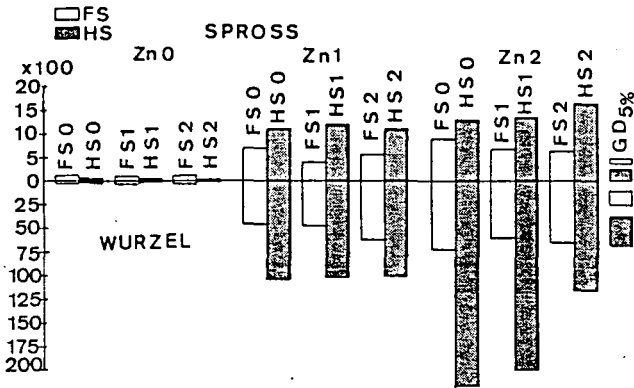


Abb. 9: Einfluß steigender Fulvosäure- bzw. Huminsäure- und Zinkmengen auf die Zn-Gehalte von Sproß und Wurzel (Mais).

**Influence of fulvic- and humic acids on the Zn-uptake by corn (*Zea mays* L.) from nutrient solution**

**Summary**

The present work deals with the corn response to Zn-toxicity (0, 10, 20 mgZn/l) as related to fulvic (0, 27, 54 OD/pot)- and humic-acid (0, 90, 180 OD/pot) application. 10 mgZn/l in changing solution culture caused a pronounced decrease of the shoot growth to about 50% of the control. Both the fulvic and the humic acid improved the corn tissue production markedly in Zn-free nutrient solution. Differences arose between fulvic- and humic acid-interactions with Zn-toxicity. The fulvic acid treatment ameliorated the detrimental impact of Zn in the tops, whereas the negative effect of Zn on the root growth was completely eliminated. The humic acid was not effective in reducing Zn-toxicity. Due to the fulvic acid treatment the higher dry matter production caused an increased Zn-uptake by the tops and roots. Nevertheless compared to the roots the diminishing Zn-concentrations of the shoots implicate a mitigating effect of fulvic acids on the Zn-translocation to the corn tops. This is probably a result of the uptake of Zn-fulvic acid-complexes, which may inhibit the Zn-transport to the shoots. The humic acids had no influence on Zn-translocation.

Einfluß steigender Torfmengen auf die Zn-Aufnahme durch  
Zea mays L. in einem Sandkulturversuch

von

\*

GERZABEK, M.H. und W.PATZELT

1. Einleitung

Die organische Substanz ist für die Bindung von Schwermetallen und deren Mobilität im Boden von größter Bedeutung. Nach ASCHÉ und BEESE (1986) verhindert sogar in sehr sauren Waldböden der obere humusreiche Horizont die Schwermetallverlagerung. In Gebieten starker Immission ist in Folge extremer Schwermetallanreicherung im Auflagehumus von Waldstandorten mit direkter Wachstumshemmung bei Fichten zu rechnen (GLATZEL 1985). Werden Schwermetalle in Form von leichtlöslichen Salzen in den Boden eingebracht, werden sie zunächst von den Huminstoffen gebunden. Insbesondere bei Zink zeigt sich eine gute Übereinstimmung zwischen der huminstoffgebundenen Zn-Fraktion und der Zn-Aufnahme durch die Pflanze (PATZELT u. GERZABEK 1987).

Obwohl zahlreiche Hinweise auf die Funktion der organischen Substanz als Regulans der Schwermetallmobilität bestehen (vergl. auch BRÜMMER, GERTH und HERMS 1986), sind nur wenige Exaktversuche, die die Beziehung zwischen Humus und Schwermetallaufnahme beschreiben, bekannt. Während ALBASEL und COTTENIE (1985), und PALATZKY und BERGMANN (1979) den Einfluß von Torf auf die Zinkaufnahme aus schwermetallbelasteten Böden untersuchten, wurde in der vorliegenden Arbeit ein Sandkulturversuch als Methode gewählt.

Ziel des Stehnährlösungsversuches war die Untersuchung des Einflusses steigender Torfmengen auf die Zinkaufnahme durch Mais.

2. Material und Methode

2.1. Versuchsdurchführung

Als Kulturgefäße dienten Plastiktöpfe (Ø 16cm), die in 3,3 l Eimer eingehängt wurden. Als Substrat wurde ein Sand/Torfgemisch (1500g) verwendet. Die Stehnährlösung nach HOAGLAND Nr.3 (1939, zitiert nach BERGAUER 1976) hatte folgende Zusammensetzung:

N	15 mmol/l	Ca	5 mmol/l
P	1 mmol/l	Mg	1 mmol/l
K	6 mmol/l	S	1 mmol/l

Die Spurenelementversorgung erfolgte mit den Lösungen A bis E (1ml/l) nach STEINECK (1972). Pro Gefäß wurden 2 l Nährlösung mit einer Konzentration von 1,58‰ verwendet.

Folgende Behandlungsstufen wurden in vierfacher Wiederholung vollfaktoriell angelegt:

% Torf	0; 0,5; 1,5; 3,0; 7,0
mgZn/l	0; 50; 100; 150

\* Institut für Landwirtschaft, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf Ges.m.b.H., A-2444 Seibersdorf

Die Versuchspflanzen (*Zea mays* L., Sorte LG 3) wurden nach einer Vorkeimung von 5 Tagen in die Gefäße eingesetzt. Während der Versuchsdauer von 28 Tagen wurde die verbrauchte Nährlösung ständig mit entsalztem Wasser ergänzt, und der pH-Wert mit 0,1n H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> innerhalb der Torfstufen konstant gehalten (Tabelle 3).

## 2.2. Analytik

### 2.2.1. Pflanzenanalysen

Nach der Ernte von Sproß und Wurzel wurde die Frisch- und Trockensubstanz (75°C) bestimmt. Die Proben wurden vermahlen und einer Naßveraschung (65% HNO<sub>3</sub> : 70% HClO<sub>4</sub> = 5:1) zugeführt. Die K-, P-, Ca-, Mg- und Zn-Gehalte wurden mittels Plasmaemissionsspektrometer gemessen.

### 2.2.2. Nährlösung

Zu Beginn und am Ende des Nährlösungsversuches wurden Nährlösungsproben entnommen und die K-, P-, Ca-, Mg-, und Zn-Konzentrationen ermittelt.

### 2.2.3. Torf

Der pH-Wert wurde in H<sub>2</sub>O und in CaCl<sub>2</sub> gemessen, C<sub>t</sub>- und N<sub>t</sub>-Gehalte mit dem Elementaranalysator, und die austauschbaren Kationen nach der BT-Methode (BLUM und Ma. 1986) bestimmt.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1. Trockensubstanzproduktion

Die Sproßgewichte nahmen mit steigenden Zn-Gaben deutlich ab (Abbildung 1). So bewirkten 150mgZn/l in der Nährlösung eine Reduktion der Substanzproduktion auf 7,8% der Kontrolle (0% Torf). Während die Torfsteigerung (Tabelle 1 und 2) bei 0mgZn/l nur eine geringe Zunahme des Sproßwachstums bewirkte (maximal auf 106%), war bei der Zn-Behandlung ein deutlicher Anstieg der Sproßproduktion zu beobachten. Bereits 0,5% Torf bewirkten eine nennenswerte Verringerung der Zn-Toxizität. So steigerten 0,5% Torf die Substanzbildung bei 50mgZn/l auf 148% der torffreien Stufe. Die höchste Wirkung zeigte die 3,0% Torf-Gabe, wobei das Sproßwachstum auf 465% (50mgZn/l) bis 870% (100mgZn/l) der reinen Sandvariante angehoben wurde. Die 1,5% Torf-Stufe wies mit Substanzsteigerungen von 398% (50mgZn/l) bis 756% (100mgZn/l) gegenüber der jeweiligen Kontrolle einen kaum geringeren positiven Effekt auf. Die 7,0% Torf-Behandlung konnte - verglichen mit der 3,0% Torf-Stufe - keine weitere Verbesserung des Sproßwachstums hervorrufen. Zu einem sehr ähnlichen Ergebnis kommen STRICKLAND, CHANEY und LAMOREAUX (1979) bei einem Cd-Torf-Steigerungsversuch.

Das Wurzelwachstum wurde von der Zn-Behandlung nennenswert verringert, die Torfsteigerung zeigte einen leichten positiven Einfluß (Abbildung 2).



### 3.2. Zinkaufnahme

Die Zn-Steigerung bewirkte bei allen Torf-Varianten signifikante Anstiege der Zn-Entzüge (Sproß), lediglich bei der ersten Stufe (0% Torf) konnten keine statistisch gesicherten Differenzen ermittelt werden (Abbildung 3). Bei der Zn-Variante mit 150mgZn/l beobachtete man z.B. bis zu 25,4 fache Zn-Entzüge, verglichen mit 0mgZn/l in der Nährlösung. Die Torfsteigerung beeinflusste die Zn-Entzüge der Maissprosse bis zur 1,5% Variante (438% der Kontrolle) deutlich positiv, die Torfstufen 3,0 und 7,0% konnten keine weitere Erhöhung hervorrufen. Die erhöhten Zn-Entzüge wurden auf das stark zunehmende Sproßwachstum bei steigendem Torfanteil im Substrat zurückgeführt (Abbildung 1). Die Zn-Konzentrationen im Maissproß wurden nämlich von der Torfsteigerung kaum beeinflusst (Abbildung 5), lediglich bei 150mgZn/l in der Nährlösung wurden die Zn-Gehalte durch Torf gegenüber der Kontrolle signifikant (auf 65%) abgesenkt. Wesentlich stärker wurden die Zn-Gehalte der Wurzel durch die Torfsteigerung erniedrigt (Abbildung 6), da die Zn-Konzentration in der Nährlösung (Tabelle 4) bei steigenden Torf-Quarzsand-Verhältnissen trotz sinkender pH-Werte (Tabelle 3) maximal auf 46% abnahm. Die bis zur 7,0% Torfstufe auf rund 200% der Kontrolle ansteigende Wurzelproduktion (Abbildung 2) ließ die Wirkung von Torf auf die Zn-Entzüge der Wurzel (Abbildung 4), verglichen mit dem Einfluß auf die Zn-Gehalte, gering erscheinen.

Versuche mit Wechsellösungen lassen schon ab Zn-Konzentrationen von 10mg/l deutliche Chlorosen an jüngeren Maisblättern erkennen (FOROUGH I und Ma. 1974, RAHIMI und BUSSLER 1974). Im vorliegenden Versuch waren aufgrund der Torfbehandlungen auch bei 150mgZn/l in der Nährlösung keine Blattvergilbungen zu beobachten. Starke Chlorosen zeigten nur die torffreien Stufen mit 150mgZn/l in der Nährlösung. Während in diesem Fall die Zn-Toxizität durch den sehr hohen Zn-Sproßgehalt dokumentiert wurde (Abbildung 5), waren die leichten Chlorosen und starken Wachstumsreduktionen in den 50- und 100 mgZn/l-Stufen der torffreien Varianten kaum auf höhere Zn-Gehalte im Sproß im Vergleich zu den auf torfhaltigem Substrat gezogenen Maispflanzen zu erklären.

Die regulative Wirkung des Torfes könnte in seiner Eigenschaft als Austausch (Tabelle 2) und Träger Zn-komplexierender Huminstoffe (MOHAMAD 1986) begründet sein. Das in den Torf-Varianten verminderte Zn-Angebot (Tabelle 4) führte zu geringerer Wurzelschädigung (Abbildung 2) und niedrigeren Gehalten in der Wurzel. Die verminderte Zn-Toxizität in den Sprossen der 50- und 100 mgZn/l-Stufen der Torfbehandlungen könnte auf die Reduktion der Zn-Aktivität im Gewebe durch die Aufnahme leicht löslicher Fulvosäure-Zn-Komplexe (GERZABEK und ULLAH 1988) zurückgehen, da sich die Zn-Konzentrationen in den oberirdischen Organen kaum von denen der torffreien Stufe unterschieden.

### 4. Literatur

- ALBASEL, N. und A. COTTENIE: Heavy metals uptake from contaminated soils as affected by peat, lime and chelates. Soil Sci. Soc. Am. J. 49, 386-390, 1985.
- ASCHE, N. und F. BEESE: Untersuchungen zur Schwermetalladsorption in einem sauren Waldboden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde 149, 127-180. 1986.

- BERGAUER, C.: Untersuchungen mit Steh- und Wechsellösungskulturen über die Wirkung des Nährstoffverhältnisses verschiedener Nährlösungen auf das Wachstum der Tomate (*Solanum Lycopersicum* L.). Diplomarbeit an der Univ. für Bodenkultur Wien, 1976.
- BERGMANN, W.: Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1983.
- BRÜMMER, G.W., J.GERTH, und U.HERMS: Heavy metal species, mobility and availability in soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde. 149, 382-398, 1986.
- BLUM, W.E.H., O.H.DANNEBERG, G.GLATZEL, H.GRALL, W.KILIAN, F.MUTSCH und D.STÖHR: Waldbodenuntersuchung; Geländeaufnahme, Probenahme, Analysen. Wien, Österreichische Bodenkundliche Gesellschaft, Heft 31, 1986.
- FOROUGH, M., G.HOFFMANN, K.TEICHER und F.VENTER: Die Wirkung steigender Gaben von Blei, Cadmium, Chrom, Nickel oder Zink auf Kopfsalat nach Kultur in Nährlösung. Landwirtsch. Forsch., Sonderheft 31, Kongreßband 1974.
- GERZABEK, M.H. und S.M.ULLAH: Einfluß von Fulvo- und Huminsäuren auf die Zn-Aufnahme durch Mais (*Zea mays* L.) im Nährlösungsversuch. In Vorbereitung, 1988.
- GLATZEL, G.: Schwermetallbelastung von Wäldern in der Umgebung eines Hüttenwerkes in Brixlegg/Tirol. II. Wachstum und Mineralstoffernährung von Fichtenpflanzen (*Picea abies*) auf schwermetallbelastetem Waldbodenhumus. Centralblatt für das gesamte Forstwesen. 102, 41-51, 1985
- MOHAMAD, S.A.: Metallbindung an Huminstoffe aus Müll- und Müllklärschlammkompost. Diss. an der Univ. für Bodenkultur Wien. 1986.
- PALATZKY, A. und W.BERGMANN: Ein Beitrag zur Reduzierung von Zinküberschußschäden auf einem Zink kontaminierten Boden. Archiv Phytopatholog. und Pflanzensch. 15, 131-141, 1979.
- PATZELT, W. und M.H.GERZABEK: Zink- und Cadmium-Aufnahme durch *Lolium perenne* L. im Gefäßversuch. OEFZS - 4414, 1987.
- RAHIMI, A. und W.BUSSLER: Der Einfluß unterschiedlicher Zn-Gaben auf die Entwicklung von Mais. Landwirtsch. Forsch., Sonderheft 31, Kongreßband 1974.
- STEINECK, O.: Die Erstellung definierter Ernährungsbedingungen in der Nährlösung. Bericht über die Arbeitstagung 1972 der Arbeitsgemeinschaft der Saatzuchtleiter in Gumpenstein, 1972.
- STRICKLAND, R.C., W.R.CHANEY und R.J.LAMOREAUX: Organic matter influences phytotoxicity of cadmium to soybeans. Plant and Soil 52, 393-402, 1979.

Tabelle 1: Analysendaten des Torfes (Weißmoostorf)

% Asche (600°C)	1,41
% Gesamt-C	45,51
% Gesamt-N	0,71
mg Ca BT/100g	72,97
mg Mg BT/100g	53,59
mg K BT/100g	14,28
mg Na BT/100g	13,87
pH (H <sub>2</sub> O)	3,33
pH (0,01m CaCl <sub>2</sub> )	2,59

Tabelle 2: Analysendaten der Sand-Torf Mischung

Torf%	pH (CaCl <sub>2</sub> )	pH (H <sub>2</sub> O)	KAK (mVal)
0	5,9	6,4	0,01
0,5	3,6	4,3	1,09
1,5	3,2	3,9	3,17
3,0	2,9	3,8	5,81
7,0	2,7	3,5	14,67

Tabelle 3: pH-Werte der Nährlösung in Abhängigkeit der Zink- und Torfsteigerung

Torf%	0	50	100	150mgZn/l
0	6,27	6,05	5,98	5,88
0,5	5,03	4,85	4,70	4,15
1,5	3,70	4,05	3,55	3,45
3,0	3,45	3,40	3,26	3,20
7,0	3,24	3,18	3,02	3,08

Tabelle 4: Zink-Konzentrationen (mgZn/l) in der Nährlösung zu Versuchsbeginn

Torf%	0	50	100	150mgZn/l
0	0,0	30,6	80,6	127,5
0,5	0,4	41,9	91,5	139,1
1,5	0,5	38,5	85,5	136,4
3,0	0,5	32,2	67,8	104,5
7,0	0,4	28,1	60,1	88,7

The effect of increasing Zn- and peat-levels on the Zn-uptake by corn (*Zea mays* L.) grown in nutrient solution

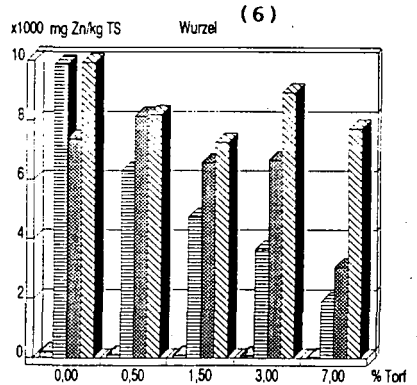
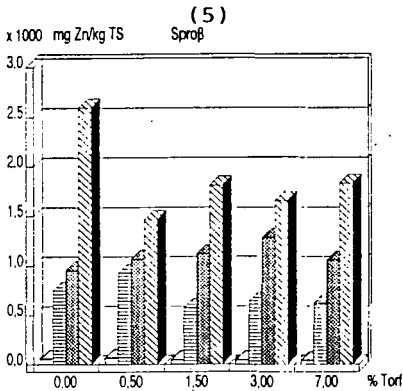
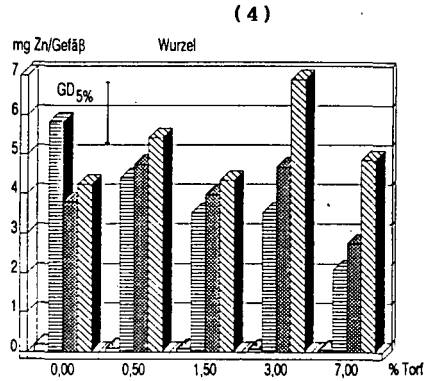
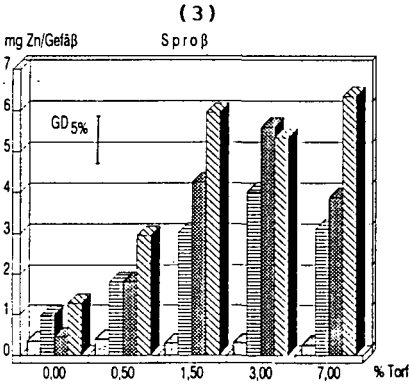
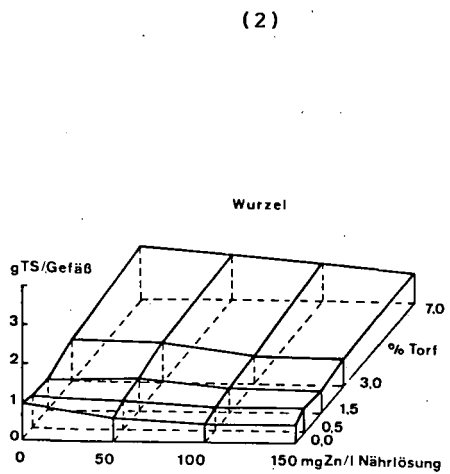
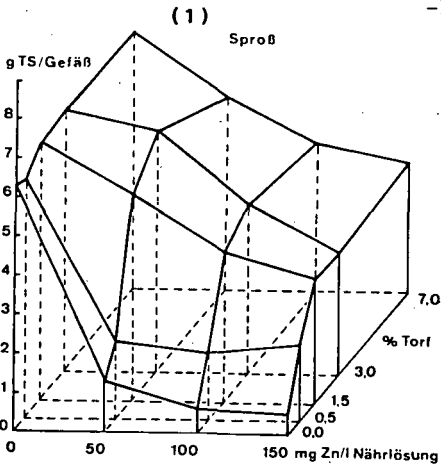
#### Summary

The objective of this study was to evaluate the influence of the organic matter on the phytotoxicity of Zn to corn grown in a sand-peat-mixture.

Dry weight of the shoots was markedly reduced by even the lowest concentration of Zn in the nutrient solution (50mgZn/l). The root dry matter was less influenced. The drastic Zn-toxicity symptoms of corn were significantly lacking in seedlings grown with 0,5% or greater amounts of organic matter. However, 3,0 and 7,0 % peat were most effective in reducing the growth impact of applied Zn. The increase of shoot dry matter exceeded 450% (50mgZn/l) of the peat free control.

The Zn concentration in the shoot tissue was hardly influenced by the peat-treatments. Nevertheless increasing organic matter levels caused a pronounced accumulation of Zn in the shoots, because of the significantly positive impact on the corn shoot growth.

The organic matter eliminated chlorosis symptoms in spite of high Zn-concentrations in the nutrient solution (up to 150mgZn/l). Mitigation of plant-availability of applied Zn and the effect on plant-growth possibly were due to the binding of Zn to the exchange sites of the peat and the Zn-complexation by humic substances.



Abbildungen 1 bis 6: Einfluß einer kombinierten Zink- und Torfsteigerung auf das Sproß- und Wurzelwachstum von Mais (1 und 2), die Zn-Entzüge durch Sproß (3) und Wurzel (4) und die Zn-Konzentrationen in Sproß (5) und Wurzel (6).

Wechselwirkungen zwischen Huminstoffen und  
Peroxidase

von

Grieser, K. u. Ziechmann, W.<sup>+)</sup>

Einleitung

Die bei fast allen Organismen auftretenden Peroxidasen stellen eine recht heterogene Enzymklasse dar. Gemeinsam ist ihnen jedoch, daß sie mit Hilfe von Wasserstoffperoxid eine große Zahl meist aromatischer Verbindungen oxidieren. Als Exoenzyme vieler Bakterien und Pilze dienen sie so dem Abbau von Lignin (Koenigs, 1972). In Pflanzen greifen sie über die Oxidation von Indolesigsäure in den Wuchsstoffhaushalt ein.

Bei einem Kontakt mit Huminstoffen werden Peroxidasen nicht-kompetitiv gehemmt (Vaughan u. Malcolm, 1979; Pflug, 1980). Da Peroxidase ein Häminsystern enthält, nehmen Vaughan und Malcolm (1979) an, daß die Ursache für die Hemmung eine Komplexierung des Eisens durch die Huminstoffe ist. Serban und Nissenbaum (1986) vermuten dagegen eine Bindung des Huminstoffs an das Enzym.

Material und Methoden

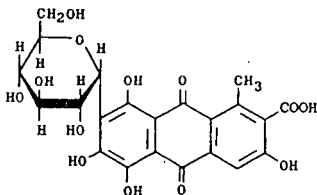
Da für die Leitfähigkeitsmessungen nur wasserlösliche Huminstoffe verwendet werden konnten, wurden nur synthetische und natürliche Huminsäurevorstufen untersucht. Zur Gewinnung des synthetischen Huminstoffs ( $\text{HsV}_{\text{Hy}}$ ) wurden 0,05 Mol Hydrochinon in 500 ml 0.1 n Natronlauge gelöst und unter Luftzutritt 20 Tage gerührt. Bei pH 1,5 wurden anschließend die Huminsäuren gefällt und abzentrifugiert. Der Überstand wurde auf 100 ml einrotiert, dann dialysiert und bei 40°C im Trockenschrank getrocknet. Der natürliche Huminstoff ( $\text{HsV}_{\text{M}}$ ) wurde durch Heißwasserextraktion nach vorhergehender, erschöpfender Extraktion mit verschiedenen organischen Lösungsmitteln gewonnen (Ether, n-Hexan, Methanol, Dichlormethan).

---

<sup>+)</sup>  Abt. Chemie und Biochemie im System Boden - Lehrgebiet Chemie - Institut für Bodenwissenschaften der Georg-August-Universität, von-Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

Bei der Peroxidase handelt es sich um die Peroxidase aus Meerrettich von Sigma (RZ 3).

Neben den Huminstoffen wurde als Modellhuminstoff Karminsäure eingesetzt.



Karminsäure

Eine erste Orientierung über die Wechselwirkungen zwischen Huminstoffen und Peroxidase sollten Untersuchungen der Leitfähigkeit geben. Zu einer konstanten Menge an Huminstoff (0.5 mg/ml) wurde in steigender Konzentration Peroxidase gegeben und die aus

den Einzelleitfähigkeiten der Komponenten errechenbare Gesamtleitfähigkeit mit der gefundenen verglichen. Gemessen wurde bei einer Temperatur von 25°C.

Die durch die Reaktion von Peroxidase mit den Huminstoffen bedingten geringen Extinktionsänderungen im UV/VIS-Bereich wurden in Differenzspektren deutlich. In Tandemküvetten wurde eine Kammer mit 1 ml Huminstofflösung (0.1 mg/ml) und die andere mit dem gleichen Volumen an Peroxidaselösung (0.5 mg/ml) beschickt. Nach Abgleich der beiden Küvetten gegeneinander wurden die im Meßstrahlengang befindlichen Komponenten vereinigt und das Differenzspektrum gemischt gegen ungemischt aufgenommen.

Die Tendenz zur Bildung von Elektronen-Donator-Akzeptor-Komplexen (EDA-Komplexe) durch Huminstoffe wurde über die Oxidation mit Jodat nachgewiesen (Behmel u. Ziechmann, 1987). 3 mg Huminstoff wurden in 0,01 n NaOH gelöst und dann mit 0.1 m Phosphatpuffer pH 7 auf 10 ml aufgefüllt. Von dieser Lösung wurden 2,5 ml mit 0.125 ml 1 %iger Kaliumjodatlösung versetzt und bei 520 nm der Anstieg der Extinktion verfolgt. Weiterhin wurde die Abhängigkeit der Aktivität der Peroxidase von der Huminstoffkonzentration untersucht. Folgende Konzentrationen lagen im Reaktionsansatz vor:

Peroxidase 18.2 pMol/ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 0.116 Mol/ml Guajacol 0,316 Mol

Die Konzentration der Huminstoffe wurde zwischen 5 und 320 ng/ml variiert. Es wurde in 0.1 m Phosphatpuffer pH 7 bei 25°C gearbeitet. Die Reaktion wurde mit Guajacol gestartet und bei 436 nm die Veränderung der Extinktion gemessen.

Die Ergebnisse der Leitfähigkeitsmessungen zeigen deutlich, daß eine Reaktion zwischen Peroxidase und Huminstoff stattgefunden hat (Abb. 1). Das Ergebnis ist insofern auffällig, weil nicht nur eine Erniedrigung der gefundenen im Vergleich zur errechneten Gesamtleitfähigkeit auftritt, sondern weil diese bis zu einer Konzentration der Peroxidase von 0,75 mg/ml im Bereich der Leitfähigkeit des Huminstoffs bleibt. Erst dann steigt sie parallel zu der der Peroxidase an. Die Annahme, daß die Hemmung der Peroxidase auf einer Komplexierung des Eisens beruht, erscheint vor diesem Ergebnis unwahrscheinlich. In einem solchen Fall müßte die Erniedrigung der Gesamtleitfähigkeit, die durch eine Blockierung dissoziierbarer Gruppen durch Eisenionen bedingt wäre, genauso groß sein wie die durch Zugabe von Peroxidase bedingte Zunahme der Gesamtleitfähigkeit. Zumindest zusätzlich zu einer Komplexierung des Eisens treten hier also weitere Wechselbeziehungen. Dies wird auch durch die spektroskopischen Untersuchungen bestätigt. Die prinzipielle Möglichkeit einer Komplexierung des Zentralions durch huminstoffähnliche Verbindungen zeigen die mit Karminsäure aufgenommenen Differenzspektren. Sowohl verschiedene Porphyrinsysteme (Peroxidase, Hämoglobin, Chlorophyllin) als auch einfache Salze ( $FeCl_3$ ,  $MgCl_2$ ) führen als Reaktionspartner zu fast identischen Minima und Maxima der Absorptionsdifferenzen (Abb. 2 u. 3). Lediglich im Bereich von 400 nm tritt

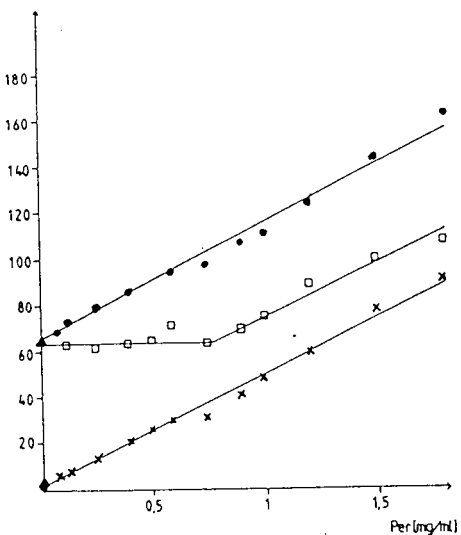


Abb. 1: Änderung der Leitfähigkeit durch Zugabe unterschiedlicher Konzentrationen an Peroxidase (Huminstoffkonzentration 0,5 mg/ml)

- Leitfähigkeitswert des Huminstoffs
- Leitfähigkeitswert des Wassers
- Leitfähigkeit der Peroxidase
- gemessene Gesamtleitfähigkeit
- errechnete Gesamtleitfähigkeit

Die Annahme, daß die Hemmung der Peroxidase auf einer Komplexierung des Eisens beruht, erscheint vor diesem Ergebnis unwahrscheinlich. In einem solchen Fall müßte die Erniedrigung der Gesamtleitfähigkeit, die durch eine Blockierung dissoziierbarer Gruppen durch Eisenionen bedingt wäre, genauso groß sein wie die durch Zugabe von Peroxidase bedingte Zunahme der Gesamtleitfähigkeit. Zumindest zusätzlich zu einer Komplexierung des Eisens treten hier also weitere Wechselbeziehungen. Dies wird auch durch die spektroskopischen Untersuchungen bestätigt. Die prinzipielle Möglichkeit einer Komplexierung des Zentralions durch huminstoffähnliche Verbindungen zeigen die mit Karminsäure aufgenommenen Differenzspektren. Sowohl verschiedene Porphyrinsysteme (Peroxidase, Hämoglobin, Chlorophyllin) als auch einfache Salze ( $FeCl_3$ ,  $MgCl_2$ ) führen als Reaktionspartner zu fast identischen Minima und Maxima der Absorptionsdifferenzen (Abb. 2 u. 3). Lediglich im Bereich von 400 nm tritt

in den Differenzspektren mit Porphyrinsystemen ein zusätzliches Minimum auf, welches auf die Entfernung des Zentralions aus dem Porphyrinsystem zurückgeht.

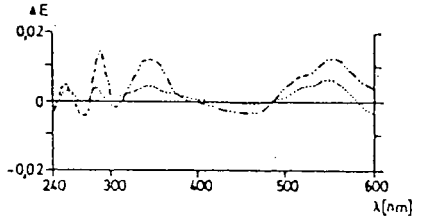
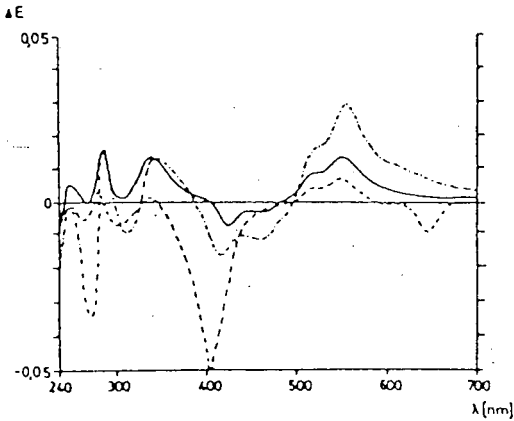


Abb. 2: Differenzspektren  
Karminsäure/

— Peroxidase  
--- Chlorophyllin  
-.- Hämoglobin

Abb. 3:

-.- Eisen (III)-chlorid  
... Magnesiumchlorid

Die mit Huminstoffen aufgenommenen Differenzspektren zeigen keine solchen Übereinstimmungen. Im Fall des  $HsV_M$  ist zwar im Bereich von 300 nm eine gewisse Ähnlichkeit gegeben, doch kann bei der Vielzahl der hier absorbierenden Gruppen keine schlüssige Interpretation vorgenommen werden (Abb. 4).

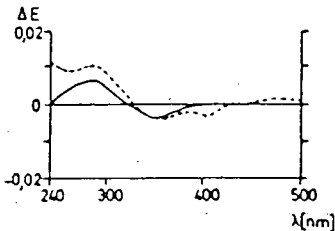


Abb. 4: Differenzspektren  $HsV_M$ /

— Eisen (III)-chlorid  
--- Peroxidase

Die Unterschiede in der Intensität und im kurzwelligen Bereich sprechen eher für eine Beeinflussung auch aromatischer Strukturen und nicht für eine Komplexierung des Eisens. Noch deutlicher sind die Unterschiede bei den mit  $HsV_{Hy}$  aufgenommenen Differenz-



spektren (Abb. 5).

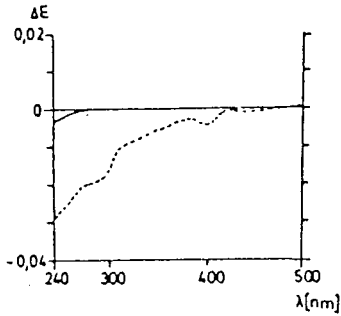


Abb. 5: Differenzspektren  $\text{HsV}_{\text{Hy}}$   
 — Eisen (III)-chlorid  
 --- Peroxidase

Auch sind die Extinktionsänderungen hier anders gerichtet als im Differenzspektrum des natürlichen Huminstoffs; ein Indiz für andersartige Bindungsverhältnisse in den verschiedenen Huminstoff-Peroxidase-Komplexen. Ein Umstand, der bei dem unterschiedlichen Polymerisationsgrad der beiden Huminstoffe nicht verwundern muß. So fanden auch Serban und Nissenbaum (1986), daß Peroxidase sehr viel stärker an größere Huminstoff-Fraktionen bindet als an kleinere.

Hinweise auf die Art der hier vorliegenden Bindungen geben die Untersuchungen zur Bildung von EDA-Komplexen und zur Aktivitätsbeeinflussung. Auffallend ist, daß der stärker polymerisierte und mehr chinoide Gruppen enthaltende  $\text{HsV}_{\text{Hy}}$  nicht nur eine stärkere Hemmung der Aktivität der Peroxidase zeigt, sondern auch mehr EDA-Komplexe bildet als der  $\text{HsV}_{\text{M}}$  (Abb. 6 u. 7). Es ist also denkbar, daß die chinoiden Gruppen der Huminstoffe als Elektronenakzeptoren über die Reaktion mit den als Elektronendonatoren wirkenden aromatischen Resten von Aminosäuren zu einer Komplexbildung zwischen Huminstoff und Peroxidase führen. Das ebenfalls als Elektronendonator wirkende Porphyrinsystem scheidet hier auf Grund der nichtkompetitiven Hemmung durch Huminstoffe als Reaktant aus. Direkt nachweisen ließen sich die EDA-Komplexe nicht, doch beruht dies möglicherweise auf der experimentell bedingten geringen Konzentration der Reaktanten, denn in anderen Untersuchungen zum EDA-Komplexbildungsverhalten von Huminstoffen wurde mit sehr viel höheren Konzentrationen gearbeitet (Wakil, 1972; Müller-Wegener, 1984).

Um endgültige Aussagen über die Bindungsverhältnisse in Huminstoff-Peroxidase-Komplexen zu machen, bedarf es allerdings noch weitergehender Untersuchungen, denn in verschiedenen Untersuchungen

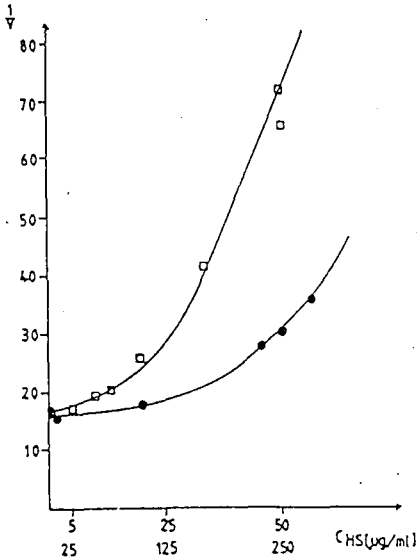


Abb. 6: Einfach reziproke Auftragung der Reaktionsgeschwindigkeit gegen die Huminstoffkonzentration

□ -Hsv<sub>Hy</sub>  
 ● -Hsv<sub>M</sub>

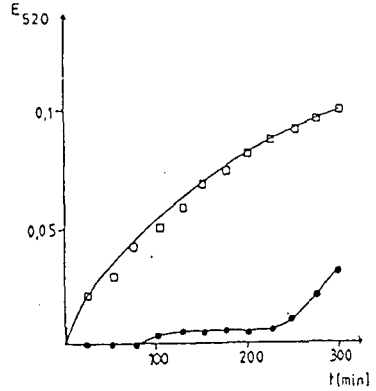


Abb. 7: Bildung von EDA-Komplexen durch Huminstoffe

□ -Hsv<sub>Hy</sub>  
 ● -Hsv<sub>M</sub>

wurden zeitabhängige Veränderungen gefunden. So zeigten sich sowohl in den säulenchromatographischen Untersuchungen von Serban und Nissenbaum (1986) als auch in den eigenen UV/VIS-Spektren noch nach 16 Stunden Veränderungen der Aktivitätsverteilungen bzw. der Intensität der Peaks. Die Analyse der Bindungsverhältnisse weiter erschwerend ist die Tatsache, daß die Substrate der Peroxidase zum Teil mit den Huminstoffen reagieren und damit deren Tendenz zur Bindung der Peroxidase verändern (Pflug, 1980).

Literatur

- BEHMEL, P., ZIECHMANN, W. (1987): Die Bestimmung phenolischer Bodeninhaltsstoffe, ihrer Humifizierbarkeit und Komplexbildigungstendenz mit  $Al^{3+}$ -Ionen und  $HAlCl_4$ . Chem. Erde 47, 243-253
- KOENIGS, J. (1972): Production of Extracellular Hydrogen Peroxide and Peroxidase by Wood-Rotting Funghi. Phytopathology 62, 100-110
- MÜLLER-WEGENER, U. (1984): Wechselwirkungen von Huminstoffen mit Peptiden. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 147, 110-124
- PFLUG, W. (1980): Effect of Humic Acids on the Activity of two Peroxidases. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 143, 432-440
- SERBAN, A., NISSENBAUM, A. (1986): Humic Acid Association with Peroxidase and Catalase. Soil Biol. Biochem. 18, 41-44
- VAUGHAN, D., MALCOLM, R.E. (1979): Effect of Soil Organic Matter on Peroxidase Activity of Wheat Roots. Soil Biol. Biochem. 11, 57-63
- WAKIL, M. (1972): Über die Behandlung natürlicher Huminstoffe als Elektronen-Donator-Akzeptor-Komplexe und die Konsequenzen für bestehende Modellvorstellungen. Diss. Göttingen



LANGJÄHRIGER BEWIRTSCHAFTUNGSEINFLUSS (Düngung und Bodenbearbeitung) AUF DEN HUMUSKÖRPER EINER RENDZINA (Schwäbische Alb)

von  
Grundmann, J.\* und J. C. G. Ottow\*\*

I. Einleitung

"Biologische" sowie "konventionelle" Landwirtschaft lassen sich unter anderem dadurch charakterisieren, daß der konventionelle Landbau produktorientiert, daß heißt in erster Linie das Produkt ernährend, wirtschaftet. Wohingegen der biologische Landbau als systemorientiert wirtschaftend bezeichnet werden kann, worunter zu verstehen ist, daß vor allem das Bodenleben und die Umsetzungsprozesse, infolgedessen die Eigenständigkeit des Systems Boden, gefördert werden, um auf diese Weise die Erträge zu beeinflussen.

Untersuchungen zur Erfassung der unterschiedlichen Auswirkungen der Wirtschaftsweisen auf den Boden sind oft unbefriedigend, da entweder traditionelle Dauerversuche verglichen werden, die sich nur durch mineralische und organische Düngung unterscheiden, jedoch nicht spezielle Praktiken des biologischen Landbaus (Fruchtfolge, Bodenbearbeitung etc.) berücksichtigen. Oder es werden unterschiedlich wirtschaftende Betriebe verglichen, wobei sich Standortsunterschiede nie gänzlich ausschließen lassen.

Dagegen bietet die Versuchstation Enzmad des Instituts für Pflanzenbau der Universität Hohenheim geeignete Voraussetzungen für vergleichende Untersuchungen, da hier auf dem gleichen Standort verschiedene Wirtschaftsweisen konsequent durchgeführt werden. So sollen die Folgen zwölfjähriger unterschiedlicher Bewirtschaftung sowie einjähriger differenzierter Bodenbearbeitung auf den Humuskörper (Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte und Fraktionen) einer Rendzina verglichen werden.

II. Material und Methoden

Das Versuchsgelände der Hohenheimer Versuchstation Enzmad liegt auf der Schwäbischen Alb (690 m ü NN; 6,9° C; 720 mm). Untersucht werden Varianten konventioneller (k), biologisch-dynamischer (b) Wirtschaftsweisen mit je hohem (k<sub>2</sub>, b<sub>2</sub>) und niederem (k<sub>1</sub>, b<sub>1</sub>) Düngungsniveau sowie eine ungedüngte Variante (0).

Die Düngung erfolgte im Frühjahr (Rindermistkompost zu b<sub>2</sub> im Herbst des Vorjahres), wobei das hohe Düngungsniveau der k-Varianten 110 kg N, 120 kg Phosphat und 200 kg Kali entsprach, das niedrige Düngungsniveau jeweils die Hälfte. Die b<sub>1</sub>-Variante wurden mit Rindergülle, die b<sub>2</sub>-Variante mit Gülle und Rindermistkompost, berechnet nach entsprechenden N-Gehalten, gedüngt. Die Feldfrucht des Untersuchungszeitraums 1985 war Hafer, Vorfrucht war ein Futterbaugemenge (44 % Leguminosenanteil) als Nachfrucht folgt Winterweizen bei dreigliedriger Fruchtfolge.

Die Varianten der Bodenbearbeitung unterteilen die Parzellen der differenzierten Wirtschaftsweisen. Es wurde gepflügt (17 cm tief gewendet), gegrubbert (6-7 cm tief) und gefräst (5 cm tief).

Der Boden ist als flach bis mittelgründige, frische und sehr gut bis mäßig durchlüftete braune Mergelrendzina eingestuft (Feinboden: pH 7,4 CaCl<sub>2</sub>; reale KAK 21 meq/100g Boden; Karbonat 11-21 %; Körnung: 4 % S, 33 % U, 63 % T).

\*Inst. f. Bodenwiss., Abt. Chemie und Biochemie im System Boden, Von-Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

\*\*Inst. f. Mikrobiologie und Landeskultur, Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstr. 3, 6300 Giessen

Die Proben wurden aus den oberen 10 cm an jeweils vier Punkten pro Parzelle entnommen, gemischt, luftgetrocknet und auf kleiner 2 mm gesiebt. Die Probenahme erfolgte sechs mal während der Vegetationsperiode der Feldfrucht Hafer im Jahre 1985: 18.4. vereinzelt Keimblatt sichtbar, 3.6. Schossbeginn, 25.6. vor dem Rispschieben, 15.7. nach der Blüte, 5.8. Milchreife und am 26.8 drei Tage nach der Ernte.

Die Analytik erfolgte nach bodenkundlichen Standardmethoden (SCHLICHTING und BLUME 1966), die Bestimmung des wasserlöslichen Kohlenstoffs nach BURFORD und BREMNER (1975). Die Daten wurden einer Zweiwegvarianzanalyse unterzogen ( $\alpha$  0,05). Erwähnt werden muß, daß die Versuchspartzen nicht randomisiert sind (vgl Abb. 1).

### III. Ergebnisse und Diskussion

Die Gesamt-Kohlenstoff- (C-t) und -Stickstoffgehalte (N-t) der konventionell und biologisch bewirtschafteten Varianten weisen deutliche Unterschiede auf (Abb. 1). Die C-t Gehalte der b-Varianten liegen im Mittel um 0,5 % , die N-t Gehalte um 0,05 % über denen der k-Varianten (Abb. 1 unten). Bemerkenswert ist, daß die Gehalte der k-Varianten auf dem Niveau der ungedüngten Versuchspartzen liegen (bei Vorfrucht Futterbau mit 44 % Leguminosenanteil auf nährstoffreichem Boden).

Die Unterschiede treten bei der Bodenbearbeitung mit dem Grubber am deutlichsten zu Tage, bei der Fräse in geringerem Ausmaß (erhöhte Mineralisation durch belüfteten Effekt des Fräsens), beim Pflug sind sie bei dieser Probenahmetiefe (10 cm) am wenigsten ausgeprägt (Verteilungseffekt durch tiefe Bearbeitung, ebenso Belüftungseffekt) (vgl. Abb. 1 oben und mitte).

Die Deutlichkeit der Unterschiede der Wirtschaftsweisen nach zwölfjähriger Durchführung dürfte standortsbedingt sein. Rendzinen wird allgemein ein hoher Humusgehalt zugeordnet, da durch hohe Ton- (Ton-Huminstoff-Komplexbildung) und Kalziumgehalte (Fällung der Huminsäuren) die Persistenz der organischen Substanz gegen mikrobiellen Abbau erhöht ist. Durch diesen Umstand werden die zugeführten organischen Dünger einer weitgehend vollständigen Mineralisation entzogen.

Der Verlauf der C-t Gehalte von April bis August zeigt abnehmende Werte, bedingt durch steigendes Mineralisationspotential des Bodens nach humusmehrender Vorfrucht (Futterbau). Das Zwischenmaximum Ende Juni dürfte auf vermehrtes Wurzelwachstum vor dem Rispschieben zurückzuführen sein.

Die Untersuchten Fraktionen des Kohlenstoffs (leicht mineralisierbarer nach Isermeyer und wasserlöslicher Kohlenstoff) zeigen ebenfalls deutliche, wenn auch geringere Unterschiede zwischen den Varianten auf (Abb. 2 oben und mitte).

Die höheren Gehalte der b-Varianten dieser Fraktionen sind auf die das Bodenleben aktivierende organische Düngung zurückzuführen. Infolgedessen fallen

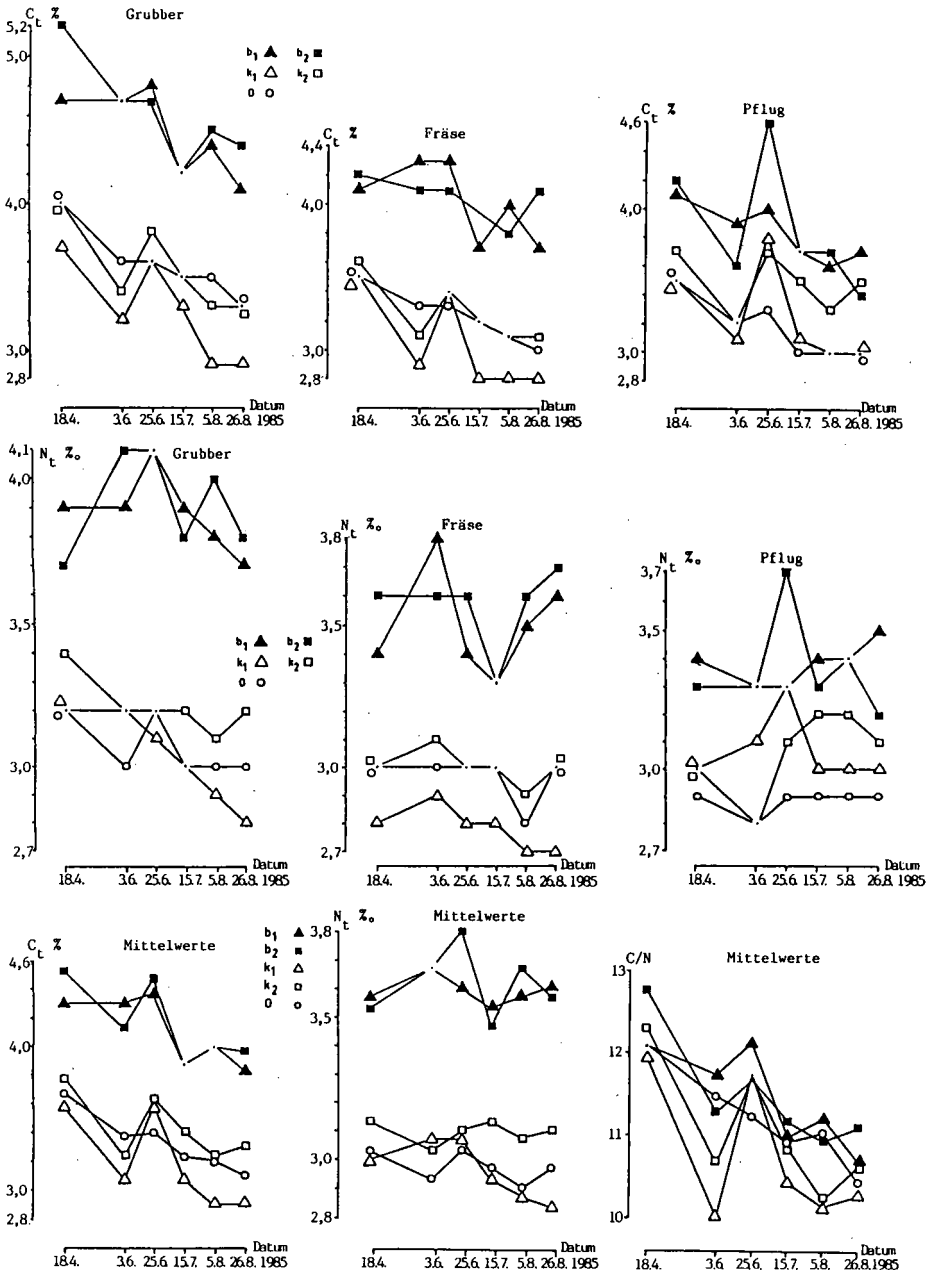


Abb. 1: Gesamt-Kohlenstoff- und -Stickstoffgehalte unterschiedlicher Bewirtschaftung ( $k$ =konventionell,  $b$ =biologisch,  $0$ =ungedüngt;  $1$ =niederes,  $2$ =hohes Düngungsniveau) und Bodenbearbeitung, sowie Mittelwerte der Bodenbearbeitung auf der Versuchsfläche (Rendzina) von April bis August 1985 unter Hafer

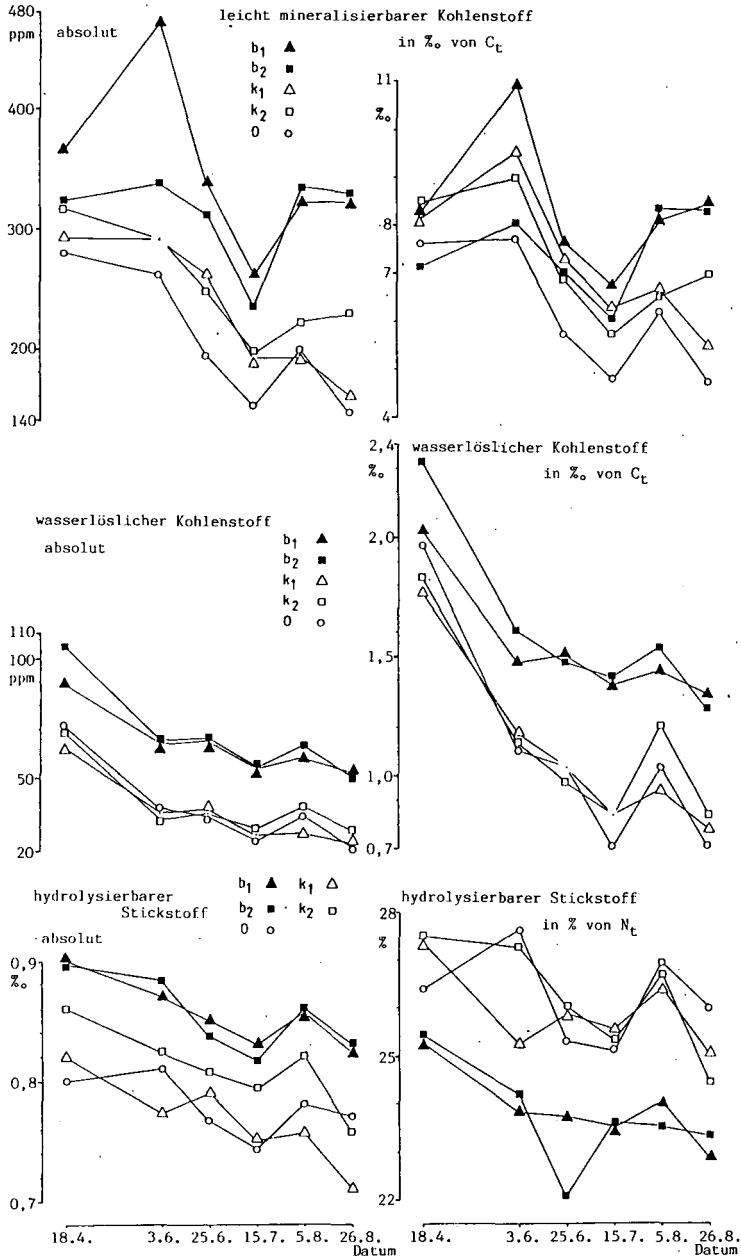


Abb. 2: Gehalte an leicht mineralisierbarem und wasserlöslichem Kohlenstoff sowie hydrolysierbarem Stickstoff bei unterschiedlicher Bewirtschaftung (k=konventionell, b=biologisch, 0=ungedüngt; 1=niederes, 2=hohes Düngungsniveau) als Mittelwerte aus drei Bodenbearbeitungsvarianten auf der Versuchsfläche (Rendzina) von April bis August 1985 unter Hafer



bei diesen Versuchsgliedern mehr leicht mineralisierbare und wasserlösliche Zersetzungs- und Humifizierungszwischenprodukte an, sowie mehr wasserlösliche Autolyseprodukte von Mikroorganismen.

Während der Vegetationsperiode nehmen die Gehalte ab. Ein geringer Anstieg Anfang August wird auf zu diesem Zeitpunkt (Milchreife) vermehrt einsetzendes Wurzelsterben zurückzuführen sein.

Der Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Fraktionen des Kohlenstoffs wie auch auf die des Stickstoffs ist weniger ausgeprägt (vgl. Tab. 1) entspricht jedoch den Beobachtungen der Gesamt-Gehalte.

Ebenfalls zeigt der hydrolysierbare Stickstoff (N-hydr) als untersuchte Stickstofffraktion deutliche Unterschiede zwischen konventioneller und biologischer Bewirtschaftung (Abb. 2 unten). Die absoluten N-hydr Gehalte der b-Varianten liegen deutlich über denen der k-Varianten, die Gehalte bezogen auf den Gesamt-Stickstoff sind dagegen geringer als bei den konventionellen Versuchsgliedern. Ursachen hierfür liegen in der Zufuhr großer Teile an organisch gebundenem Stickstoff zu den b-Varianten, wodurch zum Einen der absolute N-hydr Gehalt erhöht ist, zum Anderen aber auch nicht hydrolysierbarer sogenannter "Kern-N" (OTTOW 1978) zugeführt wird im Gegensatz zur mineralischen Düngung der k-Varianten. Dies führt, bezogen auf den N-t zu niedrigeren N-hydr Gehalten bei den biologisch bewirtschafteten Versuchsgliedern. FLAIG und BEUTELSPACHER (1954) ordnen Huminstoffen mit höherem Stickstoffgehalt bessere physikalische Eigenschaften (Wasserhaltevermögen) zu.

Bemerkenswert ist der allgemein niedrige N-hydr Anteil am Gesamt-N von nur etwa 23-28 %. Grundsätzlich werden Böden N-hydr Anteile von 40-80 % zugesprochen (OTTOW 1978).

Ein pH im leicht alkalischen Bereich, hoher Kohlenstoffgehalt und gute Sauerstoffversorgung begünstigen die Kern-N Bildung (STEVENSON 1982). Ein pH im Alkalischen (Versuchsboden pH 7,4 CaCl<sub>2</sub>) fördert die autoxidative Umwandlung von Phenolen, die im Boden bei der Mineralisierung von aromatischen Verbindungen (Lignin, Autolyseprodukte von Mikroorganismen etc) anfallen, zu Chinonen. Der Stickstoffeinbau vollzieht sich am Chinon über einen Ladungs-Übertragungskomplex mit dem freien Elektronenpaar einer Aminogruppe von zum Beispiel Aminosäuren, woran sich eine Aminierung des Chinons (nach Streckerschen Abbau der Aminosäure) zu Aminophenol anschließt (mit folgender Polymerisation, da sehr reaktiv) (NIEMEYER 1984). Der dem N-Einbau vorausgehende Oxidationsprozeß des Phenols zum Chinon kann aber auch biochemisch durch Phenoloxidasen katalysiert werden, möglicherweise als eine Entgiftungsreaktion der Mikroorganismen (GRABBE et al. 1968). KUTZNER (1969) erwähnt eine Kalziumwirkung bei einigen Mikroorganismen auf die Phenoloxidasenaktivität (0,05 g/l CaCl<sub>2</sub> erhöhen die Tyrosinaseaktivität siebenfach gegenüber dem Kontrollmedium).

Folglich kommen für diesen Standort eine pH und eine Kalziumwirkung in Betracht. Beides sollte die Chinonkonzentration im Boden erhöhen, was neben einer grundsätzlich angeregten Humifizierung auch einen vermehrten N-Einbau in die Huminstoffmatrix als Kern- und Brückenstickstoff (vgl OTTOW 1978) erwarten läßt, einer Stickstofffraktion, die durch die Hydrolyse in 6 N HCl nicht aufgeschlossen wird.

Als Analogie hierzu beobachteten ALDAG und KICKUTH (1973) bei einem Vergleich von sauren Braunerden aus Löß (pH 3,6-5,6) mit einer Rendzina aus Kalkstein (pH 6,0) einen deutlich niedrigeren N-hydr Anteil am N-t für die Rendzina (64,7 %) als für die sauren Braunerden (75-81 %).

Als weitere Möglichkeit die Huminstoffe des unterschiedlich bewirtschafteten Bodens zu charakterisieren, wurden vom Boden der k2- und b2-Varianten durch schütteln in Ethanol (1:5) Extrakte hergestellt. Diese Extrakte wurden einer mit etwas NaOH zur Braunfärbung angeregten 1 % igen Hydrochinonlösung zugegeben (1:5), um einen Einfluß auf die Verfärbung zu erfassen (Modellhumifizierungsversuch) (ZIECHMANN 1980). Es konnte eine signifikante Förderung der Absorption bei 350 nm durch den Ethanolextrakt der b2-Varianten beobachtet werden. Nach neuen eigenen Erkenntnissen deutet dies möglicherweise auf vermehrte Bildung von kleinen (daher voraussichtlich wegen geringerer Molekülgröße reaktiver) Modellhuminstoffen hin.

Tab. 1: Ergebnisse der Zweigwegvarianzanalysen<sup>\*</sup>, durchgeführt mit den Daten der sechs Probenahmen (18. 4.-26.8.1985) zur Überprüfung der Signifikanz der Unterschiede zwischen den Varianten der Düngung (D) und der Bodenbearbeitung (B)

	18.4.		3.6.		25.6.		15.7.		5.8.		26.8.		Gesamt	
	D	B	D	B	D	B	D	B	D	B	D	B	D	B
C <sub>t</sub>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	6	5
N <sub>t</sub>	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+		6	4
C/N			+						+	+			2	1
N <sub>hydr</sub>	+		+				+	+	+	+	+		5	2
N <sub>hydr</sub> % N <sub>t</sub>	+	+			+				+		+	+	4	2
C <sub>H<sub>2</sub>O</sub>	+	+	+		+		+		+		+		6	1
C <sub>H<sub>2</sub>O</sub> % C <sub>t</sub>	+	+	+		+		+				+	+	5	2
C <sub>min</sub>		+	+	+	+				+		+		4	2
C <sub>min</sub> % C <sub>t</sub>			+						+		+		3	0

\* Da die Durchführung einer Zweigwegvarianzanalyse eine Randomisierung der Versuchspartizellen voraussetzt, eine Bedingung, die in diesem Fall nicht erfüllt war, haben die Ergebnisse der Varianzanalysen nur bedingte Gültigkeit

LITERATUR:

ALDAG, R, R KICHUTH (1973): Z.Pflanzenernaehr. Bodenk. 136, 193-202.  
 BURFORD, J R, J M BREMNER (1975): Soil Biol. Biochem. 7, 389-394.  
 FLAIG, W, H BEUTELSPACHER (1954): Landb. Tijdschr. 66, 306-336.  
 GRABBE, K, R KOENIG, K HAIDER (1968): Arch. Mikrobiol. 63, 133-153.  
 KUTZNER, H J (1968): Landwirtschaft. Forsch. 21, 48-61.  
 NIEMEYER, J (1984): Diss. Georg-August-Universität Göttingen.  
 OTTOW, J C G (1978): Naturwissenschaften 65, 413-423.  
 SCHLICHTING, E, H-P BLUME (1966): Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.  
 STEVENSON, F J (1982): John Wiley & Sons, New York.  
 ZIECHMANN, W (1980): Verlag Chemie, Weinheim.

Böschungswinkel von Sanden in Abhängigkeit  
von Menge und Zersetzungsgrad der beige-  
mengten organischen Substanz

von

Hartge, K.H. , J.Bachmann u. S.Mangold <sup>+</sup>

Frühere Untersuchungen hatten gezeigt, daß die Winkel der inneren Reibung in Sanden durch die organische Substanz erhöht werden (Hartge 1975). Bei den damaligen Versuchen war der Scherwiderstand von A-B und C-Horizonten von Sandböden bestimmt und mit den Werten verglichen worden, die nach Zerstörung der organischen Substanz auftraten. Dabei wurde die Art der organischen Substanz der Sandrunker und Sandbraunerden nicht näher charakterisiert.

Bei den hier vorgestellten Untersuchungen stand demgegenüber die Variation von Menge und Art der organischen Substanz im Vordergrund.

Material und Methoden

Als Versuchsmaterial wurde Quarzsand 600 - 1000  $\mu\text{m}$  verwendet (Laborsand, gewaschen, Rundkorn). Diesem Sand wurden 1,2 oder 5 GW% organische Partikel beigemischt. Umgerechnet auf Volumenanteil ergab das ca. 2, 4 bzw. 10%. Das organische Material wurde dem Auflagehumus eines Podsoles entnommen, der unter Mischbestand aus Kiefern, Birken und einzelnen Buchen anstand. Die Probe L bestand aus nahezu unversehrten Nadeln bzw. Blättern, "O<sub>l</sub>" aus mechanisch verkleinerten Blättern und Nadeln, "O<sub>f</sub>" aus braunen Teilchen, deren Struktur kaum noch zu erkennen war. "O<sub>h</sub>" enthielt neben zersetzter organischer Substanz sichtbare Anteile an Quarzsand.

Diese Proben wurden luftgetrocknet und restlos auf den Fraktionsbereich 63 - 100  $\mu\text{m}$  gemahlen und gesiebt. Um die Wirkung der Korngrößenveränderungen durch die feingesiebte organische Substanz zu eliminieren wurde eine Meßreihe mit Sandbeimengungen der Fraktion 63 - 100  $\mu\text{m}$  von 2, 4 und 10Vol%

Die Bestimmung des Winkels der inneren Reibung erfolgte nach Einfüllen der lufttrockenen, gemischten und homogenisierten Proben in einen quaderförmigen Kasten aus Plexiglas und anschließendes vorsichtiges Kippen um 90° durch Ausmessen der Höhe (h) und Länge (l) des entstandenen keilförmigen Schüttkörpers (Lomtdase 1955). Der Winkel der inneren Reibung ist dann

$$\text{Tg } \psi = \frac{h}{l}$$

Außer Schüttungen aus trockenen gemischten Proben wurden auch solche untersucht, deren Material angefeuchtet und in diesem Zustand homogenisiert gemischt wurde. Nach Lufttrocknung wurden die wenigen Verklebungen von Hand verrieben, so daß wieder Einkorngefüge vorlag.

### Ergebnisse

Die Beimengungen von organischer Substanz in Form von Partikel von 63 - 100  $\mu\text{m}$  Durchmesser führte zu einer Vergrößerung der Winkel der inneren Reibung. Einzelheiten im Hinblick auf Art der organischen Substanz und Menge sind aus Abb.1 ersichtlich.

### Diskussion

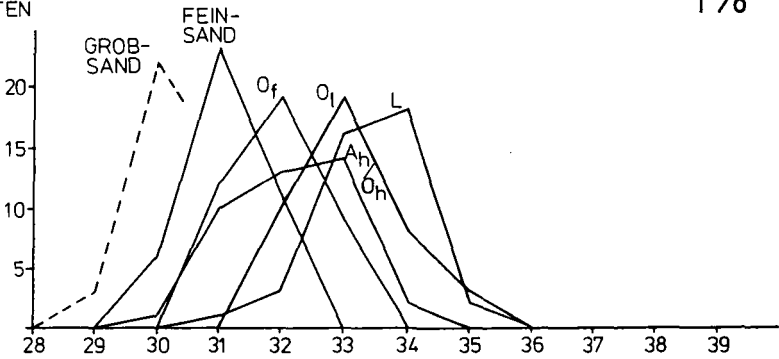
Die Ergebnisse lassen erkennen, daß die Beimengungen schon geringer Anteile von organischer Partikel die Schütteeigenschaften, d.h. die natürlichen Böschungswinkel und somit die Winkel der inneren Reibung beeinflußt. Dieses ist in Abb.2 für den höchsten Beimengungsanteil schematisch dargestellt. Im Falle der geringsten Beimengung wären anstelle der 10 nur 2 dunkel gezeichnete Partikel in der gleichen Grundgesamtheit vorhanden.

Ein erheblicher Anteil der Gesamtwirkung ist offensichtlich die Folge der Form und Größe der Partikel. Dieses ist an dem Einfluß der feinen Sandbeimengung zu erkennen. Die Reihenfolge der Wirkungszunahme von "O<sub>f</sub>" über "O<sub>1</sub>" zu "L" weist in die gleiche Richtung.

Die Verkleinerung der Wirkung durch einmaliges Anfeuchten und danach Trocknen des frisch gemahlene Materials weist in die gleiche Richtung.

HÄUFIG-  
KEITEN

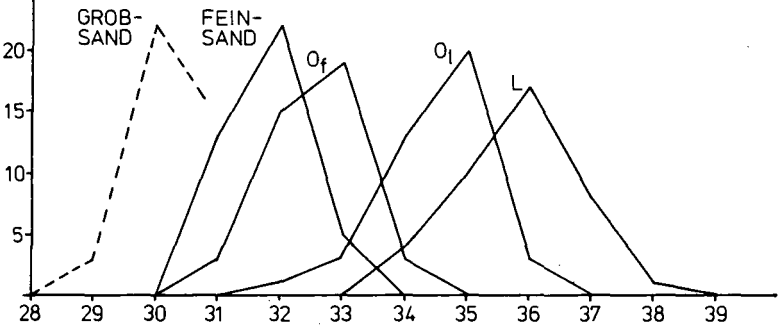
1%



BÖSCHUNGS-  
WINKEL [°]

HÄUFIG-  
KEITEN

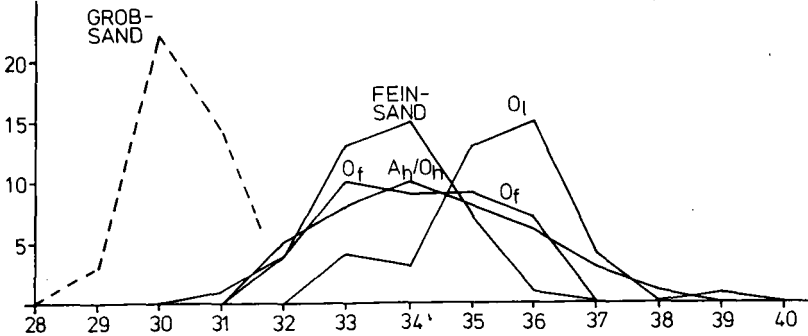
2%



BÖSCHUNGS  
WINKEL [°]

HÄUFIG-  
KEITEN

5%



BÖSCHUNGS-  
WINKEL [°]

Abb. 7: Häufigkeitsverteilungen der Böschungswinkel eines Grobsandes mit unterschiedlichen Beimengungen; geordnet nach der Konzentration der Beimengung

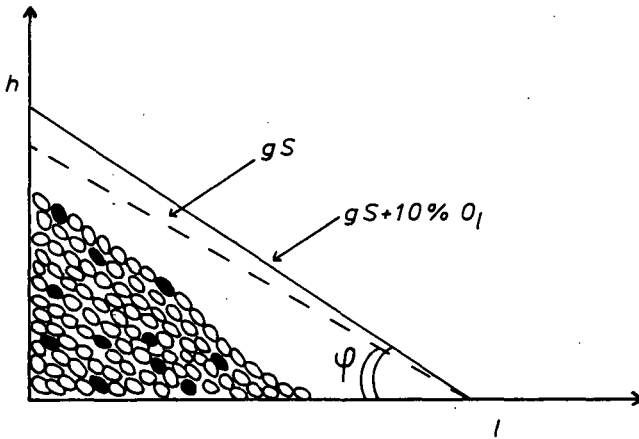


Abb.2: Schema der Verteilung von 10 Vol- % organischen Partikeln im Grobsand und ihre Wirkung auf den Böschungswinkel. Die dunklen Partikel symbolisieren  $L, O_l, O_f$ - Teilchen der Feinsandfraktion

### Literatur

HARTGE, K.H.(1975), Soil Conditioning Symposium Transactions. Soil Sci.Soc.Amer. 10, 103 - 110

LOMTADSE, W.D. (1955), Bodenphysikalisches Praktikum VEB-Verlag, Berlin

Zum Mechanismus des Kohlenhydrat - Einbaus in  
Huminsäuren

von

Hasselmann, N. u. Hermann, R. +)

Mehrwertige Phenole bilden in neutraler bis schwach alkalischer, gepuffelter Lösung Huminstoff - ähnliche Phenoloxidationsprodukte von mehr oder weniger intensiver gelb bis brauner Farbe ( ZIEHMANN, 1980 ).

Während der Phenoloxidation zugesetzte Kohlenhydrate zeigen nun je nach Struktur, Carbonylaktivität und Redoxpotential unterschiedliche Einflüsse auf die Phenoloxidation.

Diese lassen sich wie folgt beschreiben:

- (+) schwache fördernde Wirkung
- + Förderung der Phenoloxidation
- ++ starke Förderung
- ± indifferentes Verhalten
- Hemmung der Phenoloxidation
- starke Hemmung ( s. Tab. 1 )

Die Einflüsse werden deutlich, wenn die Extinktionsänderung ( Verbräunung ) mit und ohne Kohlenhydratzusatz gemessen wird :

Die Phenole oxidieren schneller und vermehrt bei Zusatz von Glucose, Arabinose, Acetaldehyd, Propionaldehyd und langsamer und in geringerer Ausbeute bei Anwesenheit von Glycerinaldehyd, Glyoxal- und Chloralhydrat ( UV/VIS - Untersuchungen ).

Gleiche Ergebnisse liefert die Messung der Sauerstoffaufnahme ( nach Warburg ). Eine Förderung der Phenoloxidation entspricht einer höheren O<sub>2</sub> - Sorption der Reaktionsmischung und umgekehrt.

Die säurefällbaren Modellhuminstoffe aus der Reaktionslösung lassen sich gravimetrisch bestimmen. Auch hier zeigt sich Übereinstimmung mit o. g. Ergebnissen.

---

+) Institut für Bodenwissenschaften, Abt.: Chemie und Biochemie  
im System Boden  
Von - Siebold - Str. 2, 3400 Göttingen

Tab. 1 : Übersicht der Ergebnisse der UV/VIS - Messungen

Reaktion mit	<u>1a</u>	<u>1b</u>	<u>1c</u>	<u>1d</u>
<b>Aldehyde</b>				
Acetaldehyd	+	+	±	±
Propionaldehyd	+	+	±	±
Chloralhydrat	-	-	--	--
Glyoxalhydrat	-	-	--	--
<b>Ketone</b>				
Aceton	±	±	(+)	±
Ethylmethylketon	±	±	±	±
<b>Glycole</b>				
Glycol	±	±	±	±
Glycerin	±	±	±	±
<b>Kohlenhydrate</b>				
D,L-Glycerinaldehyd	--	--	--	--
D-Glucose	+(+)	+	++	++
L-Arabinose	+(+)	+	++	++
D-Fructose	±	±	(+)	(+)
Saccharose	±	±	(+)	(+)
D-Desoxy-2-amino-glucose	-	-	-	-
<u>1a</u> :	Hydrochinon	( 0.05 mol/l )		
<u>1b</u> :	Brenzkatechin	( 0.05 mol/l )		
<u>1c</u> :	Pyrogallol	( 0.05 mol/l )		
<u>1d</u> :	Gallussäure	( 0.01 mol/l )		

Untersucht man die aus dem Reaktionsgemisch isolierten Huminstoffe IR - und NMR - spektroskopisch, so findet man mit steigendem Kohlenhydrat - "Angebot" einen steten Zuwachs an Kohlenhydrat - Strukturelementen.

Im IR - Spektrum zeigt sich eine deutliche Zunahme der Bandenintensität bei  $1050\text{ cm}^{-1}$  ( Saccharid - Gerüstschwingungen ) und bei  $1200\text{ cm}^{-1}$  ( C-O - Valenzschwingungen ) ( Hasselmann, 1986 ).

Die  $^{13}\text{C}$ -NMR - Signale eines Glucose - Hydrochinon - Huminstoffes ( d.h. eines schwerlöslichen Glucose - freien Modell - Huminstoffes, der in Anwesenheit von D-Glucose durch Phenoloxidation entstanden ist ) sind im folgenden verglichen mit den Signalen der reinen D-Glucose.



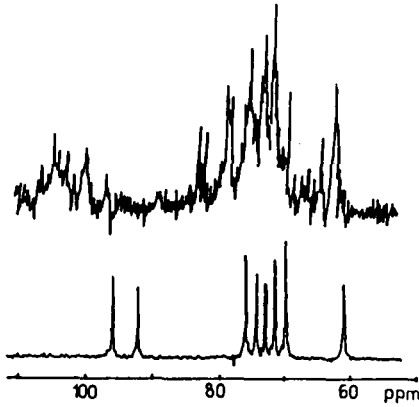


Abb. 1: Verschiebungsbereich der Saccharide

- o.) 1a / Glucose-Hmst. in NaOD
  - u.) D-Glucose in NaOD
- <sup>13</sup>C-NMR-Spektrum, 50 - 327 MHz

Deutlich erkennbar hat sich die Resonanz für C-Atom 1 ( reine Glucose :  $\alpha$ - Glc., 93 ppm;  $\beta$  - Glc., 96 ppm ) zu tieferem Feld verschoben. Man erkennt nun im Modell - Huminstoff 2 Signale bei ca. 102 und 107 ppm. Diese entsprechen möglicherweise den entsprechenden  $\alpha$ - bzw.  $\beta$  - glycosidischen Zucker - Huminstoff - Bindungen.

Steigendes Kohlenhydrat - Angebot während der Phenoloxidation führt zu einem vermehrten Einbau in die Modell - Huminstoffe :



Abb. 2: CPMAS-<sup>13</sup>C-NMR-Spektren von 1a/ Glucose-Hmst.

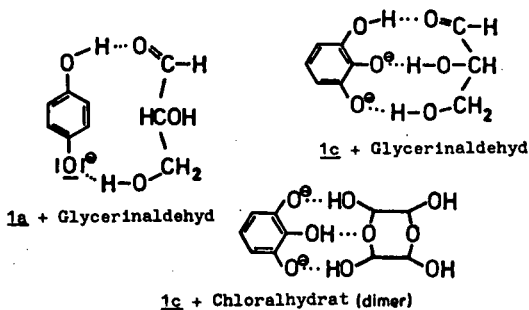
- |                           |     |     |
|---------------------------|-----|-----|
| ( mol. Verhältnis von     | 1:1 | (a) |
| <u>1a</u> :Glucose in der | 1:2 | (b) |
| Ausgangsreaktionslösg. )  | 1:3 | (c) |

Hier ist deutlich die Änderung der Verhältnisse der aromatischen Signale zu Saccharid - Kohlenstoff - Signalen zu erkennen. Die Bindung erfolgt bei Glucose und Arabinose ganz offensichtlich über C - Atom 1, welches als Aldehyd- bzw. Halbacetalgruppe für 1 - Elektronen - Übergänge und Carbonylreaktionen gleichermaßen hohe Reaktionsbereitschaft aufweist.

Der einleitende Schritt bei allen Kohlenhydraten ( auch Glycerinaldehyd ) erfolgt allerdings über eine Assoziatbildung, - durch Wasserstoffbrücken stabilisiert - zwischen Phenol und Polyhydroxyaldehyd.

Diese H - Brückenbindung konnte durch  $^1\text{H}$  - NMR - Spektren in wasserfreiem  $\text{d}_6$ -DMSO nachgewiesen werden ( Hasselmann, 1987 ).

Förderung ( Glucose, Arabinose ) und Hemmung ( Glycerinaldehyd, Glyoxal ) der Huminstoffsynthese unterliegen somit gleichen Eingangsvoraussetzungen :

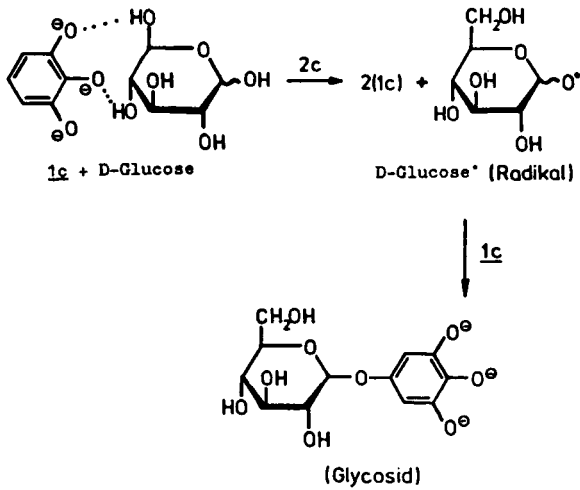


Im Fall der Wechselwirkung zwischen Glycerinaldehyd wie auch Glyoxal und Phenol ist die Weiteroxidation gehindert. Die vorliegenden Addukte sind vor dem Angriff eines  $\text{O}_2$  - Biradikals geschützt und neigen weniger zur Semichinonbildung als die "freien" Phenolate.

Bei Glucose und anderen cyclischen Halbacetalen sind noch weitere, - für Phenole und radikalische Semichinone - zugängliche Angriffspunkte vorhanden, die zu einer Glycosidbindung führen können.

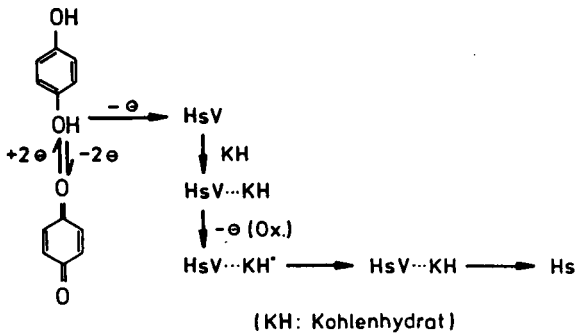
Die Fixierung von D-Glucose ( und analoger Verbindungen ) erfolgt reversibel über Wasserstoffbrücken; auftretende Semichinone können die "fixierten" Saccharide oxidieren.

Anschließend kann eine Reaktion mit dem Phenolat zur Glycosidbindung führen.



Der Einbau von Kohlenhydraten in Huminstoffen muß keinesfalls Folge biochemischer oder biologischer Prozesse sein, da die Reaktivität von Huminstoffen "in statu nascendi" genügend groß ist, um zur Ausbildung von Hauptvalenzen zwischen den im Boden vorkommenden Zuckern und Hmst. - Vorstufen zu führen.

Folgendes allgemeines Reaktionsschema gibt diese Zusammenhänge wieder:



(KH: Kohlenhydrat)

LITERATUR

- Hasselmann, N. ( 1986 ): Untersuchungen zum Einbau von Kohlenhydraten in Modellhuminstoffe; Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 45, 69 - 74
- Hasselmann, N. ( 1987 ): Dissertation; Universität Göttingen
- Ziechmann, W. ( 1980 ): "Huminstoffe"; Verlag Chemie, Weinheim - Deerfield - Basel



ALIPHATISCHE KOMPONENTEN DER ORGANISCHEN SUBSTANZ IN WALDBÖDEN

II. PYROLYSE - MASSENSPEKTROMETRIE

von

HEMPFLING, R.\* und H.-R. SCHULTEN\*\*

Während der Streuzersetzung und Humifizierung kommt es im Waldhumus zu einer relativen Anreicherung von Alkyl-Kohlenstoff-Komponenten, obwohl der Anteil extrahierbarer Lipide abnimmt (Hempfling et al., 1987; Kögel-Knabner et al., 1988). Erste Hinweise auf gebundene Alkyl-C-Verbindungen im Waldhumus erbrachten naßchemische Abbaumethoden (Bridson, 1985; Kögel-Knabner, 1988; Ziegler, 1988). Insbesondere von Horizonten, die fortgeschrittene Stadien der Humifizierung repräsentieren, ist die chemische Zusammensetzung der Alkyl-Komponente weitgehend ungeklärt.

Als Methode zur Freisetzung typischer Bausteine aus Biopolymeren eignet sich auch der thermische Abbau im Hochvakuum oder Inertgasstrom (Pyrolyse). Der massenspektrometrische Nachweis dieser Pyrolyseprodukte mit **Feldionisation Massenspektrometrie (FIMS)** oder **Gaschromatographie/Elektronenstoßionisation Massenspektrometrie (GC/EIMS)** ermöglicht eine Charakterisierung und Identifizierung der Pyrolyseprodukte. Wie an einer Vielzahl definierter, synthetischer Polymere gezeigt werden konnte (Lattimer und Schulten, 1983; Schulten et al., 1987), erlauben geeignete Versuchsbedingungen Rückschlüsse von den Pyrolyseprodukten auf die Originalstrukturen. Vergleiche mit naßchemischen Ergebnissen (Kögel et al., 1987) und chemometrische Methoden der Mustererkennung (Schulten et al., 1988) zeigen, daß Intensitätsänderungen bestimmter FI-Signale im Humusprofil zur qualitativen Beschreibung chemischer Veränderungen während der Streuzersetzung und Humifizierung verwendet werden können.

\*Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, 8580 Bayreuth

\*\*Fachhochschule Fresenius, Abteilung Spurenanalytik, Dambachtal 20, 6200 Wiesbaden

Ziel der nachfolgend beschriebenen Untersuchungen war es, die aliphatische Komponente der organischen Substanz in Waldböden nach thermischem Abbau mit FIMS und GC/EIMS zu charakterisieren.

#### MATERIAL UND METHODEN-

Untersucht wurden drei Waldhumusprofile (Mull, Moder, Rohhumus) aus der näheren Umgebung von Bayreuth, über deren morphologische, naßchemische und spektroskopische Eigenschaften Kögel-Knabner et al. (1988) berichten. Von einzelnen Horizonten, Gesamtproben und Chloroform/Methanol-Extrakten der Humusaufgaben dieser Standorte sowie den Huminstoff-Fractionen des Moder Ah-Horizontes wurden Py-FIMS- und Py-GC/MS-Messungen durchgeführt. Die verwendeten Techniken (Py-GC/EIMS, niedrig und hochauflösende Py-FIMS) sowie nähere Einzelheiten zur Analyse sind bei Schulden (1987), Hempfling et al. (1988) und Hempfling und Schulden (1988) beschrieben.

#### ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Py-GC/MS erbrachte den Nachweis einer homologen Reihe von Alkanen und Alkenen ( $C_6$ - $C_{20}$ ) in den untersuchten Waldhumusprofilen. Abbildung 1 zeigt dies für die Huminsäurefraktion aus Moder Ah. Mögliche Vorläufer dieser Pyrolyseprodukte sind Wachse, veresterte Alkohole sowie ein unlösliches, aliphatisches Polymer aus Cutin, das von Nip et al. (1986) in rezenten und fossilen Kutikeln auch nach Verseifung gefunden wurde. Van Smeerdijk und Boon (1987) vermuten dieses Polymer auch in Wurzeln. Wahrscheinlich liegen die Alkane/Alkene in Cutin und Suberin über Etherbrücken gebunden vor. Weitere aliphatische Komponenten der organischen Substanz in Waldböden, die auf der Grundlage ihrer mit hochauflösender FIMS ermittelten Summenformeln zugeordnet wurden, sind in Tabelle 1 zusammengefaßt. Diese Übersicht enthält u.a. Wachsbestandteile (Monoester, 10-Nonacosanol), pilzliche (Ergosterol) und pflanzliche Sterole (Stigmasterol,  $\beta$ -Sitosterol) und aromatische Ester aus Suberin. Bekannte Depolymerisationsprodukte von Suberin (Kolattukudy, 1980) machen Strukturvorschläge für die gefundenen Summenformeln möglich (Hempfling et al., 1988).

Eine Bestätigung der massenspektrometrischen Zuordnungen aliphatischer Struktureinheiten erbrachten die Py-FI Massenspektren der Chloroform/Methanol-Extrakte von Mull, Moder und Rohhumus. Die Reihe der Alkane/Alkene fehlt allerdings in den Massenspektren der Chloroform/Methanol-Extrakte. Somit werden

diese Kohlenwasserstoffe erst während der Pyrolyse der Gesamtproben thermisch freigesetzt.

Betrachtet man die Einzelionenthermogramme der Sterole, Fettsäuren, aromatischen Ester und Wachsester (Abbildung 2), so zeigen sich für die Fettsäuresignale und für die Signale der aromatischen Ester zwei Maxima, die auf freie und chemisch gebundene Moleküle hinweisen. Die mit Py-FIMS nachweisbaren Sterole und Wachsester liegen dagegen vorwiegend frei oder nur schwach gebunden vor.

Die Untersuchung chemischer Veränderungen in den Waldhumusprofilen Mull (Mu), Moder (Mo) und Rohhumus (Ro) während der Streuzersetzung und Humifizierung mit Py-FIMS ergab eine Abnahme von freien Fettsäuren (Mu,Mo,Ro), freien Sterolen (Mu, Mo,Ro), Monoestern (Mu,Mo), 10-Nonacosanol (Ro) und  $\alpha$ -Tocopherol und eine selektive Anreicherung von langkettigen gebundenen Fettsäuren (Mu,Mo), aromatischen Estern aus Suberin (Mu,Mo,Ro) und gebundenem Ethylcholestadi(tri,tetra)en (Mu,Mo,Ro). Interessanterweise nehmen im Mull- und Moderprofil genau diejenigen Fettsäuren zu, die als Bestandteile der Wachsester in den L-Horizonten zu finden sind. Diese Wachsester könnten somit eine Quelle für die langkettigen gebundenen Fettsäuren darstellen. Sie müssten allerdings gebunden in einem Polymer vorliegen, mit den Esterbrücken als thermisch labilsten Bindungen. Die aromatischen Ester aus Suberin entstammen oberirdischer und unterirdischer pflanzlicher Biomasse (Borke, Wurzelrinde). Auch hier reichert sich v.a. der gebundene Anteil an, doch führt die Zufuhr von Wurzelstreu in bestimmten Horizonten auch zur Anreicherung frei vorliegender aromatischer Ester. Die ungesättigten Ethylcholestane stellen mögliche Ab- oder Umbauprodukte der Sterole primärer Ressourcen dar.

Die selektive Anreicherung bestimmter aliphatischer Verbindungen spiegelt sich auch in den Huminstoff-Fraktionen der Ah-Horizonte wider. So treten Signale der langkettigen Fettsäuren im Py-FI Massenspektrum der Huminsäure des Moder Ah-Horizontes mit beachtlichen Intensitäten auf. Auch Ansätze der Serie aromatischer Ester sind zu erkennen. Die mehrfach ungesättigten Ethylcholestane sind v.a. in der Huminfraktion zu finden (Hempfling und Schulten, 1988).

Dank: Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Förderung dieser Arbeiten (SFB 137; Schu 416/8-1).

Literaturverzeichnis

- Bridson J.N. (1985): Lipid fraction in forest litter: early stages of decomposition. *Soil Biol. Biochem.* 17, 285-290.
- Hempfling R., Schulden H.-R. (1988): Characterization and dynamics of organic compounds in forest humus studied by pyrolysis-gaschromatography/electron impact mass spectrometry and pyrolysis-(high resolution) field ionization mass spectrometry. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 14, 319-326.
- Hempfling R., Zech W., Schulden H.-R. (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils. II. Moder Profile. *Soil Sci.*, im Druck.
- Hempfling R., Ziegler W., Zech W., Schulden H.-R. (1987): Litter decomposition and humification in acidic forest soils studied by chemical degradation, IR and NMR spectroscopy and pyrolysis field ionization mass spectrometry. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 150, 179-186.
- Kögel I., Hempfling R., Hatcher P.G., Schulden H.-R. (1987): Decomposition in forest humus layers studied by CPMAS <sup>13</sup>C NMR, pyrolysis-field ionization mass spectrometry and CuO oxidation. *Sci. Total Environment.* 62, 111-113.
- Kögel I., Hempfling R., Zech W., Hatcher P.G., Schulden H.-R. (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils. I. Litter layer. *Soil Sci.*, im Druck.
- Kögel-Knabner I. (1988): Aliphatische Komponenten der organischen Substanz in Waldböden. II. <sup>13</sup>C-NMR-spektroskopische und naßchemische Untersuchungen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, dieser Band.
- Kögel-Knabner I., Zech W., Hatcher P.G. (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils. III. Humus profile, eingereicht.
- Kolattukudy P.E. (1980): Biopolyester membranes of plants: cutin and suberin. *Science* 208, 990-1000.
- Lattimer P.R., Schulden H.-R. (1983): Field desorption of hydrocarbon polymers. *Int. J. Mass Spectrom. Ion Phys.* 52, 105-116.
- Nip M., Tegelaar E.W., de Leeuw J.W., Schenck P.A. (1986): A new non-saponifiable aliphatic and resistant biopolymer in plant cuticles: evidence from pyrolysis and <sup>13</sup>C-NMR analysis of present day and fossil plants. *Naturwissenschaften* 73, 579-585.
- Schulden H.-R. (1987): Pyrolysis soft ionization mass spectrometry of aquatic/terrestrial humic substances. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 12, 149-187.
- Schulden H.-R., Hempfling R., Zech W. (1988): Discriminating horizons in a moder profile by field ionization mass spectrometry and pattern recognition. *Geoderma* 41, 211-222.
- Schulden H.-R., Plage B., Ohtani H., Tsuge S. (1987): Studies on the thermal degradation of aromatic polyamides by pyrolysis-field-ionization mass spectrometry and pyrolysis-gas chromatography. *Angew. Makromol. Chem.* 155, 1-20.
- Smeerdijk van D.G., Boon J.J. (1987): Characterization of subfossil Sphagnum leaves, rootlets of Ericaceae and their peat by pyrolysis high resolution gas chromatography-mass spectrometry. *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 11, 377-402.
- Ziegler F. (1988): Changes of lipid content and lipid composition in forest humus layers derived from Norway spruce. *Soil Biol. Biochem.*, im Druck.



Abbildung 1

Chromatogramme des Gesamtionenstroms (TIC) und ausgewählter Ionen (m/z 69:Alkene; m/z 71:Alkane) der Py-GC-Spur Moder Ah Huminsäure.

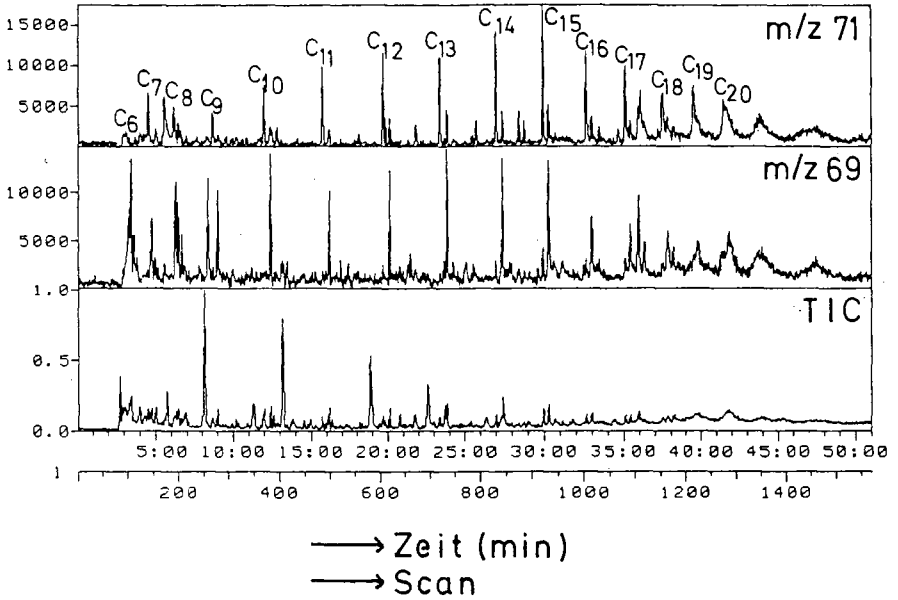


Abbildung 2

Einzelionenthermogramme repräsentativer FI-Signale der Sterole (m/z 414), Fettsäuren (m/z 424), aromatischen Ester (m/z 502) und Wachsester (m/z 620) von ausgewählten Horizonten des Moderprofils.

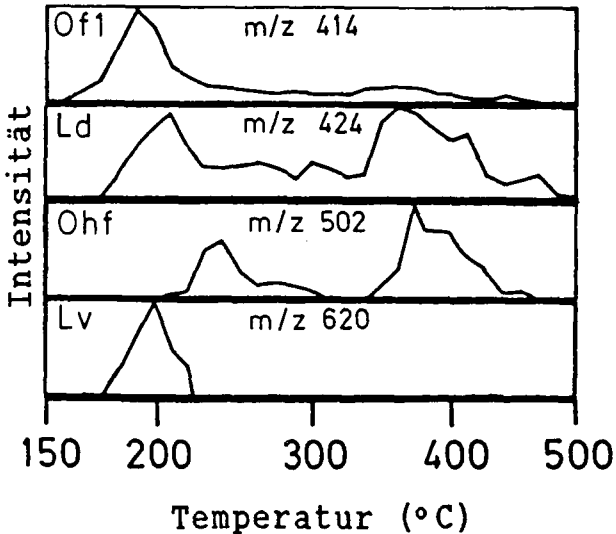

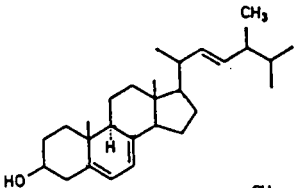
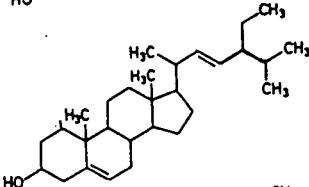
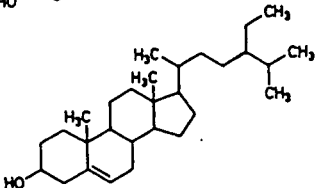
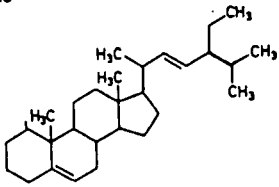
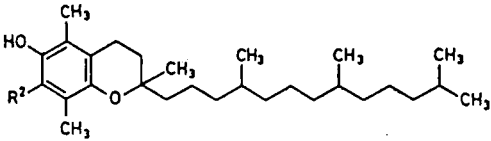


Tabelle 1  
Aliphatische Komponenten im Waldhumus

Substanz (klasse)	Struktur	C-Atome
Alkane/Alkene	$C_n H_{2n+2} / C_n H_{2n}$	$C_6 - C_{20}$
n-Fettsäuren	$CH_3 - (CH_2)_n - COOH$	$C_{14}, C_{16} \dots C_{30}$
Monoester	$CH_3 - (CH_2)_n - COO - (CH_2)_m - CH_3$	$C_{40}, C_{42} \dots C_{52}$
10-Nonacosanol	$CH_3 - (CH_2)_8 - CHOH - (CH_2)_{18} - CH_3$	$C_{29}$
Aromatische Ester	 + $C_n H_{2n-4} O_4$	$C_{27} - C_{34}$
Sterole:		
Ergosterol		$C_{28}$
Stigmasterol		$C_{29}$
$\beta$ -Sitosterol		$C_{29}$
Ethylcholestadi-(tri,tetra)en		$C_{29}$
$\alpha$ -Tocopherol		$C_{29}$

Elektrische Leitfähigkeit von Huminstoffen in festem Zustand II

von

HÜTTEN, U. und W. ZIECHMANN\*

In einer bereits vorliegenden Studie (Hütten u. Ziechmann, 1986) wurden die Zweckmäßigkeit sowie der experimentelle Ansatz der Messung der elektrischen Leitfähigkeit von Huminstoffen im festen Zustand dargestellt.

Es gilt, bei einem Material, welches nicht durch eine Strukturformel und nicht einmal durch sein Bauprinzip zu charakterisieren ist, so viel physikalische und chemische Kriterien wie möglich zusammenzutragen, um daraus Anzeichen für gewisse Strukturmerkmale herzuleiten.

Es ist unter den genannten Voraussetzungen wenig sinnvoll, wahllos Präparate zu vermessen. Vielmehr sollten zwischen diesen bestimmte Beziehungen chemischer oder physikalischer Art, bzw. hinsichtlich ihrer Provenienz bestehen, und nach Möglichkeit sollten auch verwandte Nicht-Huminstoffe zum Vergleich herangezogen werden.

Damit lassen sich folgende Gruppen von untersuchten Substanzen unterscheiden:

1. Nicht-Huminstoffe

- 1.1 Lignine und Verwandte
- 1.2 Tonminerale
- 1.3 Ton-Lignin-Komplexe

2. Huminstoffe

- 2.1 natürliche Hmst
- 2.2 Synthese-Hmst
- 2.3 Ton-Hmst-Komplexe

\*) Abt.: Chemie und Biochemie im System Boden -Lehrgebiet Chemie-Institut für Bodenkunde der Georg-August-Universität, Von-Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

Die Ergebnisse sind in Tab. 1 zusammengestellt.

Tab. 1: Elektrische Leitfähigkeit von Huminstoffen und verwandten Nicht-Huminstoffen

1. Nicht-Huminstoffe

1.1 Lignine und Verwandte

<u>Präparat</u>	$\sigma$ [ $\Omega \cdot \text{cm}^{-1}$ ]
Stroh-Lignin (Björkman)	$3,3 \cdot 10^{-17}$
Na-Ligninsulfonat	$1,4 \cdot 10^{-15}$
Vanisperse <sup>*)</sup>	$6,0 \cdot 10^{-16}$
Zewoxyl <sup>*)</sup>	$7,6 \cdot 10^{-17}$
Indulin <sup>*)</sup>	$1,4 \cdot 10^{-17}$

1.2 Tonminerale

Na-Bentonit	$8,2 \cdot 10^{-17}$
Ca-Bentonit	$5,3 \cdot 10^{-17}$

1.3 Ton-Lignin-Komplex

Ca-Bentonit-Lignin-Komplex	$5,4 \cdot 10^{-17}$
----------------------------	----------------------

2. Huminstoffe (Hmst)

2.1 natürliche Huminstoffe

Hmst aus Schwarzerde (NaOH-Ext.)	$5,58 \cdot 10^{-15}$
" aus Podsol (NaOH-Ext.)	$3,11 \cdot 10^{-16}$
" aus Braunerde (NaOH-Ext.)	$5,8 \cdot 10^{-17}$

Bad Pyrmont

wasserlösl. Fraktion	$2,7 \cdot 10^{-13}$
Deponie, Ethanol-Extrakt	$1,3 \cdot 10^{-15}$
Deponie, NaOH-Extrakt	$1,8 \cdot 10^{-17}$
Deponie, NaOH-Extrakt, acetyliert	$6,7 \cdot 10^{-17}$

<sup>\*)</sup> Industrieprodukte (Akkumulatorenexpander) auf Ligninsulfonsäure-Basis

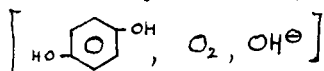
Hmst I, Na-Pyrophosphat-Extrakt		$4,15 \cdot 10^{-15}$
Hmst II, "		$4,11 \cdot 10^{-16}$
Hmst III, Essigsäureethylester-Ext.		$1,01 \cdot 10^{-16}$

Hmst aus Italien

Hmst VM 559		$7,89 \cdot 10^{-16}$
Hmst VM 03		$9,98 \cdot 10^{-17}$
Hmst VM 5512		$1,44 \cdot 10^{-16}$

2.2 Synthese-Hmst

Hmst aus Hydrochinon,	Hs <sup>*)</sup>	$4,5 \cdot 10^{-17}$
-----------------------	------------------	----------------------



Hmst aus "	HsV <sup>*)</sup>	$4,4 \cdot 10^{-16}$
Hmst aus "	, methyliert	$2,4 \cdot 10^{-17}$
Hmst aus "	, acetyliert	$8,0 \cdot 10^{-17}$
Hmst aus "	, hydriert	$1,4 \cdot 10^{-16}$
Hmst II aus "	HsV	$2,7 \cdot 10^{-13}$
Hmst II aus "	Hs	$8 \cdot 10^{-14}$

(Mittelwert aus 9 Messung.)

Hmst aus	$\left[ \text{HO} \text{---} \text{C}_6\text{H}_3(\text{OH}) \text{---} \text{OH}, \text{O}_2, \text{OH}^\ominus, \text{NH}_3 \right]$	$2,4 \cdot 10^{-14}$
----------	--	----------------------

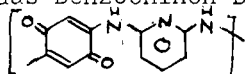
Hmst aus "	, methyliert	$2,6 \cdot 10^{-17}$
Hmst aus "	, acetyliert	$5,2 \cdot 10^{-17}$

Hmst aus Brenzkatechin,	$\left[ \text{C}_6\text{H}_3(\text{OH})_2 \text{---} \text{OH}, \text{O}_2, \text{OH}^\ominus \right]$	HsV $2 \cdot 10^{-14}$
-------------------------	--	------------------------

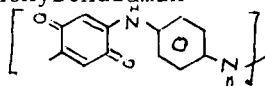
(Mittelwert aus 4 Messung.)

Hmst aus "	, "	, Hs $3,6 \cdot 10^{-16}$
------------	-----	---------------------------

Hmst aus Benzochinon-Diamino-Pyridin		$1,06 \cdot 10^{-15}$
--------------------------------------	--	-----------------------



Hmst aus Benzochinon-p-Phenylendiamin		$7,73 \cdot 10^{-17}$
---------------------------------------	--	-----------------------

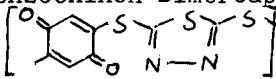


\*) Hs Huminsäuren  
 ·HsV Huminsäure-Vorstufen

Hmst aus		$n = 2$	$9,94 \cdot 10^{-17}$
		3	$6,6 \cdot 10^{-17}$
		4	$1,16 \cdot 10^{-16}$
		6	$5,8 \cdot 10^{-17}$

Hmst aus		$n = 2$	$8,78 \cdot 10^{-17}$
		3	$8,23 \cdot 10^{-17}$
		4	$2,57 \cdot 10^{-16}$
		6	$8,96 \cdot 10^{-17}$

Hmst aus p-Benzochinon-Dimercaptothiadiazol	$5,0 \cdot 10^{-17}$
---	----------------------



Komplexe

Na-Bentonit-		-Hmst	$3,0 \cdot 10^{-14}$
zum Vgl.	Na-Bentonit		$8,2 \cdot 10^{-17}$
		-Hmst	$4,5 \cdot 10^{-17}$
Ca-Bentonit-		-Hmst	$2,4 \cdot 10^{-15}$
nach Ultraschall-Behandlung			$1,1 \cdot 10^{-15}$
zum Vgl.	Ca-Bentonit		$5,3 \cdot 10^{-17}$
		-Hmst/Alanin/Glucose-Komplex	$4,6 \cdot 10^{-15}$

Diskussion

Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit kann eine wichtige Information zur Beschreibung der Huminstoffe sein, wenn

- die Auswahl und
- Vorbehandlung (Reinigung) der Substanzen
- wie deren Messung mit besonderer Akribie erfolgen

und schließlich zur Interpretation der Ergebnisse eine

- geeignete Auswahl der Präparate und
- deren chemische Veränderung

mit anderen analytischen Methoden zu kontrollieren sind.

Folgerungen:

- Offenbar gibt es keine tiefgreifenden Unterschiede zwischen den Meßwerten von Ligninen und natürlichen Huminsäuren.
- Deutlich hingegen weichen die der Huminsäure-Vorstufen von

denen der Lignine ab, deren Leitfähigkeiten um ca. 3 - 4 Zehnerpotenzen niedriger liegen.

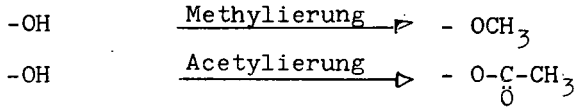
- Daraus folgt wiederum, daß Lignine in einer, nur zur Gewinnung von Björkman-Lignin veränderten Form kaum als Ausgangsmaterial für Huminstoffe in Betracht kommen. Also werden jene Lignine, die hier (Humifizierung) eine Rolle spielen, offenbar einer stärkeren mikrobiellen Veränderung ausgesetzt gewesen sein.
- Die Komplexbildung der Lignine und Huminstoffe mit Tonmineralen führt bei den untersuchten Beispielen (offenbar) zu keinen Leitfähigkeitsänderungen. Dies hängt mit den geringen Unterschieden dieser Eigenschaft zusammen.

Anders sieht es freilich bei jenen Komplexen aus, die mit Synthesehuminstoffen und Tonmineralen gebildet werden. Hier liegt auch insofern ein anderer Vorgang zugrunde, weil die Tonminerale die Synthesehuminstoffbildung katalysieren und daher Huminsäure-Vorstufen in das Gitter eingebaut werden, während bei den natürlichen Huminsäuren diese an den Außenkanten zu finden sind.

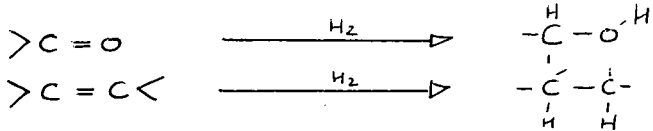
- Bei den Synthese-Huminstoffen weisen die Leitfähigkeiten von Huminsäure-Vorstufen und Huminsäuren die gleiche Differenz auf ( $10^{-13}$ - $10^{-17}$ ). Ein erneuter Hinweis, daß diese Substanzen als Modellmaterial für natürliche Huminstoffe -wie viele andere Messungen zeigen- geeignet sind.
- Ein besonderes Gewicht erhalten diese Messungen dann, wenn die Bedingungen der Huminstoffsynthese oder die Endprodukte selbst chemisch verändert werden.

So führt die Synthese von Huminstoffen aus Hydrochinon mit Natronlauge bzw. Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) im ersten Fall zu stickstofffreien Substanzen mit einer höheren Leitfähigkeit als bei jenen die in Anwesenheit von  $\text{NH}_3$  hergestellt worden sind. Da in diesem Fall ein Einbau von Stickstoff erfolgt, dürfte dieser nur einen geringen oder keinen Beitrag zur Leitfähigkeit verursachen.

Eine Methylierung und Acetylierung führen nicht zu einer Erhöhung der Leitfähigkeit, was auch ohne weiteres verständlich ist, da die hier besonders aktiven OH-Gruppen durch diesen Vorgang eliminiert werden:



Dementsprechend muß eine Hydrierung



eine Erhöhung der elektrischen Leitfähigkeit herbeiführen, was auch im Experiment gezeigt wurde.

Daraus erhellt, daß die OH-Gruppen vornehmlich die elektrische Leitfähigkeit bei diesen Naturstoffen bestimmt. Es konnte schließlich auch gezeigt werden, daß aromatische Zwischenglieder bzw. CH<sub>2</sub>-Gruppen in derselben Funktion keinen positiven Einfluß auf die Leitfähigkeit haben.

Auch ein Ersatz von NH-Gruppen durch S-Brücken führt keine Änderung der Leitfähigkeit herbei.

Insgesamt lassen sich für die hier untersuchten Huminstoff-Varianten folgende Wertebereiche angeben:

Lignine	10 <sup>-16</sup> - 10 <sup>-17</sup>	6
Lignin-Sulfonate	~ 10 <sup>-15</sup>	
Tonminerale	~ 10 <sup>-17</sup>	
Ton-Lignin-Komplexe	~ 10 <sup>-17</sup>	
natürliche Huminstoffe		
Huminsäure-Vorstufen	~ 10 <sup>-13</sup>	
Huminsäuren	10 <sup>-15</sup> - 10 <sup>-17</sup>	
Synthese-Huminstoffe (aus Polyphenolen)		
Huminsäure-Vorstufen	10 <sup>-13</sup> - 10 <sup>-14</sup>	
Huminsäuren	10 <sup>-16</sup> - 10 <sup>-17</sup>	
Ton-Huminstoff-Komplexe	10 <sup>-14</sup> - 10 <sup>-17</sup>	

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Förderung dieser Untersuchungen.



Literatur

HÜTTEN, U. u. ZIECHMANN, W.: Elektrische Leitfähigkeit von Huminstoffen in festem Zustand  
Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 45, 3-4, (1986)



**SPEZIFISCHE ZELLKOMPONENTEN VON ORGANISMEN IN DER ORGANISCHEN SUBSTANZ ALS INDIKATOREN DER ZERSETZUNG UND ZUR BESTIMMUNG DER BIOMASSE, ANWENDUNG AUF EINE KOMPOSTIERUNG VON WEIZENSTROH**

von

JÖRGENSEN, R.G., T. MÜLLER u. B. MEYER\*

**I. MENGEN- UND INTENSITÄTSPARAMETER FÜR ORGANISMENGRUPPEN BEI DER ZERSETZUNG ORGANISCHER SUBSTANZ**

Nach dem Absterben unterliegen die geordneten Gewebestrukturen eines Organismus den Abbauprozessen, die nach physikalischer Fragmentierung zu einer chemischen Auflösung durch mikrobielle Zersetzung führen. Die Biomasse (die Summe aus Pilzen, Bakterien, Algen, Protozoen, ...) ist das weiterhin metabolisch aktive C-Kompartiment im Humuskörper und spielt eine zentrale Rolle im Stoffhaushalt. Ebenso dient sie als empfindlicher Anzeiger für langfristige wirkende Belastungen der Umwelt, z.B. durch Schwermetalle.

Zur Bestimmung der mikrobiellen Biomasse in Böden haben sich die "fumigation incubation"- (JENKINSON & POWLSON, 1976) und die darauf aufbauende "substrate induced respiration"-Methode (ANDERSON & DOMSCH, 1978) bewährt. Sie führen aber in Substraten mit einem hohen Anteil schwach zersetzter organischer Substanz, aufgrund fehlender bzw. nicht korrekt auszuführender Kontrollmöglichkeiten, zu wenig verlässlichen Ergebnissen.

In solchen Substraten ist nachwievor das Zählen anhand von "viable plate count"-, "colony forming unit"- oder "most probable number"-Techniken der häufigste Ansatz. Diese Verfahren sind selektiv (ATLAS, 1982) und führen zur Minderbestimmung der Gesamtbiomasse. Die durch "plate counts" ermittelte Biomasse eines Bodens entsprach z.B. nur 3 % derjenigen, die mit der "fumigation incubation"-Methode gemessen wurde (JENKINSON & LADD, 1981).

Bessere Ergebnisse liefern Methoden, bei denen die Organismen nach Extraktion und Anfärben direkt unter dem Mikroskop ausgemessen und gezählt werden. Ungenauigkeiten entstehen durch Maskierung und heterogene Verteilung der Organismen. Zudem sind subjektive Einflüsse bei den extrem zeitaufwendigen Methoden selbst bei erfahrenen und geduldigen Beobachtern groß (JENKINSON & LADD, 1981).

Mit den indirekten Methoden wird die organische Substanz auf spezifische Zellkomponenten untersucht: Die Gesamtbiomasse kann durch den ATP-Gehalt bestimmt werden (OADES & JENKINSON, 1979), die pilzliche durch Glucosamin (SWIFT, 1973) und Ergosterol (WEST et al., 1987), die bakterielle durch Diamino-Pimilinsäure (DURSKA & KASZUBIAK, 1983), Muraminsäure (KING & WHITE, 1977) und Phospholipide (TUNLID et al., 1985). Lipopolysaccharide der Zellmembran (WATSON & HOBBIE 1979) sind spezifisch für gram-negative Bakterien, Chlorophyll (HOLM-HANSEN & RIEMANN, 1978) für Algen und Cyanobakterien. Vorteile gegenüber der direkten Mikroskopie sind: (1) bessere Mengenausbeute und Reproduzierbarkeit der Extraktion von chemischen Zellkomponenten, (2) längere Lagerfähigkeit der Proben vor der Analyse, (3) geringerer subjektiver Einfluß und (4) geringerer Zeitaufwand.

\* ) Fachgebiet Bodenkunde, von-Siebold-Str. 4, D-3400 Göttingen

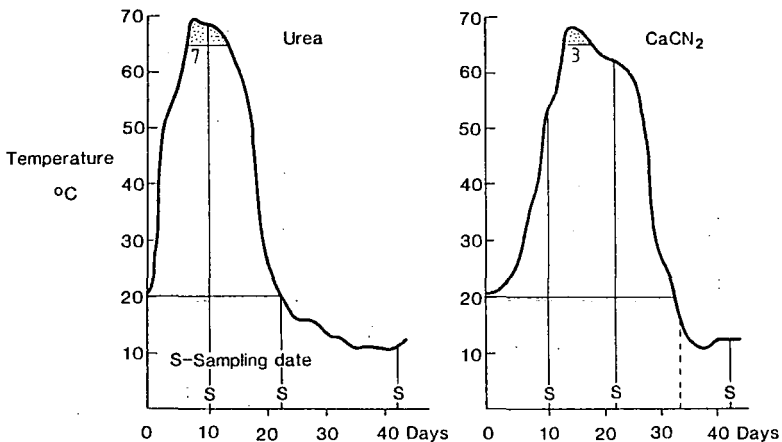
nach 10, 22 und 42 Tagen entnommen (siehe Abbildung 1). Rottebeginn war der 3.10.1986.

**Chemische Analysen:** Alle Analysen wurden an lufttrockenen und gemahlene (0.25 mm Maschenweite) Proben durchgeführt. Trockensubstanz (105 °C) und Asche (700 °C) wurden gesondert ermittelt. Nach erschöpfender Extraktion der Fette mit Diethyl-Ether wurde ein Aliquot der Probe (1 g) 24 h bei 100 °C (Trockenschrank) mit H<sub>2</sub>O extrahiert. Der C-Gehalt wurde im Extrakt nach Verbrennung und IR-Detektion ermittelt (MAIHAK Tocar 2). Ein anderes Aliquot der Probe (0.5 g) wurde 24 h in 15 ml 6 n HCl (20 °C) dispergiert, anschließend 6 h unter Rückfluß hydrolysiert. Im membran-filtrierten Hydrolysat wurden Aminosäuren und Aminosucker nach Kationen-Austausch-Chromatographie (BIOTRONIK LC 2000) bestimmt (JÖRGENSEN, 1987). C und N wurden nach Verbrennung gaschromatographisch ermittelt (CARLO ERBA ANA 1400).

### ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Der Verlauf der Kompostierung wird in Abb. 1 anhand des Temperaturzeitgangs dargestellt. Die Selbsterhitzung von 20 auf ca. 42 °C wird vor allem durch mesophile, die darüber hinaus durch thermophile Organismen erzeugt. Bei ungefähr 70 °C bricht der mikrobielle Metabolismus zusammen (FERTIG, 1981). Pilze sind an der Selbsterhitzung zwar beteiligt, spielen dabei aber keine maßgebliche Rolle. Eine länger anhaltende Erwärmung auf über 60 °C tötet Pilze ab. Beim Absinken der Temperaturen breiten sich aber die verschiedensten Arten wieder aus, insbesondere thermophile und thermotolerante Cellulosezerersetzer (v. KLOPOTEK, 1979). Am Ende des Versuchs war das Häckselstroh außerordentlich stark von kräftigen Pilzhyphen durchzogen.

Abbildung 1 macht die Unterschiede im Temperaturverlauf der beiden Varianten deutlich: Die CaCN<sub>2</sub>-Variante erreichte wegen der anfänglichen mikrobioiden Wirkung der HCN-Phase ihr Temperaturmaximum 7 Tage später, verweilte nur 3 Tage oberhalb 65 °C und kühlte erst 10 Tage später auf die Außentemperatur ab.



**ABBILDUNG 1:** Temperature of chopped and ravelled wheat straw during compost processes (REINKE, 1988)

**TABELLE 1:** Zeitgang von Temperatur und stofflichen Parametern bei der Kompostierung von Weizenstroh mit Urea und CaCN<sub>2</sub>

TAGE	TEMP °C	AFTS kg	C kg	HWEC % C	glcN mg/g	galN AFTS	glcN/galN	ASC/AZC	PILZBIOMASSE kg	% AFTS
<i>FRISCHES WEIZENSTROH</i>										
0	20	41.7	19.5	9.6	2.8	0.6	4.9	9.7	2.3	5.6
s					0.5	0.1	0.5	1.4		
<i>WEIZENSTROH-UREA+CA-KOMPOST</i>										
10	67	36.5	17.2	8.6	8.1	1.7	4.8	6.0	5.9	16.2
s					0.2	0.1	0.2	0.2		
22	25	33.3	17.2	13.3	9.7	2.2	4.5	5.7	6.5	19.4
s					0.2	0.1	0.1	0.2		
42	12	29.7	14.8	11.8	8.0	1.7	4.7	7.8	4.8	15.6
s					1.2	0.2	0.2	0.8		
<i>WEIZENSTROH-CACN2-KOMPOST</i>										
10	51	40.7	19.0	13.8	5.5	0.7	7.9	6.5	4.5	11.0
s					0.8	0.1	1.4	0.4		
22	62	37.6	18.5	17.0	10.2	1.5	6.8	5.8	7.7	20.4
s					0.2	0.1	0.2	0.2		
42	12	33.6	17.3	16.2	7.9	1.3	6.1	7.4	5.3	15.8
s					1.2	0.1	0.4	0.3		

AFTS = aschefreie Trockensubstanz  
 HWEC = heißwasser-extrahierbarer Kohlenstoff  
 glcN = Glucosamin  
 galN = Galactosamin  
 ASC = Aminosäuren-Kohlenstoff  
 AZC = Aminosäure-Kohlenstoff

s = Standardabweichung n = 3

Entsprechend sank die aschefreie Trockensubstanz (AFTS) langsamer ab und stieg der Gehalt an Glucosamin- und Galactosamin in der Anfangsphase mit Verzögerung an (Tabelle 1).

Hervorzuheben ist der beträchtliche Glucosamingehalt des "frischen" Weizenstrohs. Dies weist auf einen ganz erheblichen Pilzbeifall während der Abreifephase hin. Bei der Betrachtung der Gehalte an Glucosamin und der daraus mit dem Faktor 20 berechneten Pilzbiomasse ist zu berücksichtigen, daß die Zeitpunkte der Probenahmen eine unterschiedliche Lage in Bezug zur Temperaturkurve aufweisen. Während des Aufheizens wurde erstaunlicher Weise, aber im Einklang mit der visuellen Beobachtung, eine Pilzbiomasse von ca. 20 % AFTS gefunden. Nach dem Abkühlen auf die Außentemperatur machte die Pilzbiomasse immer noch ca. 16 % der AFTS aus.

Galactosamin ist ein mikrobielles Syntheseprodukt, das nicht in pilzlichen, aber auch in bakteriellen Zellwänden nur in relativ geringen Mengen vorkommt. Es ist vor allem ein wichtiger Bestandteil von mikrobiellen, insbesondere bakteriellen, extrazellulären Schleimkapseln und Schleimstoffen. Es wurde in der CaCN<sub>2</sub>-Variante auffällig stark von Anfang an unterdrückt: Nach 10 Tagen lag der Galactosamingehalt um ca. 60 %, nach 22 Tagen um 30 % und nach 42 Tagen um 20 % niedriger als in der Urea-Variante.

Der Glucosamin/Galactosamin-Quotient ist in beiden Fällen überraschend groß, wenn man bedenkt, daß im Kompostierprozeß der

Voraussetzung zur Umrechnung einer der Zellkomponenten in Biomasse ist die Beschränkung des Vorkommens auf lebende Organismen in möglichst konstanter Konzentration. Nach dem Absterben des Organismus bzw. dem Ausscheiden der spezifischen Verbindung sollte diese schnell abgebaut und nicht an Tonmineralen oder Humussubstanzen sorbiert werden. Diese Bedingungen werden für die Gesamtbiomasse am besten durch die Bestimmung von ATP erfüllt. Die anderen spezifischen Stoffe haben ihre Bedeutung vor allem in der Bestimmung von Art und Wirksamkeit einzelner Organismengruppen bei der Zersetzung. In einem primär mikroorganismen-freien oder -armen Substrat, wie z.B. Stroh oder Laubstreu, lassen sich diese Verbindungen in Biomasse umrechnen. Auch in Böden sind die an den Humuskörper gebundenen Glucosamin- oder Ergosterolanteile eng mit der Menge der aktiven Biomasse korreliert (WEST et al., 1987).

Als indirekter Nachweis für Pilzbioasse wird vorwiegend die Chitosan-Bestimmung herangezogen (z.B. MATCHAM et al., 1985). Der erste Schritt aller Chitosan-Assays ist immer die Depolymerisation, nach welcher die Hexosamine gegen Glucosamin als Standard colorimetrisch gemessen werden (z.B. RIDE & DRYSDALE, 1972). Ein Nachteil dieser Assays ist, daß sie zwischen Glucosamin und Galactosamin nicht unterscheiden können. Dabei kann der Anteil des Galactosamins an den Aminozuckern 50 % überschreiten (JÖRGENSEN, 1987). Trotzdem sind Glucosamin-Daten nach Trennung der Aminozucker mit Hilfe eines Aminosäuren-Analysators (WU & STAHMANN, 1975) oder eines Gaschromatographen (HICKS & NEWELL, 1984) selten.

Der Umrechnungsfaktor von Glucosamingehalt in Pilzbioasse variiert in Abhängigkeit vom Mycelgewicht, Alter und Species, aber auch von der anfänglichen Nährstoffmenge und -Zusammensetzung (HICKS & NEWELL, 1984). Die Trockensubstanz von *Fusarium* spp. weist Glucosamin-Konzentrationen von 6 bis 11 % auf, die anderer Spezies 1 bis 9 % (HICKS & NEWELL, 1984), das Myzel einer *Mycena* sp. auf Laubstreu 4.3 % (FRANKLAND et al., 1978). Für Schätzungen ist es zu rechtfertigen, mit durchschnittlich 5 %, d.h. einem Faktor von 20 zu rechnen.

## II. ZEITGANG VON STOFFLICHEN PARAMETERN ZUM MIKROBIELLEN UMSATZ BEI EINER KOMPOSTIERUNG VON WEIZENSTROH

Die Kompostierung von land- und forstwirtschaftlichen Ernterückständen und Siedlungsabfällen (Stroh, Holz, Biomüll) findet nicht zuletzt deswegen zur Zeit großes wissenschaftliches Interesse, da wasserlösliche Extraktstoffe der Ausgangssubstrate pflanzenschädliche Wirkung zeigen können. Es besteht die Vorstellung, daß diese im Verlauf eines Kompostierprozesses so umgesetzt werden, daß der Kompost z.B. als Kultursubstrat oder Torfersatzstoff verwendet werden kann. In diesem Zusammenhang steht die Frage nach der "Reife" im Vordergrund.

### MATERIAL UND METHODEN

**Kompostierung:** In einem von REINKE (1988) durchgeführten Versuch wurden Kästen aus Grobstyropor (1x1x1 m Innenmaß, 0.1 m Wandstärke) mit 50 kg lufttrockenem, fasergehäckseltem Weizenstroh, mit 116 l H<sub>2</sub>O und 432 g Hyperphos befüllt. Durch Zusatz von 461 g N (im Stroh bereits 190 g) wurde ein C/N-Verhältnis von 30 eingestellt: in Variante I mit 989.5 g Urea (Harnstoff) + 2217 g CaCO<sub>3</sub> (Ausgleich des Kalkanteils im CaCN<sub>2</sub>), in Variante 2 mit 2280 g CaCN<sub>2</sub>. Temperaturmessungen fanden täglich statt. Proben wurden

Anteil der Bakterien an der Zersetzung vergleichsweise groß sein soll, besonders in der Phase der Selbsterhitzung. Dagegen führen die Prozesse der Laubstreuersetzung (JÖRGENSEN, 1987) oder der Torfbildung (SOWDEN et al., 1978), die nachweislich durch pilzlichen Metabolismus geprägt sind, zu Glucosamin/Galactosamin-Quotienten zwischen 1.0 und 1.2. Um die beobachteten Sachverhalte zu klären, ist es notwendig, den Anteil bakteriellen Glucosamins bzw. der Anteil von Glucosamin in Schleimstoffen zu ermitteln. Ebenso müßte der pilzliche (Ergosterol) und der bakterielle (Muraminsäure) Anteil der Biomasse bestimmt werden. Wichtig wäre hier ein Vergleich mit der Methode der selektiven Inhibierung (ANDERSON & DOMSCH, 1973).

Der Anteil heißwasser-extrahierbarer C-Verbindungen stieg korrespondierend mit den Parametern der mikrobiellen Zersetzung an, war aber in CaCN<sub>2</sub>-Variante, bezogen auf den jeweiligen Abschnitt der Temperaturkurve, durchweg größer als in der Urea-Variante. Während der aufsteigenden meso-thermophilen Phase der Kompostierung wird ein Teil der Strohsubstanz Organismen aufgeschlossen, bis die enzymatisch schnell und leicht verfügbaren Substanzen aufgebraucht sind und die thermophilen Populationen zusammenbrechen. Der Kompostierprozeß war nach 42 Tagen keineswegs beendet. Es ist durchaus wahrscheinlich, daß man in der CaCN<sub>2</sub>-Variante die gleichen Verluste an organischer Substanz messen könnte wie in der Urea-Variante. Ebenso ist anzunehmen, daß in beiden Varianten die chemisch mikrobiellen Umbauprozesse am Ende des Kompostierversuchs trotz 30 % Verlust der AFTS noch nicht abgeschlossen waren.

Eine weitergehende Analyse der Stoffgruppen (Lipide, Kohlenhydrate, N-Verbindungen, Oxiphenole, Lignine) könnte in diesem Zusammenhang weitere Hinweise für folgende Hypothese geben, die aus Daten zum Umsatz der Laubstreu entwickelt wurde (JÖRGENSEN, 1987): *Beim Abbau wird das Substrat peripher, in Abhängigkeit von der mechanischen Oberflächenentwicklung, von Mikroorganismen mineralisiert oder zu mikrobiell veränderten Produkten katabolisiert, im Kern aber nur wenig verändert. Die mikrobielle Peripherie kann sich aber im Ablauf der Kompostierung bei Aufzehrung des Substrates nach Art und Menge ändern. Dabei können intermediäre Inhaltsstoffe, z.B. Oxiphenole, als Indikatoren für die "Reifung" eines Substrates dienen.*

#### LITERATUR

- ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H., 1973: Quantification of bacterial and fungal contributions to respiration.  
*Archiv für Mikrobiologie* 93, 113-127
- ANDERSON, J.P.E. & DOMSCH, K.H., 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils.  
*Soil Biology and Biochemistry* 10, 215-221
- ATLAS, R.M., 1982: Enumeration and estimation of microbial biomass. In: BURNS, R.G. & SLATER, J.H. (eds.): *Experimental Microbial Ecology*. Blackwell, Oxford, 85-102
- DURSKA, G. & KASZUBIAK, H., 1983: Occurrence of bound muramic acid and alpha, e-diaminopimelic acid in soil and comparison of their contents with bacterial biomass.  
*Acta Microbiologica Polonica* 32, 257-263

- FERTIG, J., 1981: *Untersuchung von Wechselwirkungen zwischen Belüftung, Sauerstoffverbrauch, Kohlendioxidbildung und Abbau organischer Substanz bei der Kompostierung von Siedlungsabfällen*. Diss. Inst. f. Mikrobiol. u. Landeskn., Univ. Gießen
- FRANKLAND, J.C., LINDLEY, D.K. & SWIFT, M.J., 1978: A comparison of two methods for estimation of mycelial biomass in leaf litter. *Soil Biology and Biochemistry* 10, 323-333
- HICKS, R.E. & NEWELL, S.Y., 1984: A comparison of glucosamine and biovolume conversion factors for estimating fungal biomass. *Oikos* 42, 355-360
- HOLM-HANSEN, O. & RIEMANN, B., 1978: Chlorophyll determination: improvement in methodology. *Oikos* 30, 438-447
- JENKINSON, D.S. & LADD, J.N., 1981: Microbial biomass in soil: measurement and turnover. In: PAUL, E.A. & LADD, J.N. (eds.): *Soil Biochemistry*. Vol. 5. Dekker, New York, 415-471
- JENKINSON, D.S. & POWLSON, D.S., 1976: The effects of biocidal treatments on metabolism in soil. 5. A method for measuring soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 8, 209-213
- JÖRGENSEN, R.G., 1987: Flüsse, Umsatz und Haushalt der postmortalen organischen Substanz und ihrer Stoffgruppen in Streudecke und Bodenkörper eines Buchenwald-Ökosystems auf Kalkgestein. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 91, 1-409
- KING, J.D. & WHITE, D.C., 1977: Muramic acid as a measure of microbial biomass in estuarine and marine samples. *Applied and Environmental Microbiology* 33, 777-783
- KLOPOTEK, A. von, 1979: Vorkommen und Verbreitung hydrolytischer Eigenschaften bei Schimmelpilzen aus Müll und Müllkomposten. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 142, 422-433
- MATCHAM, S.E., JORDAN, B.R. & WOOD, D.A., 1985: Estimation of fungal biomass in a solid substrate by three independent methods. *Applied Microbiology and Biotechnology* 21, 108-112
- OADES, J.M. & JENKINSON, D.S., 1979: Adenosine triphosphate content of the soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 11, 201-204
- REINKE, A., 1988: Diplomarbeit, Institut für Bodenkunde, von-Siebold-Str.4, D-3400 Göttingen
- RIDE, J.P. & DRYSDALE, R.B., 1972: A rapid method for the chemical estimation of filamentous fungi in plant tissue. *Physiology and Plant Pathology* 2, 7-15
- SOWDEN, F.J., MORITA, H. & LEVESQUE, M., 1978: Organic nitrogen distribution in selected peats and peat fractions. *Canadian Journal of Soil Science* 58, 237-249
- TUNLID, A., BAIRD, B.H., TREXLER, M.B., OLSSON, S., FINDLAY, R.H., ODHAM, G., WHITE, D.C., 1985: Determination of phospholipid ester-linked fatty acids and poly-beta-hydroxybutyrate for the estimation of bacterial biomass and activity in the rhizosphere of the rape plant *Brassica napus* (L.). *Canadian Journal of Microbiology* 31, 1113-1120
- WATSON, S.W. & HOBBIE, J.E., 1979: Measurement of bacterial biomass as lipopolysaccharide. In: COSTERTON, J.W. & COLWELL, R.R. (eds.): *Native Aquatic Bacteria: Enumeration, Activity and Ecology*. ASTM Special Technical Publication 695, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 82-88
- WHITE, D.C., DAVIS, W.M., NICKELS, J.S., KING, J.D. & BOBBIE, R.J., 1979: Determination of the sedimentary microbial biomass by extractable lipid phosphate. *Oecologia* 40, 51-62
- WU, L. & STAHMANN, M.A., 1975: Chromatographic estimation of fungal mass in plant materials. *Phytopathology* 65, 1032-1034



**Aliphatische Komponenten der organischen Substanz in Waldböden**

**I. <sup>13</sup>C-NMR-spektroskopische und naßchemische Untersuchungen**

von

KÖGEL-KNABNER, I.\*

Wie unsere Untersuchungen zur chemischen Zusammensetzung der organischen Substanz in Waldböden zeigen (Kögel et al., 1988), enthält schon die unzersetzte Streu einen beträchtlichen Anteil unbekannter Alkyl-Kohlenstoff-Komponenten. Im Laufe von Streuzersetzung und Humifizierung im Humusprofil nimmt der Anteil des Alkyl-Kohlenstoffs von 15-20 % auf etwa 25 % zu (Kögel, 1987; Zech et al., 1985). Dieser hohe Alkyl-Kohlenstoff-Gehalt läßt sich nur teilweise durch extrahierbare Lipide erklären (Kögel-Knabner et al., 1988). Eine wichtige Komponente der Streu, die meist vernachlässigt wird, ist das Cutinpolymer der pflanzlichen Cuticula (Frey-Wyssling, 1959). Über Menge und chemische Zusammensetzung des Cutins der Hauptstreubildner in mitteleuropäischen Wäldern ist nur wenig bekannt (Riederer, pers. Mitt.). Auch das Abbauverhalten des Cutinpolymers im Boden ist weitgehend ungeklärt. Dennoch vermuten Macnamara und Dickinson (1981), daß Cutin relativ abbauresistent ist. Auch Nip et al. (1986) schließen aus ihren Untersuchungen auf eine hohe Abbauresistenz des Cutins.

Ziel unserer Untersuchungen ist es daher, die wesentlichen Fettsäurebausteine des Cutins von Laubstreu (Buche, Esche) und Nadelstreu (Fichte) zu bestimmen und das Verhalten dieser Stoffgruppe während des Streuabbaus in Waldböden zu charakterisieren.

**Material und Methoden**

Untersucht wurden verschiedene Humusprofile (Mull, Moder, Roh-

---

1) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 10 12 51, 8580 Bayreuth.

humus), die günstige bis ungünstige Bedingungen des Streuabbaus repräsentieren (Kögel, 1987). Um die Abbaurrate des Cutins zu bestimmen, wurden zusätzlich litter-bag-Versuche ausgewertet (Johannson, 1986).

Die Festkörper-<sup>13</sup>C-NMR-Spektren wurden unter folgenden Bedingungen aufgenommen: 25.2 MHz, Kontaktzeit 1 ms, Impulsintervall 0.7 s, Spinnerrotationsfrequenz 3 - 3,5 kHz, Anzahl der Einzelmessungen 10 000 - 80 000 (Hatcher et al., 1986).

Die Methode zur Freisetzung und Bestimmung der Cutinmonomere wurde von Riederer und Schönherr (1986) beschrieben. Die Proben wurden mit Chloroform/Methanol (1:1) im Soxhlet extrahiert (24 h), um lösliche Lipide zu entfernen. Anschließend wurden die Proben zur Umesterung bei 70 °C mit BF<sub>3</sub>/Methanol behandelt (16 h) und derivatisiert. Die gaschromatographische Bestimmung der Abbauprodukte erfolgte mit einer DB-5 Säule unter der Annahme eines Responsefaktors von 1 und n-Eicosan als internem Standard.

## **Ergebnisse und Diskussion**

### Zusammensetzung des Cutins

Cutin ist ein Polymer aus Hydroxy- und Epoxyfettsäuren der Kettenlänge C<sub>16</sub> und C<sub>18</sub>. Diese sind über Ester- und Etherbindungen miteinander verknüpft. Die Monomeren aus Esterbindungen können nach Umesterung und Derivatisierung gaschromatographisch bestimmt werden (Holloway, 1984). Die identifizierten Bestandteile des Cutins aus Fichten- und Buchenstreu sind in Tab. 1 zusammengefaßt. Diese Substanzen kommen neben dem Cutin auch im Suberin vor. Mittels CMPAS-<sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie konnten wir bestätigen, daß durch Verseifung bzw. Umesterung, wie zu erwarten, nur ein Teil des Alkyl-Kohlenstoffs herausgelöst wird.

### Festkörper-<sup>13</sup>C-NMR-Spektroskopie

In Abb. 1 sind die NMR-Spektren des Rohhumusprofils aus Fichte dargestellt. Im Laufe von Streuabbau und Humifizierung ist eine Abnahme der Polysaccharide (50-110 ppm) und eine Zunahme des Alkyl-Kohlenstoffs (0-50 ppm) festzustellen. Der Anteil des aromatischen Kohlenstoffs (110-160 ppm) bleibt etwa konstant.

### Litter-bag-Versuch

Abb. 2 zeigt das Verhalten der mengenmäßig bedeutendsten Cutinmonomere während des Abbaus von Fichtenstreu über sieben Jahre. Es ist deutlich zu erkennen, daß Cutin im Vergleich zur Streu verzögert abgebaut wird. Erst nach 5 Jahren (= 80 % Streuabbau) ist eine intensivere Abnahme der Cutinsäuren zu beobachten. Dies weist auf eine relative Anreicherung des Cutins während des Streuabbaus hin.

### Humusprofile

Ähnliche Ergebnisse zeigen sich bei der Untersuchung verschiedener Humusprofile (Tab. 2). Besonders im Auflagehumus reichert sich Cutin an. Dagegen wird das Cutin im Mullprofil gut abgebaut, so daß im Ah-Horizont nur noch geringe Mengen der Cutinmonomere nachweisbar sind.

Die Untersuchung der Humusfraktionen dieser Profile zeigt, daß das Cutin im wesentlichen in der Huminfraktion verbleibt, nur Spuren der Cutinmonomere sind in der Fulvosäure- und Huminsäurefraktion zu finden.

Diese Ergebnisse zeigen somit eine relative Anreicherung des Cutins in Humusprofilen. Es ist allerdings zu beachten, daß die bestimmten Cutinsäuren nur einen Teil des Alkyl-Kohlenstoffs in Waldböden ausmachen. Die selektive Anreicherung des Cutins reicht aber alleine nicht aus, um den Anstieg des Alkyl-Kohlenstoffs in den Humusprofilen zu erklären.

### **Dank**

Ich danke Dr. M.-B. Johannson, Uppsala, für die Überlassung der Proben der litter-bag-Versuche. Die Arbeiten wurden von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (SFB 137) und dem NATO Collaborative Research Grants Program (0799/87) finanziell unterstützt.

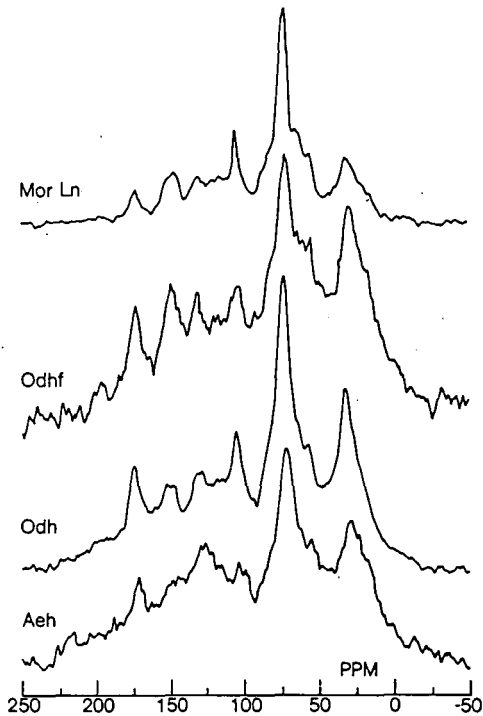


Abb. 1: CPMAS-<sup>13</sup>C-NMR-Spektren ausgewählter Horizonte eines Fichtenrohhumusprofils.

Tab. 1: Identifizierbare Bestandteile des verseifbaren Anteils von Buchen- und Fichtencutin

- 
- 1) 18-Hydroxy-9-Octadecensäure<sup>a</sup>
  - 2) 9,16- und 10,16-Dihydroxyhexadecensäure
  - 3) 9,10,18-Trihydroxyoctadecensäure
  - 4) 9,10-Epoxy-18-Hydroxyoctadecensäure
- 

<sup>a</sup>Spuren

Tab. 2: Verhalten der Cutinmonomere (Summe aus den Komponenten 2, 3 und 4, Tab. 1) im Humusprofil

Mull		Moder		Rohhumus	
mg g <sup>-1</sup> org. Substanz					
Ln	23.1	Ln	16.3	Ln	15.2
LAh	1.3	Of2	7.4	Odhf	24.1
Ah	<0.6	Ofh	8.7	Odh	14.0
		Ah	8.8	Aeh	0.8

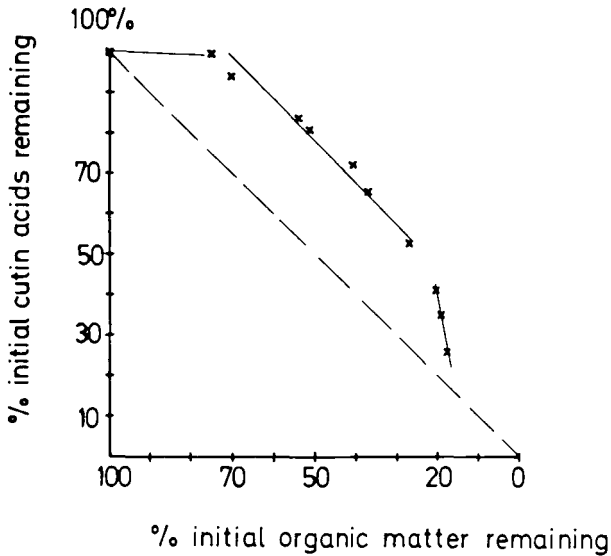


Abb. 2: Verhalten des Cutins (Summe der Cutinsäuren) während des Abbaus von Fichtenstreu über 7 Jahre.

## Literatur

- Frey-Wyssling A. (1959): Die pflanzliche Zellwand. Springer, Berlin.
- Hatcher P.G., Spiker E.C., Orem W.H. (1986): Organic chemical studies of the humification process in low-moor peat, in C.H. Fuchsman (Hrsg.): Peat and Water, S. 195-213.
- Holloway P.J. (1984): Cutins and suberins, the polymeric plant lipids, in H.K. Mangold, G. Zweig und J. Sherma (Hrsg.): CRC Handbook of chromatography, Lipids, Vol. 1, CRC Press, Boca Raton, S. 321 ff.
- Johansson M.-B. (1986): Chemical composition and decomposition pattern of leaf litters from forest trees in Sweden with special reference to methodological aspects and site properties. Dissertation, Uppsala.
- Kögel I. (1987): Organische Stoffgruppen in Waldhumusformen und ihr Verhalten während der Streuzersetzung und Humifizierung. Bayreuther Bodenkundl. Ber. 1.
- Kögel I., Hempfling R., Zech W., Hatcher P.G., Schulten H.-R. (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils. I. Forest litter, Soil Sci., im Druck.
- Kögel-Knabner I., Zech W., Hatcher P.G. (1988): Chemical composition of the organic matter in forest soils. III. The humus layer. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk., eingereicht.
- Macnamara O.C., Dickinson C.H. (1981): Microbial degradation of plant cuticle, in J.P. Blakeman (Hrsg.): Microbial ecology of the phylloplane, Academic Press, London, S. 455-473.
- Nip M., Tegelaar E.W., DeLeeuw J.W., Schenck P.A. (1986): A new non-saponifiable highly aliphatic and resistant biopolymer in plant cuticles. Naturwissenschaften 73, 579-585.
- Riederer M., Schönherr J. (1986): Quantitative gas chromatographic analysis of methyl esters of hydroxy fatty acids derived from plant cutin. J. Chromatogr. 360, 151-161.
- Zech W., Kögel I., Zucker A., Alt H. (1985): CP-MAS-13C-NMR-Spektren organischer Lagen einer Tangelrendzina. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 148, 481-488.

## **CU(II)-KOMPLEXIERUNG DURCH MOLEKULARFILTRATIONS-FRAKTIONEN EINES EDELKASTANIEN-LAUBSTREU-EXTRAKTES**

von

Luster, J. <sup>1)</sup>, B. Magyar <sup>2)</sup>, und P. Blaser <sup>1)</sup>

### **1. EINLEITUNG, ZIELSETZUNG**

Die Bindung "freier" Formen gewisser Metalle, wie z.B. Cu(II), Pb(II) oder Al(III), durch gelöstes organisches Material (**GOM**) im Bodenwasser ist ein wichtiger Faktor bei der Spezierung dieser Metalle im Boden. Die Spezierung, d.h. die Verteilung der Metalle auf die unterschiedlichen Formen, ist für die Frage der Pflanzenverfügbarkeit von entscheidender Bedeutung.

In einer methodischen Arbeit soll an einem Modellsystem (Wasserextrakt einer Edelkastanien-Laubstreu) gezeigt werden, wie sich mit verschiedenen Trennmetho- den gewonnene Fraktionen des GOM in ihren Komplexbildungseigenschaften gegen- über Cu(II) unterscheiden.

Hier werden die mit einer ersten Trennmethode, der Molekularfiltration, ge- wonnenen Resultate präsentiert.

### **2. METHODISCHES**

#### **2.1. Aufarbeitung**

- Frischgefallene Edelkastanienlaubstreu (Versuchsfläche Copera, Tessin) wird bei 105°C getrocknet und mit einer Ultrazentrifugalmühle (1mm-Sieb) gemahlen.
- Das erhaltene Pulver wird mit bidest. Wasser extrahiert und bis 0.45µm fil- triert. Bis hierher vgl. auch (BLASER et al., 1984).
- Der frische Wasserextrakt wird durch Elution über einen stark sauren Kationenaustauscher Amberlite IR-120 in H<sup>+</sup>-Form von mitextrahierten Kationen weitgehend befreit. Von den komplexchemisch relevanten Kationen kann nur Al(III) nicht genügend entfernt werden. (vgl. Tab.1)

<sup>1)</sup> Eidg. Anstalt für das forstliche Versuchswesen EAFV, Zürcherstr 111, CH-8903 Birmensdorf

<sup>2)</sup> Laboratorium für Anorganische Chemie der ETH Zürich, ETH Zentrum, CH-8092 Zürich

Tab.1: Vergleich von frischem und gereinigtem Wasserextrakt der Edelkastanienlaubstreu;

Messmethoden: - Totaler org. Kohlenstoff (TOC) mit "TOC-Analyzer"  
 - Metalle mit ICP-Atomemissions- und Al zusätzlich mit Graphitrohr-Atomabsorptions-Spektrometrie

	Gehalt im frischen Wasserextrakt <i>(bezogen auf Trockensubstanz)</i>	Gehalt im gereinigten Wasserextrakt <i>(bezogen auf Trockensubstanz)</i>
<b>Trockensubstanz</b>	3200 ppm	2900 ppm
<b>TOC</b>	1425 ppm (45%)	1360 ppm (47%)
<b>Mg</b>	25 ppm (7800 ppm)	≤ 0.03 ppm (≤ 10 ppm)
<b>Ca</b>	30 ppm (9400 ppm)	≤ 0.5 ppm (≤ 175 ppm)
<b>Mn</b>	4 ppm (1250 ppm)	≤ 0.002 ppm (≤ 0.7 ppm)
<b>Ni</b>	0.05 ppm (16 ppm)	≤ 0.01 ppm (≤ 4 ppm)
<b>Cu</b>	0.05 ppm (16 ppm)	≤ 0.02 ppm (≤ 7 ppm)
<b>Zn</b>	0.35 ppm (110 ppm)	≤ 0.05 ppm (≤ 18 ppm)
<b>Al</b>	2 ppm (625 ppm)	1 ppm (350 ppm)
<b>Fe</b>	0.2 ppm (60 ppm)	≤ 0.1 ppm (≤ 35 ppm)

## 2.2. Molekularfiltration

Der gereinigte Wasserextrakt wird mit einer sequentiellen Diafiltration (Filtration mit konstantem Retentats-Volumen, vgl. auch "Washing Technique" bei (BUFFLE et al.,1978)) durch asymmetrische Molekularfilter mit nominellen Ausschlussgrenzen 100'000, 10'000, 1'000 und 300 bei pH 4 in 5 Fraktionen aufgetrennt.

In Tab. 2 sind diese Fraktionen bezüglich ihres Gehaltes an organischem Kohlenstoff und an nicht austauschbarem Al (nicht mit stark saurem Kationenaustauscher entfernbar) charakterisiert.



Tab. 2 : Charakterisierung des gereinigten Wasserextrakts und der Molekularfiltrations-Fraktionen

- TOC : Totaler organischer Kohlenstoff, best. mit "TOC-Analyzer".
- Ext. (280 nm) : Extinktion des Elektronenspektrums bei 280 nm, umgerechnet auf die konzentrierte Probe.
- Al / GOM : Für die mol/l GOM wurden mittlere Molekulargewichte aufgrund der Filter-Ausschlussgrenzen angenommen. Unter Annahme eines konstanten C-Gehaltes wurden die Werte dann aus den TOC-Konzentrationen berechnet.

Fraktion mit Molekulargewicht	TOC [ppm] (%) <sup>1)</sup>	Ext.(280 nm) (%)	natb <sup>2)</sup> Al [ppm] (%) <sup>1)</sup>	Al [mol/l] / GOM [mol/l]	Al [mol/l] / TOC [mol/l]
> 100'000	320 (24)	6.6 (19)	0.39 (41)	10	5.6*10 <sup>-4</sup>
10'000 - 100'000	265 (19)	9.3 (27)	0.26 (28)	1	4.6*10 <sup>-4</sup>
1'000 - 10'000	215 (16)	6.3 (18)	0.14 (15)	0.06	2.8*10 <sup>-4</sup>
300 - 1'000	150 (11)	3.4 (10)	0.08 (9)	0.006	2.4*10 <sup>-4</sup>
< 300	235 (17)	3.9 (11)	< 0.05 (< 5)	< 0.006	< 1.0*10 <sup>-4</sup>
<i>Summe</i>	<i>1185 (87)</i>	<i>29.5 (85)</i>	<i>&lt; 0.92 (&lt; 98)</i>		
<b>Gesamtextrakt</b>	1360	34.9	0.94		3.1*10 <sup>-4</sup>

1) Bezogen auf den Gesamtextrakt

2) "natb Al": Nicht austauschbares, d.h. nicht mit stark saurem Kationenaustauscher entfernbare, Al

### 2.3. Cu(II)-Komplexierung

Für die Titration des gelösten organischen Materials (GOM) im gereinigten Wasserextrakt und den Fraktionen mit Cu(II) wird die Gleichgewichts-Ionenaustauscher-Methode (**GIM**) nach (STEVENSON und ARDAKANI, 1972) sinngemäss angewendet.

- Wichtige Details:
- Ionenaustauscher: Stark saurer Kationenaustauscher "Amberlite IR-120" in Li<sup>+</sup>-Form
  - Ionenstärke: 0.01 M, LiNO<sub>3</sub>
  - pH: 6
  - Cu(II)-Zugabe als Cu(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>
  - Temp.: 25° C
  - Equilibrierungszeit: 24 Std.
  - Der gereinigte Wasserextrakt und die Fraktionen sind jeweils 1:50 mit 0.01 M LiNO<sub>3</sub> verdünnt, so dass die Konzentration an GOM mit derjenigen in typischen Lysimeterlösungen ungefähr übereinstimmt.
  - Messung der Cu(II)-Konzentrationen in Lösung mit Atomabsorptions-Spektrometrie in der Flamme.

Die Auswertung der Titrationskurven erfolgt unter der Annahme, dass nur 1 Quasipartikel CuL gebildet wird ("Quasipartikuläres Modell", vgl. (SPOSITO, 1986)). Diese Annahme erlaubt die Bestimmung der

konditionalen Stabilitätskonstante  $K' = \frac{[CuL]}{[Cu] * [L]}$  und der Metallbindungs-Kapazität

$[L_{tot}]$  mithilfe der linearen Beziehung  $\frac{[Cu]}{[CuL]} = \frac{1}{[L_{tot}] * K'} + \frac{1}{[L_{tot}]}$  \* [Cu].

Im Gegensatz zu (STEVENSON und ARDAKANI, 1972) wird bei dieser Auswertemethode nur *eine* Titrationskurve bei *einer* Ligandkonzentration benötigt.

In der Praxis sind diese Beziehungen v.a. im unteren Titrationsbereich nicht linear. Das bedeutet, dass das gewählte Modell das Komplexbildungsverhalten nicht genau beschreibt.

Der nicht lineare Bereich ist jedoch in allen Fällen vernachlässigbar klein. Zusätzliche "chemische" Aussagen lassen sich mit einem durch Annahme weiterer Quasipartikel verbesserten Kurvenfit sowieso nicht gewinnen. Mit der Formulierung eines Quasipartikels beschreibt man nämlich in keiner Weise ein wirkliches Molekül, sondern versucht, damit das **komplexchemische Verhalten** einer strukturchemisch nicht definierten Mischung **mathematisch** zu simulieren.

### 3. DISKUSSION

Tab. 3 zeigt, dass sich die Bindungsstärke der angenommenen Quasipartikel für zugegebenes Cu(II) mit zunehmender Molekülgrösse erhöht.

Eine mit den für die Fraktionen gefundenen Stabilitätskonstanten und Metallbindungs-kapazitäten gerechnete Spezierung für den ganzen Extrakt (Fig.1) zeigt, dass bei totalen Cu-Konzentrationen unter 10<sup>-5</sup> M (≅ 0.6ppm) 85% des Cu(II) an Moleküle mit Molekulargewicht > 1'000 gebunden ist.

Erst bei deutlich über diesem Wert liegenden Cu(II)-Konzentrationen tragen auch die kleineren Moleküle wesentlich zur Bindung bei, d.h. also erst dann, wenn die grösseren Moleküle mit Cu(II) gesättigt sind.

Es ist allerdings zu beachten, dass der Verlauf der Kurven in Fig.1 bei totalen Cu(II)-Konzentrationen über  $1.7 \cdot 10^{-4}$  M spekulativ ist, da bei der Titration des Gesamt-extraktes mit Cu(II) ab dieser Konzentration metallorganisches Material auszufallen begann. Der Wert stimmt gut mit der rechnerisch ermittelten Metallbindungskapazität  $L_{tot}$ . (vgl. Tab. 3) überein.

Die Verteilung des nicht austauschbaren, also stark gebundenen Al (vgl. Tab.2 ) weist auf die gleiche Bindungs-Tendenz bei diesem Metall hin.

Tab. 3 : Cu(II)-Komplexierung durch den Gesamtextrakt und die Molekular-filtrations-Fractionen (jeweils 1:50 verdünnt)

Fraktion mit Molekulargewicht	log K' ([mol/l] <sup>-1</sup> )	$L_{tot}$	
		[mol/l]	[mol/kg Trockensubstanz]
> 100'000	5.80	$1.6 \cdot 10^{-5}$	1.2
10'000 - 100'000	5.50	$4.3 \cdot 10^{-5}$	3.8
1'000 - 10'000	5.40	$4.3 \cdot 10^{-5}$	4.7
300 - 1'000	4.97	$2.7 \cdot 10^{-5}$	4.2
< 300	4.24	$8.7 \cdot 10^{-5}$	8.8
Summe		$21.6 \cdot 10^{-5}$	
Gesamtextrakt	5.31	$22.0 \cdot 10^{-5}$	3.8

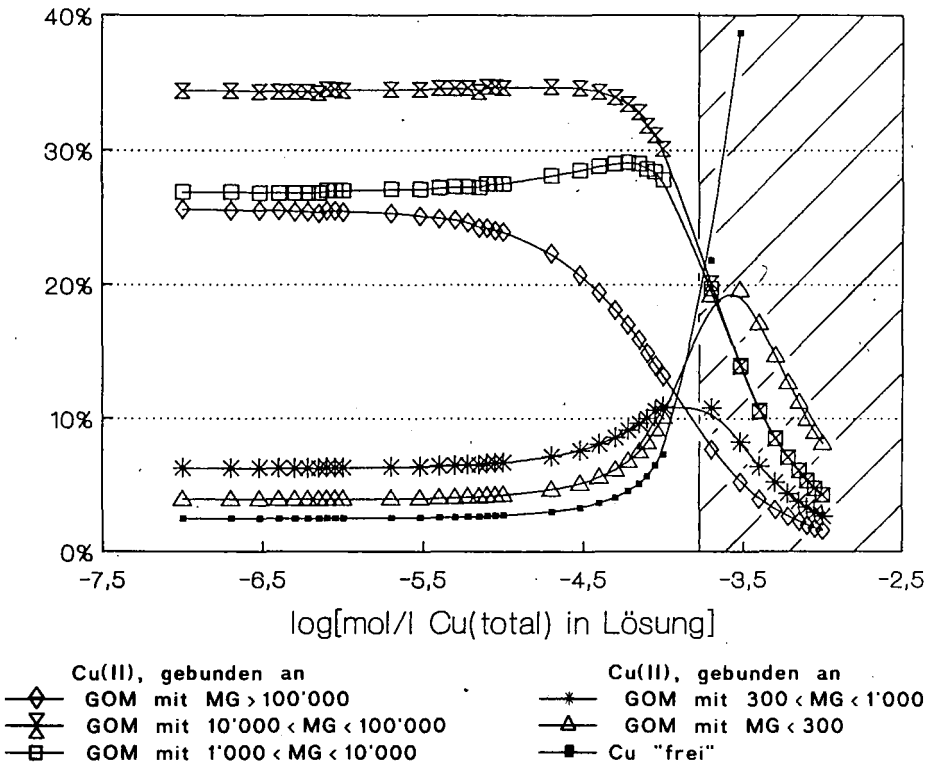
#### 4. AUSBLICK

In der Fortsetzung dieser Arbeit sollen als weitere Trennmethode flüssigchromatographische Techniken ausprobiert und die Cu(II)-Komplexierung der so erhaltenen Fraktionen in der gleichen Weise wie oben verglichen werden. Ausserdem sollen den Komplexbildungseigenschaften der Fraktionen auch noch Informationen über die organische Struktur (am ehesten aus <sup>13</sup>C-NMR) gegenübergestellt werden.

Aus den drei Informationen über (i) Trennmechanismus, (ii) Komplexbildung und (iii) Struktur sollten weitergehende Aussagen über das "Wie" der Cu-Bindung möglich sein. Wunschziel wäre die Auftrennung der GOM in den Streuextrakten in komplexchemisch deutlich unterscheidbare Fraktionen.

Fig. 1: Prozentualer Anteil der verschiedenen Cu(II)-Spezies am totalen Cu im Gesamtextrakt (Berechnet mit den für die Fraktionen ermittelten  $K'$  und  $L_{tot}$  aus Tab. 3)

Der Kurvenverlauf im schraffierten Bereich ist spekulativ (vgl. Text).



## 6. LITERATUR

- BLASER, P., G. SPOSITO und K.M. HOLTZKLAW (1984): Composition and acidic functional group chemistry of an aqueous chestnut leaf litter extract. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 48: 278 - 283
- BUFFLE, J., P. DELADOEY und W. HAERDI (1978): The use of ultrafiltration for the separation and fractionation of organic ligands in fresh waters. *Anal. Chim. Acta* 101: 339 - 357
- SPOSITO, G (1986): Sorption of trace metals by humic materials in soils and natural waters. *Crit. Rev. Environ. Control* 16: 193 - 229
- STEVENSON, F.J. und M.S. ARDAKANI (1972): A modified ion-exchange technique for the determination of stability constants of metal-soil organic matter complexes. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 36: 884 - 890

## Untersuchungen über das Redoxverhalten von Huminstoffen

von

**Matthiessen, A.\***

In vielen Untersuchungen ist die reduzierende Eigenschaft von Huminstoffen beschrieben worden (SZILAGYI (1974); SKOGERBOE u. WILSON (1981); ALBERTS et al. (1974)). Dabei wurden unterschiedliche Oxidationsmittel verwandt, wie z.B. Kaliumpermanganat, Kaliumdichromat, Eisen(III)chlorid, Quecksilber(II)chlorid und Jod. Eine Vielzahl von Substanzen, die mit Huminstoffen Redoxreaktionen eingehen, ist von SZILAGI (1974) zusammengestellt worden. Diese Versuche wurden nie systematisch weitergeführt, um die Elektronenaustauscheigenschaften von Huminstoffen zu charakterisieren und zu quantifizieren. Dabei erscheint es möglich, mit der Quantifizierung der Redoxeigenschaften ein Einteilungssystem für die Huminstoffe herzuleiten, das sich nicht auf ihre Gewinnung in Abhängigkeit von der Löslichkeit stützt, sondern von der *Reaktivität* der Substanzen geprägt wird.

Hier sollen verschiedene Untersuchungsverfahren vorgestellt werden, die es ermöglichen, die Menge der umsetzbaren Elektronen von Huminstoffen in Abhängigkeit vom pH-Wert zu bestimmen. Eines dieser Untersuchungsverfahren soll standardisiert eingesetzt werden, um vergleichbare Daten über verschiedene Huminstoffe zu gewinnen.

Für die vergleichenden Messungen mit verschiedenen Verfahren wird ein Hydrochinonhuminstoff eingesetzt, der unter definierten Bedingungen in größerer Menge hergestellt wurde.

Bei sämtlichen Operationen im Rahmen der Untersuchungen wird streng darauf geachtet, daß der eingesetzte Huminstoff nicht mit Luftsauerstoff bzw. gelöstem Sauerstoff in Reaktion tritt. Deshalb werden sämtliche Arbeitsschritte unter Begasung mit Reinstickstoff durchgeführt.

Das zur Untersuchung verwendete Oxidationsmittel sollte folgende Bedingungen erfüllen:

- die Wertigkeitsänderung muß eindeutig sein, das heißt, es dürfen nur zwei mögliche Oxidationsstufen bestehen. Der Übergang zwischen beiden sollte möglichst ein Einelektronenschritt sein.
- das Redoxpotential muß unabhängig vom pH-Wert sein, damit die bei verschiedenen  $H^+$ -Konzentrationen erhaltenen Ergebnisse vergleichbar sind.
- Folgereaktionen (z.B. Komplexbildung) sollten nicht eintreten, damit keine unerwünschten Gleichgewichtsverschiebungen eintreten können.

Als erste Methode wird die Redoxtitration angewandt. Hierbei übliche Oxidationsmittel wie  $\text{KMnO}_4$  oder  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  können aufgrund der starken pH-Wert Abhängigkeit des Redoxpotentials nicht verwendet werden. Stattdessen wird Jodlösung verwendet, die vom schwach sauren bis schwach alkalischen Bereich ein konstantes Redoxpotential aufweist. Erst bei höheren pH-Werten tritt eine Verschiebung des Potentials aufgrund der Disproportionierung des Jods auf. Aufgrund der unspezifischen Reaktion zwischen den Reaktionspartnern ist der Verlauf der Titrationskurven sehr flach. Deshalb muß eine relativ hoch konzentrierte Jod-Lösung verwendet werden, damit der Potentialverlauf am Äquivalenzpunkt deutlich erkannt wird.

Die Reproduzierbarkeit der Methode wird durch Verwendung einer gesteuerten Kolbenbürette mit automatischer Registrierung der Titrationskurve erhöht.

Die Messungen bei verschiedenen pH-Werten werden dreifach wiederholt, die Wiederholungen zeigen gute Übereinstimmung der Ergebnisse (Abweichungen  $\ll 5\%$ ).

Abb.1 zeigt die umgesetzten Elektronen am Hydrochinonhuminstoff bei verschiedenen pH-Werten. Es zeigt sich ein deutlicher Anstieg der Kurve bei höheren pH-Werten. Dieser ist möglicherweise auf die bessere Oxidierbarkeit von dissoziierten phenolischen Gruppen zurückzuführen. Aber auch andere Effekte, wie eine Umorientierung der verschiedenen Molekülgruppen und damit eine bessere Zugänglichkeit der reagierenden Anteile, können hier eine Rolle spielen.

Auffällig ist das Verhalten der Reaktionsmischung, nachdem die Oxidationsmittelzugabe beendet wird: Das Potential sinkt mit beträchtlicher Geschwindigkeit wieder ab und erreicht nach einiger Zeit Werte unterhalb des Äquivalenzpunktes. Dieses Verhalten muß auf einen weitergehenden Verbrauch an Oxidationsmittel zurückgeführt werden.

Das heißt: die Zugabe der Jodlösung erfolgt schneller, als die Reaktion mit dem Huminstoff vonstatten geht.

Deshalb wird eine andere Titrationsart gewählt: durch eine inkrementelle Titration, bei der nach festgelegten Zeitintervallen bestimmte Dosen des Reagenzes zugegeben werden, wird die Titrationsgeschwindigkeit etwa halbiert. Abb. 1 zeigt, daß damit ein deutlich höherer Verbrauch an Oxidationsmittel erreicht wird. Somit ergibt sich, daß die Oxidation des Huminstoffes teilweise sehr langsam vor sich geht und daß neben Bausteinen, die relativ schnell reagieren auch kinetisch stärker gehemmte Anteile vorliegen.

Auch die mit der inkrementellen Titration erreichbaren Titrationsgeschwindigkeiten sind noch zu schnell, um den Huminstoff vollständig zu oxidieren.

Darum wird in einem weiteren Schritt die sogenannte Gleichgewichtstitration angewandt. Hierbei wird das Reagenz auch in definierten Inkrementen zu der Lösung gegeben, doch wird die Zugabe nicht zeitlich gesteuert, sondern von dem Erreichen eines festzulegenden Gleichgewichtszustandes abhängig gemacht. Da die Reaktion sehr langsam verläuft, wird

eine sehr scharfe Gleichgewichtsbedingung gewählt: das folgende Inkrement wird erst dann zugegeben, wenn die Potentialdrift kleiner als 1 mV/30 sec ist. Die Zeitdauer bis zur Gleichgewichtseinstellung ist abhängig vom Fortschreiten der Titration und kann bis zu 30 Minuten und mehr betragen. Die Dauer einer Titration beträgt demzufolge mehrere Stunden, eine Titration bei pH=10 wurde nach 24 Stunden abgebrochen, ohne daß der Äquivalenzpunkt erreicht wurde.

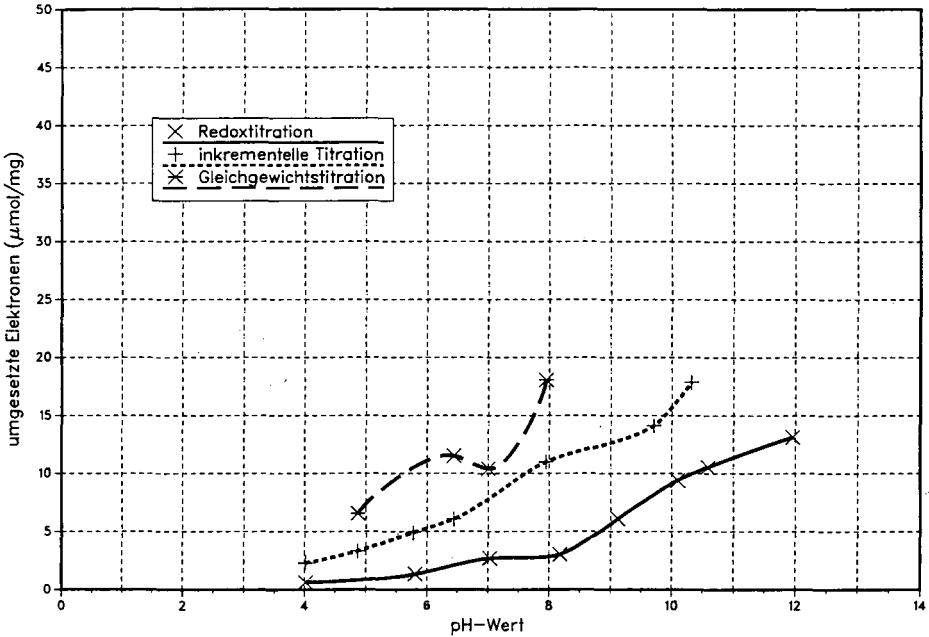
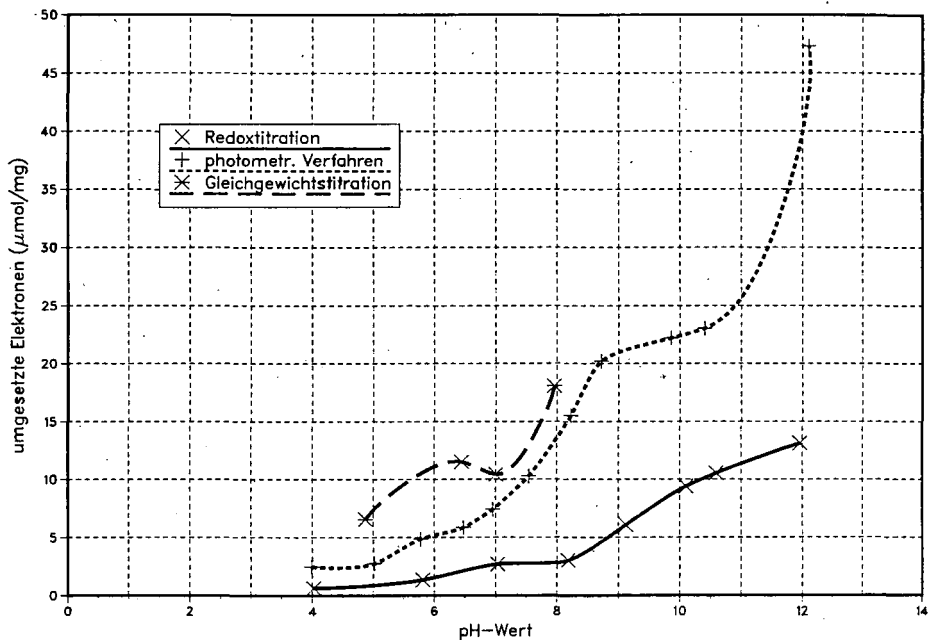


Abb. 1: Verschiedene Redox titrationen am Hydrochinonhuminstoff (Oxidationsmittel: Jod)

Das für diese Titration notwendige Gerät stand nur kurzzeitig zur Verfügung, so daß die Abb. 1 nur wenige Meßpunkte nach diesem Verfahren zeigt. Der Verbrauch an Oxidationsmittel ist deutlich höher als bei den anderen Verfahren; aufgrund der strengen Gleichgewichtsbedingung kann hier von einer vollständigen Oxidation ausgegangen werden.

Die bei der Redox titration erhaltenen Ergebnisse sollen anhand eines unabhängigen Verfahrens überprüft werden.

Hierzu wird Kaliumhexacyanoferrat(III) als Oxidationsmittel gewählt und der Verbrauch an Reagenz photometrisch bestimmt. Kaliumhexacyanoferrat(III) erfüllt in idealer Weise die oben angesprochenen Forderungen: Das Redoxpotential hat im Bereich von pH=4 bis pH=12 einen konstanten Wert von 450 mV. Aufgrund der sehr hohen Komplexstabilität der Hexacyanoferratkomplexe ist eine Komplexbildung zwischen Eisen und Huminstoff ausgeschlossen. Nach den Ergebnissen von Voruntersuchungen wird eine Reaktionszeit von 24 Stunden gewählt, da hier die Oxidation des Huminstoffes weitgehend abgeschlossen ist.



**Abb. 2:** Oxidation des Hydrochinonhuminstoffes mit verschiedenen Verfahren

Abb.2 zeigt die Ergebnisse nach diesem Verfahren im Vergleich mit der einfachen Redox-titration und der Gleichgewichtstiteration. Die Ergebnisse der einfachen Redox-titration werden deutlich übertroffen, was sich auf die längere Reaktionszeit zurückführen läßt. Allerdings liegen die Werte der Gleichgewichtstiteration über denen des photometrischen Verfahrens. Dieser Sachverhalt läßt sich mit dem höheren Redoxpotential des Jods erklären, das deshalb noch andere Molekülteile oxidieren kann als das Hexacyanoferrat(III). Dieser Umstand deutet an, daß vielfältige oxidierbare Gruppen am Huminstoff vorliegen, die die Bestimmung eines eindeutigen Redoxpotentials für Huminstoffe nicht zulassen.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß die reduzierenden Eigenschaften von Huminstoffen in Abhängigkeit vom pH-Wert mit den vorgestellten Verfahren quantitativ erfaßbar sind; allerdings hängt das Ergebnis deutlich von dem verwendeten Oxidationsmittel ab. Die Redoxreaktionen verlaufen relativ langsam, so daß eine hinreichende Reaktionszeit gewährleistet sein muß.



**Literatur**

Alberts, James J.; Schindler, James E.; Miller, Richard W.

Elemental Mercury evaluation mediated by humic acids

Science **184**, 895-897 (1974)

Skogerboe, R.K.; Wilson, S.A.

Reduction of ionic species by fulvic acid

Anal. Chem. **53**, 228-323 (1981)

Szilagyi, M.

Valency changes of metal ions in the interaction with humic acids

Fuel **53**, 26-28 (1974)



DIE BEDEUTUNG VON VIER PHENOLCARBONSÄUREN UND  
VANILLIN ALS HEMMSTOFFE FÜR KEIMENDE PFLANZEN

MÜLLER, T., R.G. JÖRGENSEN u. B. MEYER\*

F R A G E S T E L L U N G

Wasserlösliche phenolische Substanzen treten unter anderem bei der Zersetzung organischer Reste als Zwischenprodukte des Ab- und Umbaus aromatischer Verbindungen auf. Von Gewicht kann ihre phytotoxische Wirkung sein. Sie spielt insbesondere beim Ackerbau mit reduzierter Bodenbearbeitung, aber auch bei der Verwendung von Strohkomposten als Pflanzsubstrat eine Rolle. Keimung und Wachstum der Pflanzen können durch verrottendes, an der Oberfläche der Böden verbleibendes Stroh der Vorfrucht gestört oder ganz unterbunden werden. Die hier untersuchten Substanzen haben dabei mengenmäßig die größte Bedeutung. Die vorliegende Arbeit stellt einen Ausschnitt aus Untersuchungen zur Frage der sogenannten 'Reifung' von Komposten dar, bei der die Pflanzenverträglichkeit das entscheidende Kriterium ist.

Aus einer Versuchsreihe zur Strohkompostierung wurden das frische Stroh als Ausgangsmaterial, sowie Zwischen- und Endprodukte zweier Varianten ausgewählt und ihre Extrakte auf die Gehalte an p-Cumarsäure (pCA), p-Hydroxybenzoesäure (pHBA), Ferulasäure (FA), Vanillinsäure (VA) und Vanillin (Van) analysiert. Diese phenolischen Verbindungen wurden dann in chemisch reiner Form auf phytotoxische oder stimulierende Wirkungen einzeln und als Mischung untersucht. Die gewählten Mischungsverhältnisse richteten sich nach den in den Strohextrakten vorgefundenen Anteilen.

M E T H O D I K

KOMPOSTE

Die beiden untersuchten Weizenstroh-Kompostvarianten unterschieden sich in der Art der Stickstoffgabe zum Stroh. Mit Harnstoff (HA) oder Kalkstickstoff (KST) wurde ein C/N-Verhältnis von 30 eingestellt. Der Kalkgehalt des Kalkstickstoffs wurde bei der Harnstoff-Variante durch eine separate Kalkgabe ausgeglichen. Die Kompostierung erfolgte in isolierten Kästen von 1 cbm Inhalt. Alle anderen Faktoren wie Stroh-Einwaage, Wasserzugabe (116 1/50 kg Stroh) und der Rohphosphat-Zusatz waren bei den Varianten identisch. Probenahmen erfolgten am 10., 22. und 42. Tag (REINKE, 1988). Nach der Probenaufbereitung (Trocknen und Mahlen) wurde je 1 g mit 50 ml 'Kaltwasser' (KW) bei 4 °C 20 h unter horizontalem Schütteln extrahiert. 1 g lufttrockener Rückstand wurde mit 50 ml 2 n KOH 20 h bei 4 °C extrahiert, um auch solche phenolischen Verbindungen zu erfassen, die an Zellwände oder andere Strukturen gebunden und adsorbiert vorliegen. Nach Anreicherung und Reinigung mit Adsorptions-Extraktions-Säulen erfolgte die Messung der phenolischen Carbonsäuren und des Vanillins mit einer HPLC nach HARTLEY und BUCHAN (1979).

KEIMPFLANZEN-TEST

Versuchsbedingungen

Der Keimpflanzen-Test zum Nachweis der Phytotoxizität von Strohextrakten wurde nach VERSCHWELE (1988) durchgeführt: Auf mit Nylongaze bespannten Kunststoffzylindern, 8 cm Durchmesser, werden je 100 Weizenkörner (WW, Sorte Kraka) verteilt. Die so präparierten Zylinder stehen in größeren Plastikbehältern, die je 300 ml der zu untersuchenden Lösungen enthalten (Abb. 1). Die Wirkung hängt nicht nur von der Konzentration ab, sondern auch vom Verhältnis Samenzahl/Lö-

\* ) Fachgebiet Bodenkunde, Uni. Göttingen, von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

sungsvolumen. Durch die relativ große Flüssigkeitsmenge fällt die Herabsetzung der Konzentration durch die pflanzliche Aufnahme weniger ins Gewicht, was die Wirkung verstärkt. Der Flüssigkeitsspiegel schließt genau mit der Gaze ab, so daß die Körner eben mit der Flüssigkeit in Berührung kommen. Als Nährmedium wird KNOP'sche Nährlösung verwendet, der die entsprechenden phenolischen Komponenten zugesetzt werden.

Die Versuche finden in einer Phytozelle statt. Die Luftfeuchtigkeit beträgt 70 % rel., das Temperaturprogramm ist auf 8 h mit 16 °C und 16 h mit 20 °C eingestellt. Ein Lichtprogramm beginnt am 2.Tag analog zum Temperaturprogramm, so daß ein Tag-Nacht-Rhythmus nachempfunden wird. Zuvor herrscht Dunkelheit. Die Ernte des Pflanzenmaterials erfolgt am 9. Tag.

Ein Problem ist die Veränderung der zu testenden phenolischen Komponenten in wäßriger Lösung. Ihre Halbwertszeit liegt unter 10 Tagen. Spätestens nach drei Tagen nimmt die nachweisbare Menge rapide ab. (BLUM et al., 1984; SÖCHTIG) Die Lösungen in den Gefäßen werden daher nach drei und nach sechs Tagen, erneuert. In Vorversuchen war unter Verwendung einer 0.2 mM Phenolsäure-Mischung nach zweimaligem Austausch eine um 20 % stärkere Hemmung des Wurzelwachstums (Wurzel-Frischsubstanz) nachgewiesen worden. Bei einer 1 mM Lösung war die Hemmung gegenüber der Variante ohne Austausch sogar um 67.2 % stärker. An den übrigen Tagen erfolgte lediglich der Ersatz der evapotranspirierten Flüssigkeit durch demineralisiertes Wasser.

Auf Grund der cis-trans-Isomerie der Zimtsäuren unter UV-Licht liegen Ferulasäure und p-Cumarsäure nach Beginn der Belichtung, entgegen den natürlichen Verhältnissen im Boden oder Kompost, zu einem beträchtlichen Anteil als cis-Formen in den Lösungen vor.

Eine Aufstellung der in den Keimpflanzentests verwendeten Lösungen findet sich in Tabelle 1, in der mit 'lx' die Konzentration im Kaltwasser-Extrakt des Ausgangsstrohs gemeint ist. Alle phenolischen Komponenten wurden einzeln und als komplette Mischung (MIX5) untersucht. Die Konzentration der Mischung ist gleich der Summe der einzelnen Substanzen.

Die Versuche wurden mit je 5 verschiedenen Konzentrationen (0.4 - 40-fache Grundkonzentration) und der Nullvariante bei drei Parallelen als lateinisches Rechteck angelegt.

#### Untersuchte Parameter

Folgende 6 Größen wurden als Parameter für stimuliertes oder gehemmes Pflanzenwachstum ermittelt:

FS-Sproß; FS-Wurzel; Quotient: FS-Körner am Versuchsende/FS-Körner vor dem Versuch; TS-Sproß; TS-Wurzel; Quotient: TS-Körner am Versuchsende/TS-Körner vor dem Versuch; Zahl der Pflanzen größer 5 cm; Länge der Sprosse aus einer Stichprobe von 10 Pflanzen je Gefäß.

(FS = Frischsubstanz, d.h. nach der Ernte nur mit Fließpapier abgetupft; TS = Trockensubstanz)

In die folgende Betrachtung werden allerdings nur die drei deutlichsten Parameter einbezogen (FS-Wurzel, TS-Wurzel, FS-Sproß)

#### E R G E B N I S S E

##### SYMPTOME

Typische Symptome des Einflusses der untersuchten Substanzen waren Hemmung oder Stimulierung der Entwicklung von Sproß und Wurzel, Braunfärbung der Wurzeln, Braunfärbung der Korn-Unterseite (nur bei p-Cumarsäure (pCA) und der Mischung (MIX5)), Verminderung der Keimraten, sowie bei hohen Konzentrationen auch Störungen des Geotropismus, Beschränkung des Wurzelwachstums auf Zonen am oder über dem Flüssigkeitsspiegel und Hochstemmen der Keimlinge durch ihre Keimwurzeln.

##### VERGLEICH DER PARAMETER

Tab. 2 zeigt: Von den acht untersuchten Parametern zeigen Wurzel-TS und Wurzel-

FS die deutlichsten Hemmwirkungen. Die Wachstums-Stimulation von Lösungen niedriger Konzentration ist für die Mischung (MIX5) am ausgeprägtesten bei der Sproß-FS. Für die Einzeltests trifft dies jedoch nicht zu: Hier sind Stimulationen am ehesten an Hand der Wurzel-FS nachzuweisen.

#### TESTS MIT EINZELSUBSTANZEN UND MISCHUNG

Abb. 2 zeigt: Die Mischung (MIX5) hat für die Wurzel-FS bei geringer Konzentration eine leicht stimulierende Wirkung, bei höherer eine stark hemmende. Beim Test der einzelnen Komponenten der Mischung ist dieses Bild nicht nur stark abgeschwächt, sondern deutlich verschoben. Alle Substanzen zeigen im unteren Konzentrationsbereich eine ausgeprägte Stimulation, p-Hydroxibenzoesäure (pHBA) hat darüber hinaus im gewählten Konzentrationsbereich keine Hemmwirkung. Den größten Anteil an Hemmwirkung des Gemisches MIX5 dürften p-Cumarsäure (pCA) und vor allem Ferulasäure (FA) haben.

Die bei niedrigen Konzentrationen im Einzeltest festgestellte Stimulation könnte im Gemisch als Folge dessen höherer Gesamtkonzentration in eine Hemmung umgeschlagen sein.

#### PHYTOTOXIZITÄT UND STIMULATION

Abb.3 stellt die Wirkung der phenolischen Komponenten sowie deren Mischung (MIX5) am Beispiel der Wurzel-FS dar, und zwar nicht als Funktion des Vielfachen der Grundkonzentration, sondern der absoluten Konzentration in mM. Dadurch kann ihre konzentrationsabhängige Phytotoxizität oder stimulierende Wirkung verglichen werden.

p-Cumarsäure (pCA) und Ferulasäure (FA) zeigen die stärkste Phytotoxizität und auch die geringste fördernde Wirkung. Die Kurven gehen schon bei einer Konzentration von ca. 0.12 mM in den hemmenden Bereich über. Bei der Sproß-FS liegt der interpolierte Grenzwert für p-Cumarsäure (pCA) etwa doppelt so hoch. Vanillinsäure (VA) wirkt wesentlich stärker stimulierend, die Kurven erreichen den hemmenden Bereich erst bei ca. 0.5 mM. p-Hydroxibenzoesäure (pHBA) ist im Versuch nur in sehr niedrigen Konzentrationen vertreten. Der weitere Verlauf der Kurve für die Wurzel-FS nähert sich möglicherweise dem der beiden Zimtsäuren (pCA u. FA). Die Kurve für Vanillin (Van) gleicht sich mit steigender Konzentration nach zunächst starker Stimulation offenbar etwa der von p-Cumarsäure an.

Betrachtet man in Tab. 1+2 auch die anderen Parameter, so kommt man zu folgender Reihenfolge der Phytotoxizität: Ferulasäure (FA) hat die größte, gefolgt von p-Cumarsäure (pCA) und Vanillin (Van). Sie unterscheiden sich jedoch nur wenig voneinander. Vanillinsäure (VA) zeigt die geringste Phytotoxizität unter den Einzelsubstanzen. Die Wirkung von p-Hydroxibenzoesäure (pHBA) ist wegen des kleinen Konzentrationsbereichs schwer einzuschätzen, scheint aber schwächer zu sein, als die von Ferulasäure (FA) und p-Cumarsäure (pCA).

Auffällig ist, daß bei Betrachtung der absoluten Konzentrationen die Phytotoxizität der Mischung (MIX5) durchaus im Bereich der Einzelsubstanzen liegt. Dies spricht dafür, daß die Gesamtwirkung im phytotoxischen Bereich zu einem großen Teil additiv ist. Dennoch ist die Phytotoxizität der Mischung (MIX5) deutlich geringer als die von Ferulasäure (FA), p-Cumarsäure (pCA) und Vanillin (Van), obwohl diese immerhin 2/3 der Mischung ausmachen. BLUM et al. geben eine um 5 bis 35 % niedrigere Phytotoxizität von Mischungen verschiedener Phenole gegenüber den Einzelsubstanzen an.

#### SIGNIFIKANZ DER EFFEKTE

Tab.3 liefert die Signifikanz der erzielten Unterschiede (t-Test). Die niedrigste, gegenüber der Nullvariante signifikant hemmende Konzentration, wurde für die Mischung (MIX5) bei der Wurzel-TS mit der 4-fachen Grundkonzentration nachgewiesen. Das entspricht einer absoluten Konzentration von 0.22 mM oder 39 ppm (siehe Tab.1). Beim Einzeltest von Ferulasäure und p-Cumarsäure liegen die kleinsten signifikanten Unterschiede zur Nullvariante bei 0.19 mM (FA) und 0.49 mM (pCA). In der nächst höheren Konzentrationsstufe ist die Signifikanz der

Effekte noch deutlicher. Ein Test gegen die am stärksten stimulierenden Varianten (4x/2x) bringt die eindeutigsten Unterschiede, in zwei Fällen (Sproß-FS bei Ferulasäure (FA), Wurzel-FS bei Vanillin (Van)) sogar zu einer niedriger konzentrierten Variante, was ein Beleg für die erfolgte Stimulation ist.

## D I S K U S S I O N

### KONZENTRATIONSABHÄNGIGKEIT DER HEMMUNG

Eine signifikante Hemmung findet in unseren Untersuchungen bereits bei relativ niedrigen Konzentrationen statt. Für die hier verwendeten Substanzen werden in der Literatur, zum Teil auch bei wesentlich empfindlicheren Pflanzen als Weizen, Werte um 100-200 ppm (um 1 mM) genannt (BLUM & DALTON, 1985; CHOU & PATRICK, 1976; SHINDO et al. 1978). LIEBL & WORSHAM (1982) geben sogar 5 mM an. KOBZA & EINHELLIG (1987) nennen 0.5 mM für Ferulasäure. Bei WANG et al. (1984) liegen die Werte demgegenüber noch deutlich unter den hier gefundenen. Mehrere Autoren ziehen die Grenze zwischen stimulierender und hemmender Wirkung bei etwa 1 mM (HARTLEY & WHITEHEAD, 1978; PUTNAM & DUKE, 1978; RICE, 1984/1985). Das kann in unseren Untersuchungen nicht bestätigt werden. Die interpolierte Grenze liegt hier bei Ferulasäure (FA), p-Cumarsäure (pCA), Vanillin (Van) und der Mischung (Mix5) für Wurzel-FS und -TS um 4/5 (bei etwa 0.15 mM), für die Sproß-FS um 3/4 (bei etwa 0.25 mM) niedriger.

Bei Vanillinsäure liegen die Grenzwerte allerdings höher. RASMUSSEN und EINHELLIG (1987) sehen nach ähnlichen Beobachtungen in der Vanillinsäure einen möglichen Antagonisten zu den anderen Substanzen, welcher für die geringere Hemmwirkung der Mischung gegenüber der Lösung von Einzelsubstanzen verantwortlich ist.

### VERGLEICH ZU STROHKOMPOSTEXTRAKTEN

Die in den Kaltwasser-Extrakten bei einem Extraktionsverhältnis von 50 ml Wasser zu 1 g Stroh gemessenen Gesamt-Konzentrationen (Tab. 4) reichen nicht in den signifikant phytotoxischen Bereich der Keimpflanzen-Tests hinein. Auch ihre Steigerung in der ersten Rottephase bleibt noch etwa 30 % unter den erforderlichen Konzentrationen. Addiert man jedoch die 'gebundenen Phenole' aus den KOH-Extrakten als potentiell nachlieferbar hinzu, so wird der signifikant phytotoxische Konzentrationsbereich durchaus erreicht. Dies stimmt mit ähnlichen Untersuchungen überein (HARTLEY & WHITEHEAD, 1985). Am 42. Tag der Kompostierung (Versuchsende) ist nach den dann gemessenen Konzentrationen keine Phytotoxizität mehr zu erwarten.

Unter der Annahme jedoch, daß die im Kaltwasser-Extrakt gemessenen phenolischen Komponenten bereits in der flüssigen Phase des Kompostes gelöst sind und nur unter Verdünnung extrahiert werden, ergibt sich, daß der Kontakt von Keimwurzel und feuchtem Stroh oder Kompost-Partikel bereits toxisch wirkt. Tab. 5 berücksichtigt den Wassergehalt der Strohkompote und liefert die möglichen Gesamt-Phenolkonzentrationen in der flüssigen Phase der Kompote. Der phytotoxische Konzentrationsbereich wird schon beim Ausgangstroh erreicht. Die Gehalte steigen in der ersten Rottephase enorm an. Sie fallen im Laufe der Kompostierung aber wieder beträchtlich ab, bei Kalkstickstoff (KST) am 42. Tag unter den Ausgangswert. Dabei wird der signifikant phytotoxische Konzentrationsbereich jedoch noch nicht ganz unterschritten.

Die Kompote konnten für den Zeitpunkt des Versuchsabbruches daher noch nicht als reif bezeichnet werden, was hier allerdings nicht aus einem direkten Pflanzen/Stroh-Test hervor geht. Ebenso blieben bei dieser Betrachtung potentiell phytotoxische Wirkungen 'gebundener Phenole' (s.o.) unberücksichtigt.

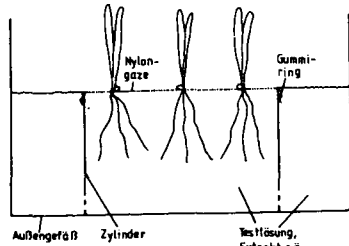


Abb. 1: Querschnitt durch ein Testgefäß

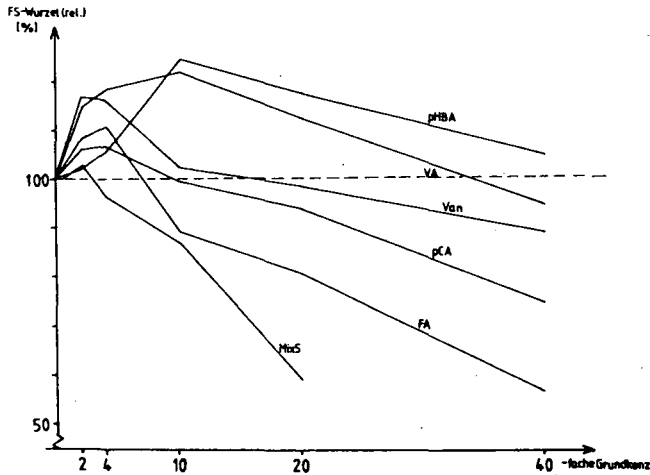


Abb. 2: Wurzel-FS in % der Nullvariante als Funktion von Vielfachen der Grundkonzentration einer Phenolmischung (MIX5) und ihrer Komponenten im Einzeltest

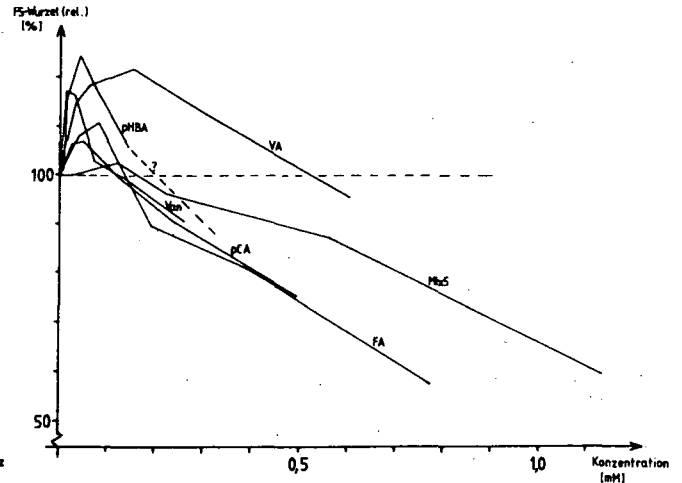


Abb. 3: Wurzel-FS in % der Nullvariante als Funktion der molaren Konzentration einer Phenolmischung und ihrer Einzelsubstanzen

Tab. 2: Ergebnisse der Keimflanzentests bei Vielfachen der Grundkonzentration einer Phenolmischung mit dreimaliger Erneuerung der Lösungen (MIX5,3x) und ihrer Komponenten im Einzeltest, sowie der aus den Einzeltests berechneten Mischung (MIX,3x,ber.)

Keimtest: Sproß-Frischsubstanz (relativ)						
Phenol	0	0.4x	2x	4x	10x	20x 40x
Mix5,3x	100.0	102.0	105.6	101.8	95.9	87.6 0.0
pHA 3x	100.0	0.0	106.6	13.1	109.0	107.3 108.8
VA 3x	100.0	0.0	95.6	109.6	94.1	97.0 97.7
FA 3x	100.0	0.0	103.6	107.2	104.4	100.3 95.1
pCA 3x	100.0	0.0	112.7	117.7	107.3	104.9 100.0
Van 3x	100.0	0.0	112.7	117.7	107.3	104.9 100.0

Keimtest: Wurzel-Frischsubstanz (relativ)						
Phenol	0	0.4x	2x	4x	10x	20x 40x
Mix5,3x	100.0	100.0	102.7	96.4	87.1	59.4 0.0
pHA 3x	100.0	0.0	102.2	115.5	124.6	118.0 106.0
VA 3x	100.0	0.0	114.9	118.5	121.2	112.9 95.7
FA 3x	100.0	0.0	108.2	110.6	89.7	81.0 57.6
pCA 3x	100.0	0.0	106.3	106.9	99.7	90.4 75.5
Van 3x	100.0	0.0	116.9	116.4	103.0	99.4 90.1

Keimtest: Wurzel-Trockensubstanz (relativ)						
Phenol	0	0.4x	2x	4x	10x	20x 40x
Mix5,3x	100.0	97.5	96.9	92.1	89.3	68.5 0.0
pHA 3x	100.0	0.0	109.6	112.5	104.2	108.0 106.9
VA 3x	100.0	0.0	101.4	102.8	104.2	101.4 97.2
FA 3x	100.0	0.0	103.3	117.4	93.2	80.6 57.0
pCA 3x	100.0	0.0	96.2	102.3	99.8	82.6 81.0
Van 3x	100.0	0.0	107.0	105.0	94.4	94.8 91.2

Tab. 1: Konzentrationen der in den Keimtests verwendeten Lösungen von phenolischen Carbonsäuren und Vanillin:

Lösung	Vielfache der Grundkonzentration (1x=Strohextrakt)					
	0.4x	1x	2x	4x	10x	20x 40x
	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)
pHA	0.5	1	2	5	10	20
VA	2.5	5	10	25	50	100
VAN	1	2	4	10	20	40
pCA	2	4	8	20	40	80
FA	3.8	7.5	15	37.5	75	150
Mix5	3.9	9.8	19.5	39	97.5	195

	Molarität:					
	(µM)	(µM)	(µM)	(mM)	(mM)	(mM)
pHA	3.6	7.3	14.5	0.04	0.07	0.14
VA	14.9	29.8	59.5	0.15	0.3	0.6
Van	6.6	13.2	26.3	0.07	0.13	0.26
pCA	12.2	24.3	48.7	0.12	0.24	0.49
FA	19.3	38.6	77.2	0.19	0.39	0.77

	(µM)	(mM)	(mM)	(mM)	(mM)
Mix5	22.6	0.06	0.12	0.22	0.56 1.13

Tab. 3: Signifikante Unterschiede der Keimtests

Test + Substanz:	Variante	davon signifikant unterschiedlich:				
		0	2x	4x	10x	20x 40x
Sproß-FS						
FA 3x	0					***
FA 3x	4x	*		**	**	***
Wurzel-FS						
Mix5, 3x	0			*	***	
Mix5, 3x	2x			*	***	
FA 3x	0			*	***	
FA 3x	4x			*	**	***
pCA 3x	0			*	**	***
pCA 3x	4x			*	**	***
Van 3x	2x	**		*	**	***
Wurzel-TS						
Mix5, 3x	0		*	**	***	
pCA 3x	0		*	**	***	
pCA 3x	4x		*	**	***	

Tab. 4: Gesamtkonzentration der Phenole in den Kaltwasser- (KW) und KOH-Extrakten in ppm

Probe	KW	KOH	KW+KOH
Stroh	9.8	29.0	38.8
HA, 10.Tg.	26.5	11.4	37.9
HA, 22.Tg.	12.0	14.3	26.3
HA, 42.Tg.	6.9	10.5	17.3
KST, 10.Tg.	27.4	14.3	41.8
KST, 22.Tg.	15.4	14.0	29.3
KST, 42.Tg.	3.2	12.3	15.5

Tab. 5: Mögliche Gesamtkonzentrationen der Phenole in der flüssigen Phase der Komposte

Stroh	ppm
	162.4
HA, 10.Tg.	737.0
HA, 22.Tg.	413.8
HA, 42.Tg.	208.9
KST, 10.Tg.	523.1
KST, 22.Tg.	453.7
KST, 42.Tg.	90.2



Einfluß der Huminstoffe auf den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln  
in das Grundwasser

von

MÜLLER-WEGENER, U.\*

Am 1. Oktober 1989 tritt die Anlage 2 zu § 2 der Trinkwasserverordnung vom 22. Mai 1986 in Kraft. In dieser Anlage sind Grenzwerte aufgeführt für eine Reihe von chemischen Verbindungen, deren Gehalte im Trinkwasser nicht überschritten werden dürfen. Im Parameter 13 sind dort Stoffe zur Pflanzenbehandlung und Schädlingsbekämpfung ausgewiesen, für die als Einzelsubstanzen ein Grenzwert von  $0,1 \mu\text{g/l}$  und deren Summe  $0,5 \mu\text{g/l}$  gilt. Bei einer Pflanzenschutzmittelaufwendung von ca. 30.000 t jährlich ergibt sich für die landwirtschaftliche Nutzfläche eine durchschnittliche jährliche Aufwandmenge von  $2,5 \text{ kg/ha}$ . Da die Hauptressource für das Trinkwasser durch das Grundwasser gestellt wird, ist für eine Sicherstellung der Trinkwasserversorgung auch schon in den genutzten Grundwässern eine Einhaltung des Trinkwassergrenzwertes sinnvoll. Bei einer angenommenen Neubildung des Sickerwassers von 250 mm pro Jahr müßten also 99,99 % des aufgebrauchten Wirkstoffes irreversibel gebunden oder abgebaut werden, um den Grenzwert gerade nicht zu überschreiten. Aus dieser Überschlagsrechnung ist die Notwendigkeit abzuleiten, sich auch mit dem Verbleib kleinster Wirkstoffmengen auseinander zu setzen.

Die tatsächliche Relevanz dieser Überlegungen wird durch die Abb. 1 belegt, die den Jahresgang der Atrazingehalte für die Rohwässer zweier Wassereinzugsgebiete eines Wasserwerkes zusammen mit dem Gehalt im produzierten Trinkwasser darstellt. Neben dem hier untersuchten Atrazin zeigen ein ähnliches Verhalten, wenn auch nicht in diesem Ausmaß, das ebenfalls im Maisanbau als Ersatzmittel für das Atrazin angewandte Terbutylazin und Vertreter der Phenylharnstoffgruppe.

---

+) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Corrensplatz 1, 1000 Berlin 33

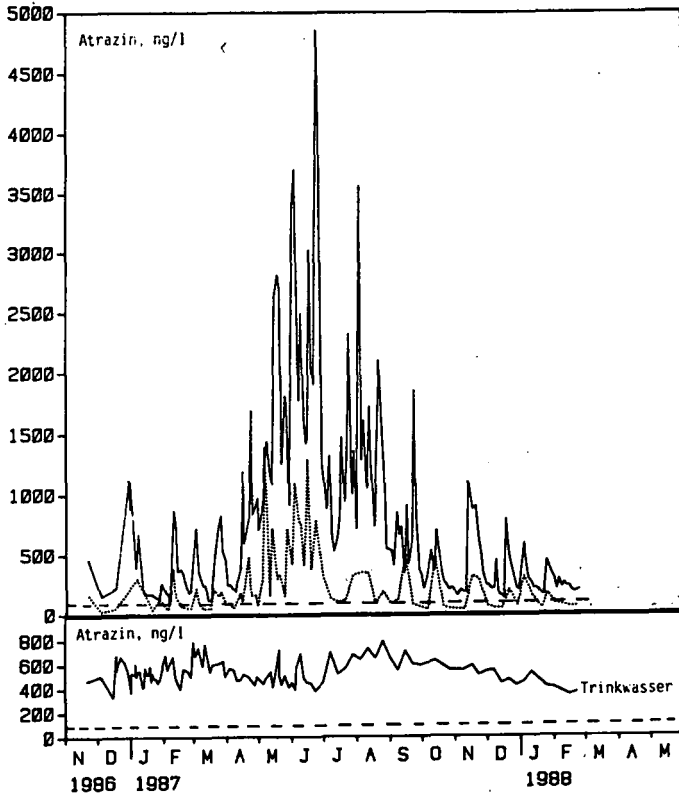


Abb. 1: Gehalte an Atrazin im Rohwasser zweier Trinkwassereinzugsgebiete eines Wasserwerkes und des daraus produzierten Trinkwassers

Ein erster Hinweis auf die Beteiligung der Huminstoffe an den Vorgängen des Eintrags der Pflanzenschutzmittel in das Grundwasser ergibt sich aus der häufig gemachten Beobachtung, daß immer dann mit einem besonders starken Durchbruch von Pflanzenschutzmitteln in das Grundwasser zu rechnen ist, wenn neben porösem, gut wasserleitendem Untergrund auch noch ein sehr geringer Bestand an organischem Material im Boden festgestellt wird (Müller-Wegener, 1982). Huminstoffe scheinen also in der Lage zu sein bestimmte Pflanzenschutzmittel zu binden und sie am Erreichen des Grundwasserleiters zu hindern.

Andere Beispiele zeigen nun aber, daß genau entgegengesetzte Verhaltensweisen möglich sind: Sehr wenig lösliche organische Chemikalien können durch die Bindung an die Huminstoffe in eine transportfähige Form überführt werden, so daß sie mit dem absteigenden Wasserstrom in das Grundwasser verbracht werden können (Choudhry, 1984).

Dieses je unterschiedliche Verhalten macht es nun notwendig, sich detailliert mit den Gegebenheiten zu befassen. Für die Beurteilung dieser Abläufe reicht sicher nicht allein die Betrachtung des Dextrans als Makromolekül aus, wo eine lineare Mobilitätsverminderung mit dem Gehalt an organischen Makromolekülen gemessen wurde (Enfield, Bengtsson 1988). Erst die differenzierte Untersuchung auch der makromolekularen Komponenten zeigen interpretierbare Ergebnisse (Chiou et al., 1986). So wurde eine zunehmende Bindungsfähigkeit einiger organischer Verbindungen in der Reihe aquatische Fulvosäuren, - Huminstoffe, Bodenfulvosäuren und -huminstoffe ermittelt.

Als ein erster Ansatz bleibt festzuhalten, daß Huminstoffe in der Lage sind, mit Pflanzenschutzmitteln (oder allgemeiner mit organischen Chemikalien) wasserlösliche und -unlösliche Verbindungen einzugehen. Solche Verhaltensweisen können nur auf chemische Bindungen zurückgeführt werden. Nebenvalenzkräfte, um diese wird es sich in aller Regel bei der Bildung von Verbindungen aus Huminstoffen und Pflanzenschutzmitteln handeln, zeichnen sich durch relativ geringe Bindungsenergien aus, so daß letztendlich nicht mit statischen Verhältnissen zu rechnen ist, sondern in der Regel mit dynamischen. In Tab. 1 sind für eine Gruppe von Pflanzenschutzmitteln, die Triazine, die wahrscheinlichsten Kräfte zusammengefaßt.

Tabelle 1: Möglichkeiten der Bindung der s-Triazine an Huminstoffe des Bodens.

Bindungsart	Bindungsenergie	Literatur
Ionenbeziehung		Weber (1965)
Ligandenaustausch	>80 kJ/Mol	Hamaker, Thompson (1972)
Wasserstoffbrückenbindung	12-20 kJ/Mol	Sullivan, Felbeck (1968) Li, Felbeck (1972)
van-der-Waals-Kräfte	~4 kJ/Mol	Calvet (1980)
Elektronen-Donor-Akzeptor-Komplexe	bis 20 kJ/Mol	Müller-Wegener (1977)

Die Aufstellung zeigt, daß selbst bei der Eingrenzung auf eine Gruppe von Chemikalien, eindeutige Zuordnungen nur schwer möglich sind. Es liegen vielmehr für eine Reihe von Kräften experimentelle Befunde vor, wonach deren Beteiligung an der Bindung von organischen Chemikalien an Huminstoffe wahrscheinlich ist.

Für Triazine und Phenylharnstoffe liegen Erkenntnisse vor, die die Bildung löslicher Komplexe belegen (Müller-Wegener 1983; Senesi, Testini, 1984). Am Beispiel der Triazine sei dieses Verhalten genauer betrachtet. Durch die Gelchroma-

tographie an Sephadex G 10, bei der die eingesetzten Huminstoffe eine ungetrennte Zone bilden und mit dem Ausschlußvolumen die Säule verlassen, zeigt sich bei der für die Triazine spezifischen Wellenlänge ein Maximum im Elutionsdiagramm, das bei der unbehandelten Probe nicht vorhanden ist. Da aus beiden Ausgangslösungen keine freien Triazine mehr abzudialysieren waren, ist dies ein erster Hinweis auf vorhandene gelöste Komplexe. Wegen der geringen Bindungsenergie der Interaktion wurde eine Trennung im Gleichgewicht angeschlossen.

In einer Lösung von Atrazin wird Huminstoff gelöst und auf eine Säule (Sephadex G 10) aufgetragen, die mit der Triazinlösung ins Gleichgewicht gesetzt wurde (Abb. 2). Die Elution erfolgte mit der Atrazingleichgewichtslösung. Der in einer

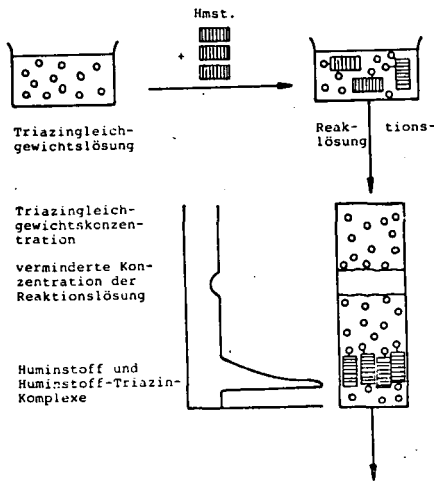


Abb. 2: Schematische Darstellung der Elution im Gleichgewicht

Zone sich abwärts bewegende Huminstoff hat Atrazin aus der Reaktionslösung gebunden, so daß sich deren freie Konzentration in verringert. Es bildet sich ein Trog verminderteter Extinktion, der beim Elutionsvolumen des eingesetzten Triazines die Säule verläßt (Abb. 3) (Müller-Wegener, 1983).

Erste Ansätze für die Bildung von im Wasser nicht löslichen Verbindungen aus Huminstoffen und organischen Chemikalien sind schon aus der Bildung von Niederschlägen bei der Vermischung gelöster Anteile zu erhalten (Müller-Wegener, 1983). Doch neben diesen rein makroskopischen Beobachtungen sind auch durch chemisch-physikalische Ansätze Nachweise zu erzielen. Die Veränderung des IR-Spek-

trums der Huminsäuren nach der Reaktion mit Atrazin gibt einen deutlichen Hinweis auf die abgelaufene Reaktion. Das Entstehen einer neuen Bande in Spektrum der Reaktionslösung, deutet auf  $\varepsilon$ -DA-Komplexe als bindendes Prinzip hin. Bei der neu entstandenen Bande handelt es sich um die in den langwelligen Bereich ver-

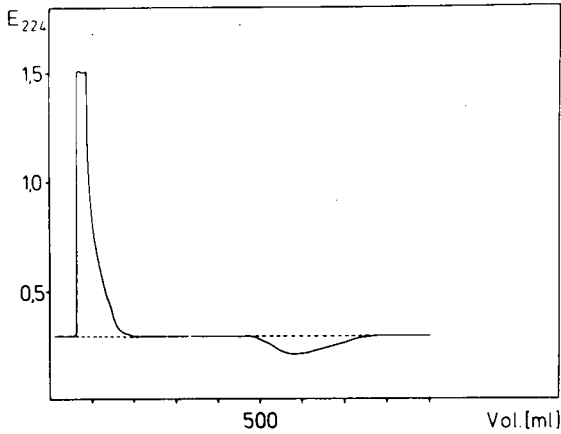


Abb. 3: Elutionsdiagramm einer Huminstofflösung im Gleichgewicht mit Atrazin

schobene  $\gamma$ -Ringschwingung des an den Huminstoff gebundenen Anteils Atrazin. Da Atrazin im Überschuß zur Reaktionslösung gegeben wurde, tritt die Originalbande bei  $800\text{ cm}^{-1}$  ebenfalls auf.

Zur Demonstration des Einflusses der unterschiedlichen Natur der einzelnen Huminstoffe auf die Reaktion mit den Triazinen ist in Abb. 4 der Betrag der jeweilig

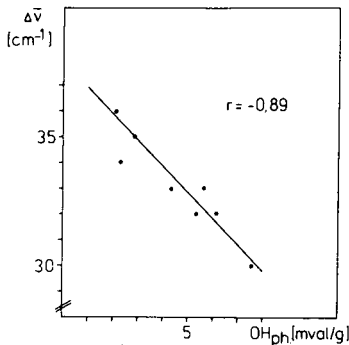


Abb. 4: Verschiebung der Wellenzahl der  $\gamma$ -Ringschwingung in den Komplexen aus Triazin und Huminstoffen aufgetragen gegen den Gehalt an phenolischem OH der Huminstoffe

gemessenen Bandenverschiebung der  $\gamma$ -Ringbande aufgetragen gegen ein Stoffcharakteristikum der unterschiedlichen Huminstoffe, den Gehalt an phenolischem OH. Ohne in die Diskussion dieser Zusammenhänge einzutreten (vgl. hierzu Müller-Wegener, 1987) zeigt sich zwischen der Struktur der Huminstoffe und einer die Bindungsbeziehung zwischen Huminstoffen und Triazininen beschreibenden Größe ein linearer Zusammenhang.

Ausgehend von den experimentell belegten Ergebnissen wird der Umfang des Gesamtproblems der Beschreibung des Einflusses der Huminstoffe auf den Transport der Pflanzenschutzmittel in das Grundwasser deutlich. Neben den behandelten  $\epsilon$ -DAK müssen für eine Gesamtbeschreibung auch die weiteren nachgewiesenen Wechselwirkungen mitbetrachtet werden, die zur Ausbildung von gelösten und ungelösten Verbindungen zwischen Huminstoffen und Pflanzenschutzmitteln führen. Bleibt abschließend anzumerken, daß für die einzelnen Pflanzenschutzgruppen selbstverständlich differenzierte Betrachtungen anzustellen sind, deren Notwendigkeit sich aus den stark abweichenden chemischen Strukturen ergibt.

#### Literatur

- Calvet, R., in: Hance, R.J. (Ed), Interactions between herbicides and soil. London, 1-30, 1980
- Chiou, C.T., R.L. Malcolm, T.I. Brinton, D.E. Kile: *Enviro. Sci. Technol* 20, 502-508, 1986
- Choudhry, G.G.: *Humic substances*, New York 1984
- Enfield, C.G., G. Bengtsson: *Ground Water* 26, 64-70, 1988
- Hamaker, I.W., I.M. Thompson in: Goring, C.A.J., I.W. Hamaker (Ed), *Organic chemicals in the soil environment*, 49-113, 1972
- Li, G.C., G.T. Felbeck: *Soil Sci.* 113, 140-148, 1972
- Müller-Wegener, U.: *Geoderma* 19, 227-235, 1977
- Müller-Wegener, U.: *Chem. Erde* 41, 175-181, 1982
- Müller-Wegener, U.: *Neue Erkenntnisse zur Wechselwirkung zwischen s-Triazininen und organischen Stoffen in Böden*, Göttingen 1983
- Müller-Wegener, U.: *Sci. Total Environ.* 62, 297-304, 1987
- Senesi, N., C. Testini: *Chemosphere* 13, 461-468, 1984
- Sullivan, I.D., G.T. Felbeck: *Soil Sci.* 106, 42-52, 1968
- Weber, J.B.: *Residue Rev.* 32, 93-130, 1970

Der Einfluß von Huminstoffen auf Phasentransferprozesse

Niemeyer, J. +

**Einleitung**

Aus einer Vielzahl von Untersuchungen ist bekannt, das im Huminstoffpartikel sowohl unpolare als auch polare Baugruppen nachgewiesen werden können. Es liegt daher die Vermutung nahe, das diese Substanzen sich an der Oberfläche ihrer wäßrigen Lösungen anreichern und das auf diese Art und Weise z.B. chemische Prozesse, bei denen Phasentransferreaktionen auftreten, beeinflußt werden. In dieser Studie wird über den Einfluß der Huminstoffe auf den Durchtritt des Sauerstoffs der Luft durch die Phasengrenze gas/flüssig berichtet.

**Hauptteil**

Für mit 0,05 m Natriumpyrophosphat unter Stickstoff aus verschiedenen Böden extrahierte Huminstoffe wurde die Abhängigkeit der Oberflächenspannung von der eingesetzten Huminstoffkonzentration bestimmt. Als Meßgerät kam ein Tensiometer nach Du Noüy zum Einsatz. Die folgende Abbildung zeigt die gefundene Abhängigkeit der Oberflächenspannung von der Konzentration, hier am Verhalten einer Huminsäure aus dem Ap-Horizont einer Rosdorfer Schwarzerde.

---

+  
Institut für Bodenwissenschaften  
Abteilung Chemie und Biochemie im System Boden  
von Sieboldstr. 2  
3400 Göttingen

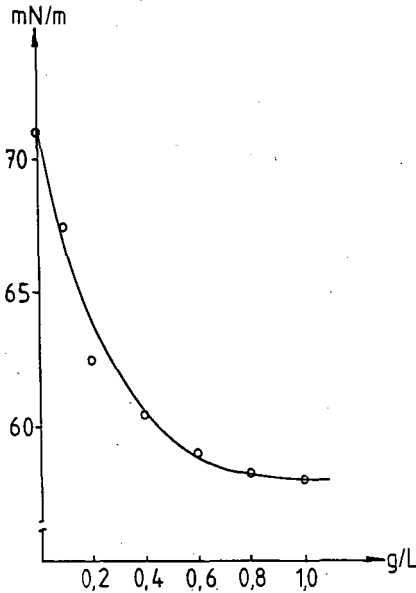


Abb. 1 Abhängigkeit der Oberflächenspannung von der Konzentration einer wäßrigen Huminstofflösung (Huminstoff aus dem Ap-Horizont einer Rosdorfer Schwarzerde)

Der Einfluß der Konzentration ist deutlich erkennbar, bereits bei geringen Konzentrationen tritt eine deutliche Verringerung der Grenzflächenspannung ein. Dieser Effekt nimmt mit zunehmender Konzentration ab, eine Konzentrationserhöhung von 0,8 g/L auf 1,0 g/L führt zu keinem weiteren Absinken der Spannung. Ähnliches Verhalten finden z.B. Chen et al. (Chen et al. 1978). Dieses Verhalten kann ebenfalls bei Tensiden mit bekannter Strukturformel beobachtet werden und wird dort mit der Bildung von Mizellen erklärt (siehe z.B. Vold et al. 1983). Es liegt nahe, ein ähnliches Verhalten auch bei den Huminstoffen anzunehmen.

Die nächste Abbildung zeigt die Abhängigkeit der gemessenen Grenzflächenspannung von der Reaktionszeit. Hier zeigt sich, daß es annähernd 60 Minuten



erfordert, bis die Anreicherung an der Oberfläche abgeschlossen ist.

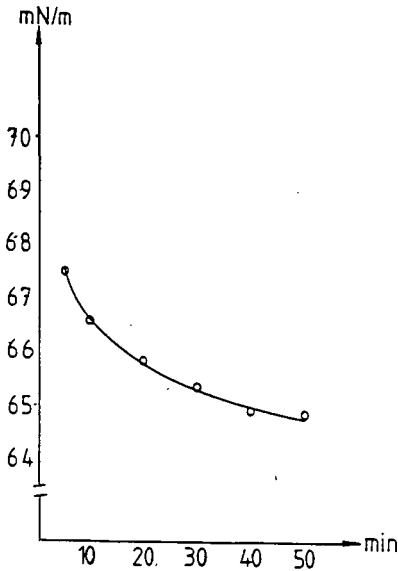


Abb. 2: Abhängigkeit der Grenzflächenspannung von der Reaktionszeit einer wäßrigen Huminstofflösung (Huminstoff aus Abb. 1)

Dieses Verhalten wird ebenfalls bei einer Reihe von synthetischen Tensiden beobachtet, die genaue Erklärung dieses Phänomens ist umstritten (Defay et al. 1959).

Die Abhängigkeit der Konzentration einer absorbierten Substanz von der Absorptionszeit beschreibt die folgende Gleichung:

$$\frac{d C_L}{dt} = \frac{K_L \cdot A_s (C_s - C_L)}{V}$$

mit

- $C_L$  : Konzentration in Lösung
- $C_s$  : Sättigungskonzentration
- $A_s$  : Fläche
- $V$  : Volumen
- $K_L$  : Absorptionskoeffizient

Bei festen geometrischen Parametern läßt sich der zu untersuchende Prozess durch Veränderung der Huminstoffkonzentration und der darauf beruhenden Änderung der Absorptionskoeffizienten beschreiben. Abb. 3 zeigt den gefundenen Zusammenhang.

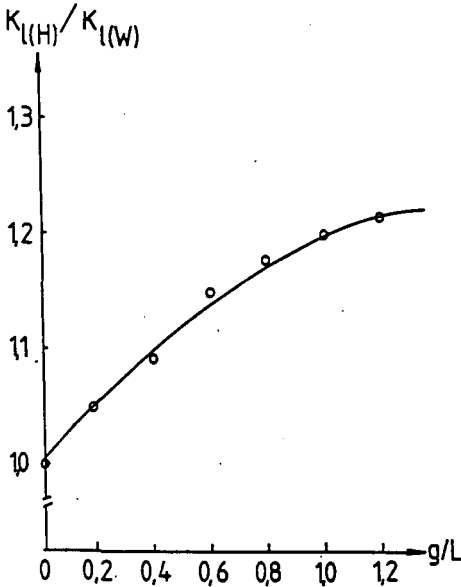


Abb. 3: Abhängigkeit des Absorptionskoeffizienten von der Huminstoffkonzentration; hier bezogen auf den Absorptionskoeffizienten für reines Wasser  $K_{L(W)}$ : Huminstoff aus Rosdorfer Schwarzerde

Der Einfluß des Huminstoff ist klar erkennbar: mit zunehmender Konzentration steigt der Absorptionskoeffizient an; mit zunehmender Huminstoffkonzentration wird der Durchtritt des Sauerstoffs durch die Phasengrenze erleichtert.

Geht man davon aus, daß die unpolaren Teile des Huminstoffes aus der Wasseroberfläche herausragen und daß der Partialdruck des Sauerstoffes in dieser unpolaren Schicht höher ist als im polaren Wasser (bekanntlich löst sich in unpolaren Flüssigkeiten wesentlich mehr Sauerstoff als in polaren), ist dieses beobachtete Verhalten auf Grund der höheren Triebkraft erklärlich.

### Zusammenfassung

Es wird an einem Beispiel gezeigt, daß Huminstoffe Phasenübergänge bei unpolaren Substanzen erleichtern. Die unpolaren Substanzen lagern sich zuerst an die unpolaren Bereiche des Huminstoffteilchens an, erhöhen den Partialdruck und vergrößern so den Absorptionskoeffizienten.

### Literatur

- Chen, Y.; Schnitzer, U. 1979  
Soil Sci 125 7
- Defay, R; Hommeln, J.R. 1959  
J. Colloid Sci. 14 401
- Vold, R.D.; Vold U.J. 1983  
Colloid and Interface Chemistry  
London



Elektronenspektroskopische Untersuchungen

an Huminstoffen

von

Niemeyer, J. )

Einleitung

Huminstoffe zeigen ein zu hohen Wellenlängen hin monoton abfallendes UV/Vis-Spektrum. Diskrete Elektronenübergänge lassen sich nur in Ausnahmefällen an Hand einer Schulter oder eines angedeuteten Maximums erkennen. Die Adsorption erstreckt sich fast über den gesamten Energiebereich der Elektronenübergänge von organischen Molekülen, daher müssen zu jeder Wellenlänge "passende" Übergänge möglich sein.

Es ist daher naheliegend, die möglichen Zustände der anregbaren Elektronen des Huminstoffsystems mit Hilfe des Bändermodells zu interpretieren.

Hauptteil

Zum Übergang aus dem Valenzband in das Leitungsband muß ein Elektron Energie aufnehmen, um die Lücke zwischen diesen beiden Bändern überspringen zu können.

Die Unterscheidung in Leiter, Halbleiter und Isolatoren ergibt sich aus dem Abstand zwischen den beiden Bändern.

---

) Institut f. Bodenwissenschaften, Abt. Chemie u. Biochemie im System Boden, Von-Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

Da der Übergang der Elektronen nicht nur von einem einzigen Grundzustand zu einem einzigen angeregten Zustand erfolgen kann, sondern der Übergang von einem Energiebereich zu einem anderen Bereich hin erfolgt, kann es nicht zur Ausbildung von Maxima im Spektrum kommen. Zusätzlich nimmt die Zustandsdichte von der oberen Grenze des Valenzbandes nach niederen Energien hin zu, so daß mit Abnahme der Wellenlänge die Extinktion ebenfalls zunimmt.

Brus (1) und Henglein (2) haben gezeigt, daß sowohl der Verlauf der Extinktion mit der Wellenlänge als auch der Beginn der Adsorption von der Größe des betrachteten Teilchens abhängt, wenn der Radius dieses Teilchens einen bestimmten Wert unterschreitet. Den Zusammenhang gibt folgende Gleichung:

$$E_b = K \frac{h^2}{8m R^2}$$

- Mit:
- $E_b$  : Energie der Bandlücke
  - $K$  : Konstante
  - $h$  : Planksches Wirkungsquantum
  - $m$  : effektive Masse des Elektrons
  - $R$  : Radius des Teilchens

Durch Gelchromatographie lassen sich Huminstoffsysteme nach Grösse auftrennen.

Aus den Vis/NIR-Spektren der aufgetrennten Huminstoffe findet man für den Beginn der Adsorption und damit für die Bandlücke folgende Werte:

	Beginn der Adsorption (nm)	Abstand Valenzband Leitungsband (eV)
"Kleine" Teilchen	845	1,467
"Große" Teilchen	870	1,425
Feststoff	875	1,415

Abb.1 Beginn der Adsorption und Bandlücke in Abhängigkeit von der relativen Teilchengröße für eine Huminsäure aus Rosdorfer Schwarzerde

Wie von der Theorie gefordert, findet man bei den kleinen Teilchen eine breitere Bandlücke als bei den größeren.

Neben dem Beginn der Adsorption ändert sich auch der Verlauf der Extinktion mit der Wellenlänge, als Beschreibung des Kurvenverlaufes dient das Verhältnis der Adsorptionen bei 600 nm und 800 nm, dieses Verhalten wird ebenfalls von der Theorie vorhergesagt:

$$Q_{600/800}$$

"Kleine" Teilchen	7,7
"Große" Teilchen	4,5
Feststoff	3,0

Abb.2 Quotient der Extinktion bei 600 nm und 800 nm für eine Huminsäure aus Rosdorfer Schwarzerde

### Diskussion

Aus beiden gezeigten Werten geht hervor, daß sich die Elektronenspektren von Huminstoffen mit den Mitteln der Physikalischen Chemie der Festkörper beschreiben und interpretieren lassen.

Huminstoffe zeigen nach diesem Meßverfahren Halbleitereigenschaften und größenabhängiges optisches Verhalten, welches gerade bei photochemischen Untersuchungen beachtet werden sollte.

Chen et.al. geben an, daß der  $E_Q^{4/6}$ -Wert von der Teilchengröße abhängt. Über die Gründe für dieses Verhalten konnten die Autoren zu dem damaligen Stand des Wissens keine Aussagen machen. Mit dem hier dargestellten Interpretationsverfahren ist es nunmehr möglich,

die gefundenen Ergebnisse zu erklären: der hohe  $E_{Q4/6}$ -Wert der Fulvosäuren ist durch die geringere Größe dieser Teilchen bedingt.

Literaturverzeichnis:

- (1) L.E. Brus  
J. Chem. Phys. 79, 1086 (1983)
- (2) A. Henglein  
Pure and Appl. Chem. 56, 1215 (1984)
- (3) Y. Chen, Senesi, N. and Schnitzer, M.  
Soil Sci. Soc. Am. J. 41, 866 (1977)



AUSWIRKUNG ORGANISCHER KOMPLEXBILDNER AUF DIE KINETIK DER FELDSPATVERWITTERUNG

von

PETERSEN, A., SCHENK, D. und MATTHES, G.

Einleitung

Die Rate der chemischen Verwitterung in Böden und Sedimenten ist abhängig von deren mineralogischer Zusammensetzung, der Oberfläche der festen Matrix, der Temperatur, der Durchflußrate des mit dem Gestein in Kontakt stehenden Grundwassers und dessen pH-Wert sowie der im Grundwasser gelösten Liganden (STUMM et al., 1985). Einen wesentlichen Anteil an der Verwitterung der Alumosilikate haben im boden- und oberflächennahen Grundwasser gelöste organische Substanzen, die als Ausscheidungs- oder Verwesungsprodukte tierischer und pflanzlicher Organismen ins Poren- und Grundwasser gelangen und die Geschwindigkeit der Bodenbildung, die Verlagerung und den Transport gelöster Gesteinskomponenten in der ungesättigten und gesättigten Zone beeinflussen.

Die im Untergrund vorkommenden organischen Substanzen umfassen biochemische Substanzen, die bekanntermaßen von lebenden Organismen stammen und komplexe Polymere, die bei sekundären Synthesereaktionen gebildet werden.

Die im folgenden vorzustellenden hydrogeologischen und hydrochemischen Befunde beziehen sich auf den ca. 40 km nördlich von Hamburg gelegenen Segeberger Forst, wo überwiegend eiszeitliche feldspatführende Schmelzwasserablagerungen aus gut sortierten Mittel- bis Grobsanden, z.T. mit geringmächtigen eingeschalteten Moränenablagerungen unter einem podsolierten Boden anstehen. Die experimentellen Untersuchung der Silikatkinetik zielen auf die Ableitung naturnäherer Modellvorstellungen über die Wasser/Gesteins-Wechselwirkungen, die ein besseres Verständnis der Feldbefunde erlauben.

Hierbei ist die Anwesenheit organischer Komplexbildner, z.B. von Huminstoffen, die die Lösungskinetik beeinflussen, zu berücksichtigen. Da die chemischen Eigenschaften von Huminstoffen für die nachfolgend beschriebenen Laborversuche zu wenig bekannt sind, und genügende Mengen reproduzierbarer, identischer Huminstoff-Muster nur mit unverhältnismäßig hohem labortechnischen und finanziellem Aufwand herzustellen sind, wurden organische Modellsubstanzen ausgewählt, deren funktionale Gruppen unter Anderem als Beispiel für diejenigen der Huminstoffen stehen.

Methoden

Als Modellsubstanzen für die Untersuchung des Einflusses organischer Komplexbildner auf die Lösungskinetik von Feldspäten wurden zwei aliphatische Hydroxycarbonsäuren (Weinsäure, Zitronensäure) und eine aromatische Hydroxycarbonsäure (Salicylsäure) ausgewählt. Ihr Vorkommen in den Porenwässern der ungesättigten Zone ist bekannt. Für die Gruppe der Phenole wurde ergänzend zu den Karbonsäuren das Pyrocatecholviollert ausgewählt, welches in der Natur zwar nicht vorkommt aber als Beispiel für einen starken Komplexbildner dient. Alle diese Substanzen sind potentielle Chelatbildner für Metallionen und somit für die vorliegende Fragestellung besonders interessant.

Mit drei verschiedenen Versuchsanordnungen (Schüttel-Versuch mit pH-variablen Lösungen, pH-kontrollierter Lösungs-Versuch (PETERSEN, 1988), Säulen-Versuch (BAUMANN, 1986)) wurde die Lösungskinetik von Albit-, Orthoklas- und Anorthit-Gesteinen in An- und Abwesenheit der organischen Substanzen untersucht (SCHENK et al., 1987)

Zur besseren Vergleichbarkeit der Versuche wurde der pH-Wert der Kontaktlösungen konstant gehalten. Dabei wurde jedoch die Verwendung von Puffern vermieden, da diese in der Regel selbst komplexierende Eigenschaften besitzen.

Der pH-Wert wurde während des Lösungs-Versuchs dadurch konstant gehalten, daß mit der jeweils im Versuch eingesetzten, organischen Substanz über ein elektronisches Abgleichgerät titriert wurde. Hierdurch entspricht die Konzentration des Komplexbildners im Reaktionsgefäß immer der bei einem bestimmten pH-Wert zu Austauschreaktionen und zur Feldspathhydrolyse verbrauchten Protonen-Menge und ist somit ein Maß für die Lösungskinetik der Feldspäte. Die pH-Werte der Parallelversuche mit deionisiertem Wasser wurden mittels eines im Prinzip ähnlich aufgebauten, rückkoppelnd wirkenden Regelmechanismus durch Einleiten von CO<sub>2</sub>-Gas konstant gehalten.

Die Schüttel-Methode mit variablem pH-Wert ist im Gegensatz dazu ein Lösungsversuch in einem gegenüber dem pCO<sub>2</sub> der Luft offenen System. Der Vorteil einer derartigen Versuchsanordnung ist die ungehinderte Gleichgewichtseinstellung zwischen Gestein und Kontaktlösung. Ein wesentlicher Nachteil besteht darin, daß die

einzelnen Versuche in Abhängigkeit von der Art des verwendeten Gesteinsmaterials, der Korngröße und den Eigenschaften der organischen Komplexbildner unterschiedlich verlaufen.

Zur Durchführung der Schüttel-Versuche wird eine 0,5 l PE-Flasche mit einer Suspension aus 5 g Gestein und 0,4 l deionisiertem Wasser bzw. einer wäßrigen Lösung organischer Komplexbildner gefüllt. Besonders stark verdünnte, wäßrige Lösungen organischer Komplexbildner, wie Zitronensäure- oder Weinsäure-Lösungen werden schnell mikrobiell abgebaut. Daher wurden die Lösungen zur Sterilisation mit 10 - 20 mg des hochgiftigen HgJ versetzt.

Die Säulen-Methode ist ein Lösungsversuch in einem gegenüber CO<sub>2</sub> geschlossenen System. Diese Versuchs-Anordnung ist durch die Simulation der Verhältnisse in einem Grundwasserleiter sehr naturnah.

Ein ein Meter langes Plexiglasrohr wird an beiden Enden mit für den Ein- und Auslaß durchbohrten Stopfen verschlossen. In die Säulen sind neuen mit verschleißbaren Ablaufhähnen versehene Öffnungen zur Probenentnahme angebracht. Die Öffnungen sind so angeordnet, daß die Zahl der Beprobungspunkte mit zunehmender Entfernung vom Einlaß geringer wird (3, 8, 13, 18, 28, 43, 58, 73, 93 cm hinter dem Einlaß). Diese Anordnung der Beprobungspunkte erlaubt die genauere Beobachtung der anfänglich schnellen Reaktion des Gesteins mit der wäßrigen Phase.

Je eine Säule wurde mit Feldspatbruchgut aus Orthoklas-Albit- und Anorthit-Gestein gefüllt. Eine vierte Säule wurde mit Sander-Sand aus dem Segeberger Forst beschickt.

Die aus den Reaktionsgefäßen entnommenen Proben wurden unmittelbar nach der Probenahme durch 0,2 µm Membranfiltern aus Zellulosenitrat der Fa. Satorius filtriert.

## Ergebnisse

Zur Interpretation der Ergebnisse von Lösungsversuchen werden in der Literatur drei Hypothesen herangezogen:

- Präzipitat-Schutzschicht-Hypothese, nach der das Mineralkorn durch eine zusammenhängende Schicht von Präzipitaten abgeschirmt wird (WOLLAST, 1967; HELGESON, 1971, 1972). Der die Lösungsrate bestimmende Schritt ist nach dieser Hypothese die Diffusion durch die Präzipitatschicht.
- Oberflächen-Reaktions-Hypothese (LAGACHE et al., 1961b; LAGACHE, 1965, 1976; BERNER, 1978, 1981; AAGAARD & HELGESON, 1977, 1982; DIBBLE & TILLER, 1981), nach der die Lösungsrate durch Reaktionen an der Grenzschicht Mineral/wäßrige Lösung kontrolliert wird.

- Residuallagen-Hypothese (LUCE et al., 1972; PACES, 1973; BUSENBERG & CLEMENCY, 1976; CHOU & WOLLAST, 1984), nach der die Diffusion durch eine in Abhängigkeit vom pH-Wert des Lösungsmittels an Si oder Al verarmende Lage an der Mineraloberfläche die Lösungskinetik des Feldspats bestimmt.

Im Folgenden werden die erzielten Ergebnisse vor dem Hintergrund der genannten Hypothesen dargestellt.

Gegenüber den Lösungsraten mit de-ionisiertem Wasser sind diejenigen in wäßrigen Lösungen mit organischen Komplexbildnern zumindest anfänglich erhöht. Die einzelnen organischen Komplexbildner führen in der Anfangsphase des Lösungsprozesses zu unterschiedlichen Lösungsraten, die nur auf die Ausbildung verschiedener, den Lösungsprozeß steuernder Oberflächen-Komplexe zurückzuführen sind. Die prinzipielle Anwendbarkeit des Oberflächenkoordinations-Modells von FURRER & STUMM (1986), das als eine Variante der Oberflächen-Reaktions-Hypothese anzusehen ist, auf die Lösungskinetik der Feldspat-Gesteine wird hierdurch bestätigt. In der Endphase der Lösungs-Versuche werden die Konzentrationen der gesteinsbildenden Hauptkomponenten Silizium und Aluminium jedoch zunehmend durch sekundäre Fällungsreaktionen bestimmt.

Ein wichtiges Ergebnis der Lösungsversuche der Feldspäte in Gegenwart organischer Komplexbildner ist, daß der Lösungsprozeß bei schwach sauren pH-Werten kongruent ist, so daß die Modellvorstellung der Ausbildung einer an Si oder Al verarmten Lage nicht haltbar ist.

Die Höhe der Feldspat-Lösungsraten ist in de-ionisiertem Wasser vom pH-Wert der Lösung, in wäßrigen organischen Lösungen außerdem von der Ligandenkonzentration abhängig. Eine pH-Unabhängigkeit der Lösungs-raten im Bereich zwischen pH 2,8 und pH 8, wie von HELGESON et al. (1984) gefordert, existiert nicht (Abb. 1). Lösungs-raten und Ligandenkonzentration sind nicht linear miteinander verknüpft. In Anwesenheit organischer Komplexbildner wird die Höhe der Lösungs-raten neben dem pH-Wert und der Ligandenkonzentration auch von den Dissoziationskonstanten der funktionalen Gruppen der organischen Liganden mindestens zwei funktionale Gruppen dissoziiert sein, um einen durch Chelat-Komplexbildung beschleunigenden Einfluß auf die Lösungskinetik der Feldspat-Gesteine zu erzielen.

Im Bereich zwischen pH 2 und pH 3 nehmen die Lösungs-raten der Feldspat-Gesteine mit folgender Reihenfolge der organischen Liganden ab:

Weinsäure > Zitronensäure > Salicylsäure > Pyrocatecholviolett.

Im Bereich zwischen pH 4,5 und pH 6 lautet dagegen die Reihenfolge der in den pH-kontrollierten Lösungs-Versuchen untersuchten organischen Substanzen:

Zitronensäure > Pyrocatecholviolett > Weinsäure.

Hinweise auf die Gültigkeit der genannten Sekundär-Mineral- und der Oberflächenkomplex-Modellvorstellungen geben die pH-kontrollierten Lösungsversuche:

Die zeitgleich aufgetragenen Summenkurven der Konzentration (kumulative Konzentrationen) des in de-ionisiertem Wasser gelösten Si gegen diejenigen in verschiedenen organischen Lösungen zeigen bei gleichen pH-Wert der Kontaktlösungen (Abb. 2) in der Anfangsphase der Lösungsversuche in Abhängigkeit vom jeweiligen organischen Komplexbildner einen sehr unterschiedlichen Verlauf. Dieser Unterschied kann nur auf die Ausbildung verschiedener, den Lösungsprozeß steuernder Mineral-Oberflächenkomplexe zurückgeführt werden. Nach ca. 700 Stunden Versuchsdauer treffen sich die Kurven in einem Punkt. Dies ist ein Hinweis darauf, daß ein in allen Versuchen gleichermaßen auftretender Prozeß der Si-Fällung zunehmend Einfluß auf die Si-Konzentrationen in den Kontaktlösungen nimmt. Es stellt sich offenbar ein Gleichgewicht gegenüber einer noch nicht definierten Si-Phase ein. In der vergleichsweise kurzen Beobachtungszeit von 700 h sind die Si-Konzentrationen in den organischen Lösungen gegenüber denen in de-ionisiertem Wasser erhöht. Es ist jedoch noch offen, ob organische Komplexbildner auch langfristig eine Erhöhung der Si-Konzentrationen bewirken.

Bei den Lösungsversuchen mit Pyrocatecholviolett wurde dagegen festgestellt, daß nach anfänglicher Erhöhung der Lösungs-raten eine vollständige Blockierung der Oberflächen für den Lösungsprozeß eintritt, so daß der Verbrauch von Pyrocatecholviolett in den pH-kontrollierten Versuchen nach 400-600 Stunden gegen Null strebt (Abb. 3). Der dabei möglicherweise entstandene metallorganische Oberflächenkomplex ist nur durch das Tempern des Gesteins auf 500°C zu zerstören, nicht jedoch durch schwache Säuren. Dies zeigt sich daran, daß der Feldspat nach dem Tempern in einem erneuten Lösungsversuch, im Gegensatz zu Kontrollversuchen mit nicht getemperten, aber mit Säure behandeltem Material, wieder Lösungs-aktiv war. Die Möglichkeit mikrobieller Zerstörung des Oberflächenkomplexes wurde nicht untersucht.

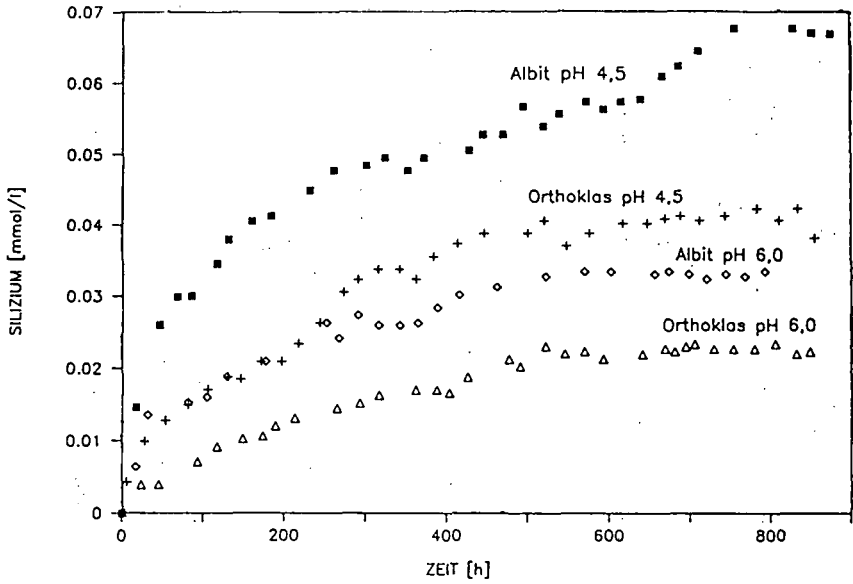


Abb. 1: Si-Lösungsraten bei unterschiedlichen pH-Werten

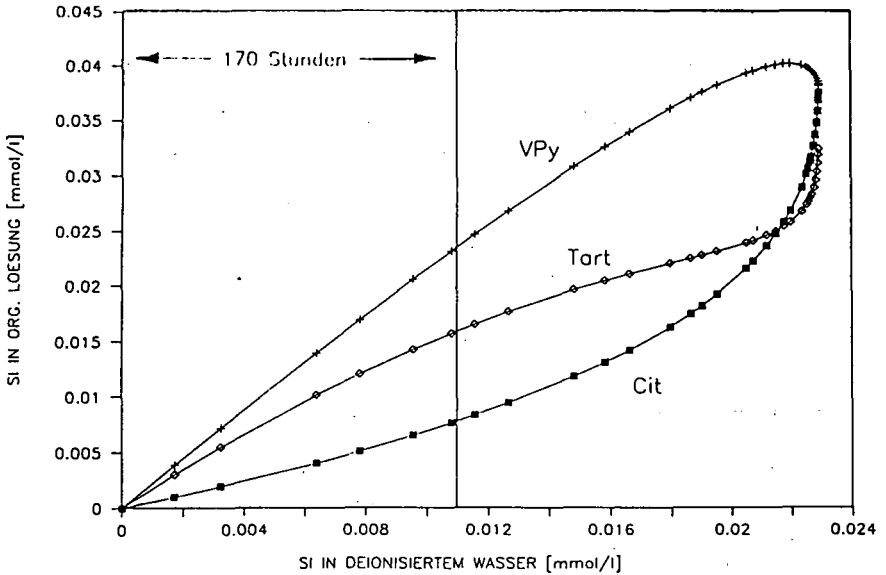


Abb. 2: Kummulative Si-Konzentrationen in deionisiertem Wasser und in organischen Lösungen

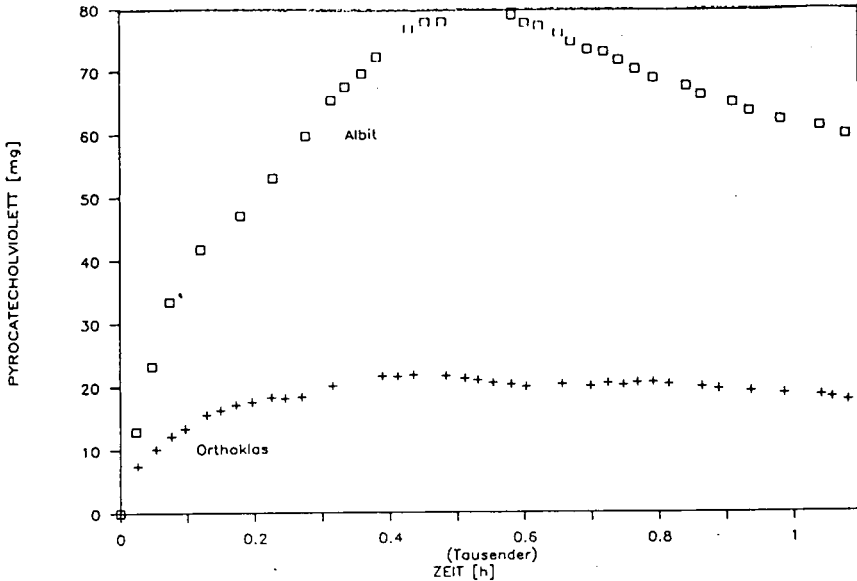


Abb. 3: Pyrocatecholverbrauch während eines Lösungsversuches

Organische Komplexbildner führen somit nicht generell zur Erhöhung von Lösungsraten, sondern können diese sogar verringern.

Die Ergebnisse der pH-kontrollierten Lösungsversuche können qualitativ auf die Lösungskinetik der Silikate in den Säulenversuchen übertragen werden. Die Si-Konzentrationen werden durch die Zitronensäure gegenüber denen in de-ionisiertem Wasser stark angehoben, wobei die in Pyrocatecholviolett-Lösung gegenüber denen in de-ionisiertem Wasser zurückbleiben. Bei den Säulen-Versuchen sind im Gegensatz zu den anderen experimentellen Ansätzen zusätzlich Adsorptions-Desorptionsprozesse der Komplexbildner zu berücksichtigen.

Zusammenfassend läßt sich sagen, daß der Einfluß organischer Komplexbildner auf die Lösungskinetik differenziert gesehen werden muß. Je nach Zufuhr und chemischen Eigenschaften der Komplexbildner kann es zur spontanen Erhöhung der Lösungsraten, aber auch zur Blockierung der Lösungsprozesse kommen. Dies zeigt wiederum, daß der Endzustand der Verwitterungsprozesse durch die thermodynamischen Gelegenheiten bestimmt wird, daß der Weg dorthin aber stark variiert und die Feldzustände Momentaufnahmen kinetischer Prozesse sind.

#### Schriftenverzeichnis

- AGAARD, P. & H. C. HELGESON (1982): Thermodynamic and kinetic constraints on the reaction rates among minerals and aqueous solutions. 1. Theoretical considerations. - Amer. J. Sci., 282: 237-285; New Haven, Ct..
- BAUMANN, J. (1986): Lösungskinetik von Kalzit in porösen Gesteinen. - Berichte-Reports, Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel, 15: 132 S.; Diss., Kiel.
- BERNER, R. A. (1978): Rate control of mineral dissolution under earth surface conditions. - Amer. J. Sci., 278: 1235-1252; New Haven, Ct..
- BERNER, R. A. (1981): Kinetics of weathering and diagenesis. - In: LASAGA, A. C. & R. J. KIRKPATRICK (eds.): Kinetics of Geochemical Processes. - Rev. Mineral., 8: 111-134; Washington, D.C..

- BUSENBERG, E. & CH. V. CLEMENCY (1976): The dissolution kinetics of feldspars at 25°C and 1 atm CO<sub>2</sub>-partial pressure. - *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 40: 41-49; Oxford.
- CHOU, L. & R. WOLLAST (1984): Study of the weathering of albite at room temperature and pressure with a fluidized bed reactor. - *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 48: 2205-2217; Oxford.
- FURRER, G. & W. STUMM (1986): The coordination chemistry of weathering: I. Dissolution kinetics of Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> and BeO. - *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 50: 1847-1860; Oxford.
- HELGESON, H. C., W. M. MURPHY & P. AAGAARD (1984): Thermodynamic and kinetic constraints on reaction rates among minerals and aqueous solutions. II. Rate constants, effective surface area, and the hydrolysis of feldspar. - *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 48: 2405-2432; Oxford.
- LAGACHE, M. (1965): Contribution a l'etude de l'alteration des feldspaths, dans l'eau entre 100 et 200°C, sous diverses pression de CO<sub>2</sub> et application a la synthese des mineraux argileux. - *Bull. Soc. Fr. Miner. Crist.*, 88: 223-253; Paris.
- LUCE, R. W., R. W. BARTLETT & G. A. PARKS (1972): Dissolution kinetics of magnesium silicates. - *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 36: 35-50; Oxford.
- PETERSEN, A. (1988): Laboruntersuchungen zum Einfluß organischer Komplexbildner auf die Kinetik der Feldspatverwitterung - Berichte-Reports, Geol.-Paläont. Inst. Univ. Kiel, 15: 201 S.; Diss., Kiel.
- SCHENK, D., MATTHESS, G., DAHMKE, A. & A. PETERSEN (1987): Zur Untersuchung der Silikatlösungskinetik unter Grundwasser- und Bodenbedingungen - Ein Methodenkonzept.- *Meyniana*, 36: 23-35; Kiel.
- STUMM, W., G. FURRER, E. WIELAND & B. ZINDER (1985): The effects of complex-forming ligands on the dissolution of oxides and aluminosilicates. - In: DREVER, J. I. (ed.): *The chemistry of weathering*. - NATO ASI Series C: Mathematical and Physical Sciences, 149: 55-74; Dordrecht.

ANMERKUNGEN ZU ORGANISCHER SUBSTANZ UND HUMINSTOFFEN  
DER TROPENBÖDEN

von

SCHARPENSEEL, H.W. und P. BECKER\*

Wegen des moderaten Temperaturoptimums der Photosynthese von etwa 24-26<sup>o</sup> und höherem des respirativen Abbaus von 35-40<sup>o</sup> herrschte noch vor 10 Jahren weitgehend die Vorstellung, daß in den warmen Tropennächten die Überschüsse der Substanzbildung durch Photosynthese wieder abgebaut werden. Daher haben die Tropenböden wenig Humus, und wo keiner ist, erübrigt es sich intensiv über seine Bedeutung nachzudenken. "In tropical soils humus is nice but not necessary" war ein Slogan. Inzwischen kennen wir die Tropenböden besser und wissen, daß sie keineswegs alle humusarm sind. Wir haben inzwischen auch gelernt, daß der Humus in den Tropenböden sogar große, manchmal wie in LAC-Böden geradezu entscheidende Bedeutung besitzt. Die Extraktion von Humus ist tatsächlich am energiereichsten bei den Extremformen in bezug auf Ton- und Oxidgehalt, den Vertisolen und plinthithaltigen Ulti- wie Oxisolen. Ochric, argillic and oxic horizon, ferner mollic bei den Vertisolen sind besonders renitent.

In HAC-Böden mit 1 - 2% Humus bei oftmals > 60% Smectit-Ton (Vertisols) mit einer KAK von ca 100 meq/100 g stehen 60 meq KAK am Ton gegen 2.5 - 5 meq KAK am Humus. In LAC Böden, typisch für den Bereich der Tropen, wiederum mit 1 - 2% Humus bei 10 - 30% Kaolinit/Halloysit-Ton stehen 1-4 meq KAK am Ton 2.5 - 5 meq KAK am Humus gegenüber. Hinzu kommt bei LAC-Böden, daß oftmals der pH des sauren Bodens unterhalb des LNP der Oxid- und auch Tonfraktion liegt, die beim Boden-pH also beide positive Ladung besitzen und Anionenaustauscher sind. Von den sorptionsfähigen Komponenten liegt nur die Humusfraktion mit ihrem LNP bei etwa pH 3,5 unter dem Boden-pH und ist Kationenaustauscher (Abb.1). Dies zeigt die Bedeutung des Humus in solchen Böden mit oftmals positivem  $\Delta$  pH ( $\text{pH} = \text{pH}_{\text{KCl}} - \text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ ) für die Kationensorption.

Da also Humus insbesondere in LAC- und oxidischen Böden wichtig ist, sind humuszerstörende Verfahren wie die mechanische Urwaldrodung mit Caterpillar, Tree pusher und Bulldozer auf LAC-Böden, Ulti- und Oxisolen abzulehnen ( nicht zu sprechen von gleichzeitiger Erosionsgefährdung und Langzeitverdichtung insbesondere

\*Institut f. Bodenkunde d.Univ.Hamburg, Allendeplatz 2, D-2000 Hamburg 13

der Paleodults). Handbetrieb mit Motorsägen, Belassen von Zweigen und Blättern als Mulch, sofortiges Einsäen von Pueraria (Kudzu) wäre ein ökologisch einwandfreier und bodenkonservierender Ansatz. Große Bedeutung für Bodenkonservierung und N-Anreicherung besitzt in wachsendem Maße auch Sesbania rostrata in Rein- oder Streifenkultur.

Kompostierung kannten bereits die antiken Kulturen. Neben der Mykorrhizainpfung ist -wie die Chinesen uns demonstrieren- Einbringen selbst von Mineraldünger-Phosphat erfolgreichster Weg zur Vermeidung der  $PO_4$ -Fixierung an protonierten Ladungs-ecken von Bodenoxiden und LAC -Gittern von Ulti- und Oxisolen durch Beschaffung organischer Liganden für das  $PO_4$  im Kompostmaterial vor der Verteilung.

Die organische Substanz im Boden hilft allerdings auch unter entsprechenden Milieubedingungen bei der Entstehung von Problemböden. Weden saure Sulfatböden noch Böden mit Eisentoxizität oder Ferrolyse könnten entstehen ohne leicht abbaubare organische Substanz als Energieträger für die Reduktion des  $Fe^{3+}$  zu  $Fe^{2+}$  bei gleichzeitiger Oxidation der O.S. zu  $CO_2$ .

Der bei weitem größte Teil der Humusstoffe in Tropenböden ist komplexiert an Tonminerale, Oxide oder Allophan/Immogolit. Greenland (1971) und Theng (1979) kamen bei tropischen "Roterden" mit 1,7% C auf ca 97,8% des Ges-C, welche in Ton-organische Komplexe eingebaut waren. Diese organische Fraktion wird offenbar nurmehr wenig ausgetauscht und besitzt ein Radiokohlenstoffalter von mehreren tausend Jahren (Scharpenseel und Neue, 1984).

Demgegenüber findet der Abbau der frischen organischen Substanz in terrestrischen Tropenböden nach Jenkinson and Ayanaba (1977) etwa vierfach so schnell statt wie im gemäßigten Klima. Bei 4:1 erweiterter Zeitachse für die Tropenböden in Nigeria lagen die Abbaumeßpunkte auf der gleichen Abbaukurve.

Für überstaute Böden z.B. der Reiskultur konnten Martin (1985) sowie Neue und Scharpenseel (1987) den Nachweis erbringen, daß hier der Abbau fast so schnell verläuft wie in terrestrischen Tropenböden, jedoch mit nahezu  $2/3$  Methan als Abbauprodukt.

Untersuchungen mit allseitig  $^{14}C$ -markiertem Sorghumstroh in Alfisolen und Vertisolen des semiariden Klimaraumes kommen 1988



im ICRISAT/Hyderabad, Indien zum Abschluß (Mantler, Schütt, Goetz und Scharpenseel). Der verlangsamte steady state Abbau wird von uns definiert durch den Quotienten Radiokohlenstoffalter eines bestimmten Horizonts /einer bestimmten Schicht geteilt durch Radiokohlenstoffmaximalalter des Bodenprofils (Scharpenseel, 1987). Da insbesondere die Bevölkerungen tropischer und subtropischer Länder weiterhin stark zunehmen, was von besonders intensiven Bemühungen zur Steigerung der Nahrungsproduktion begleitet ist und im Umfang bestehender finanzieller Möglichkeiten in diesen Ländern ganz besonders zu starker Erhöhung der Mineraldüngerverwendung führt, erscheinen einige Bilanzen angebracht (Abb. 2). Der anhaltende C-Pooltransfer von der Lithosphäre in die Atmosphäre (fossile Energieträger, 5,5 Md t/a), dazu ca 1,5 Md. t C/a aus der Brandrodung, kompensiert z.Tl durch erhöhte Pflanzenproduktion den laufenden Nährstoff-Pooltransfer von ca 150 Mil t N/a aus der Atmosphäre und von bis zu 40 Mil t P und K aus der Lithosphäre in die Pedosphäre, was nach Bertram (1986) den Boden als Sink mit ca 60 Gt C angereichert hat. Im Prinzip und mit abnehmender Verbrennung fossiler C-Träger sowie reduzierter Brandrodung muß der Pooltransfer, beim N in einer Größenordnung von ca 15% des rezyklisierenden N-Pools, zunehmende Eutrophierung der Pedosphäre und aller Oberflächengewässer bewirken mit sich verstärkender, bereits jetzt deutlich erkennbarer Bildung stark reduzierter, verzögert und sich meist über Methan abbauender Gytten und Sapropelle. Die Zunahme der Butylitis ist symptomatisch. Alles, was wir beitragen können, um diesen fast unvermeidlichen Prozeß zumindest zu verlangsamen, ist die verbesserte Nutzung der aus der rezyklisierenden organischen Substanz (Photosyntheseprodukt 115 Md t C, ca 250 Md t organische Substanz) freigesetzten Nährstoffe, d.h. verbesserte Humuswirtschaft zur Verringerung des jährlich notwendigen Pooltransfers von Nährstoffen in die Pedosphäre.

Literatur

- BERTRAM H.G (1986): Zur Rolle des Bodens im globalen Kohlenstoff-zyklus. Veröffentlichungen der Naturforschenden Gesellschaft zu Emden von 1814, Band 8 Serie 3-D3, Herausgeber H. Lieth
- GREENLAND, D.J. (1971): Soil Science, 111, 34
- JENKINSON, D.S. and AYANABA, A. (1977): Decomposition of carbon-14 labelled plant material under tropical conditions. J. Soil Sci. Soc. Am., 41:912-915
- SCHARPENSEEL, H.W. and NEUE, H.U. (1984): Use of Isotopes in studying the dynamics of organic matter in soils, in: Organic Matter and Rice, International Rice Research Institute, Los Bamos, Philippines
- MANTLER, H., SCHÜTT, A., GOETZ, D. und SCHARPENSEEL, H.W. (under work): Decomposition of organic matter in Alfisols and Vertisols of the semiarid tropics in Andhra Pradesh, India
- MARTIN, U. (1985): Decomposition of uniformly <sup>14</sup>C-labelled rice straw in a continuously flooded soil in the Philippines. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, Band 6
- NEUE, H.U. and SCHARPENSEEL, H.W. (1987): Decomposition pattern of <sup>14</sup>C-labeled rice straw in aerobic and submerged rice soils of the Philippines. The Science of the Total Environment, 62 431-434, Elsevier, Amsterdam
- SCHARPENSEEL, H.W. (1987): Organic matter characteristics. International Board of Soil Research and Management (IBSRAM), Proc. of First Regional Seminar on Lateritic Soils, Materials and Douala, Cameroun p.83-101
- THENG, B.K.G. (1979): Formation and properties of clay polymer complexes. Hilger, London

HAC - SOILS

LAC - SOILS

60 % SMECTITES = 60 MEQ

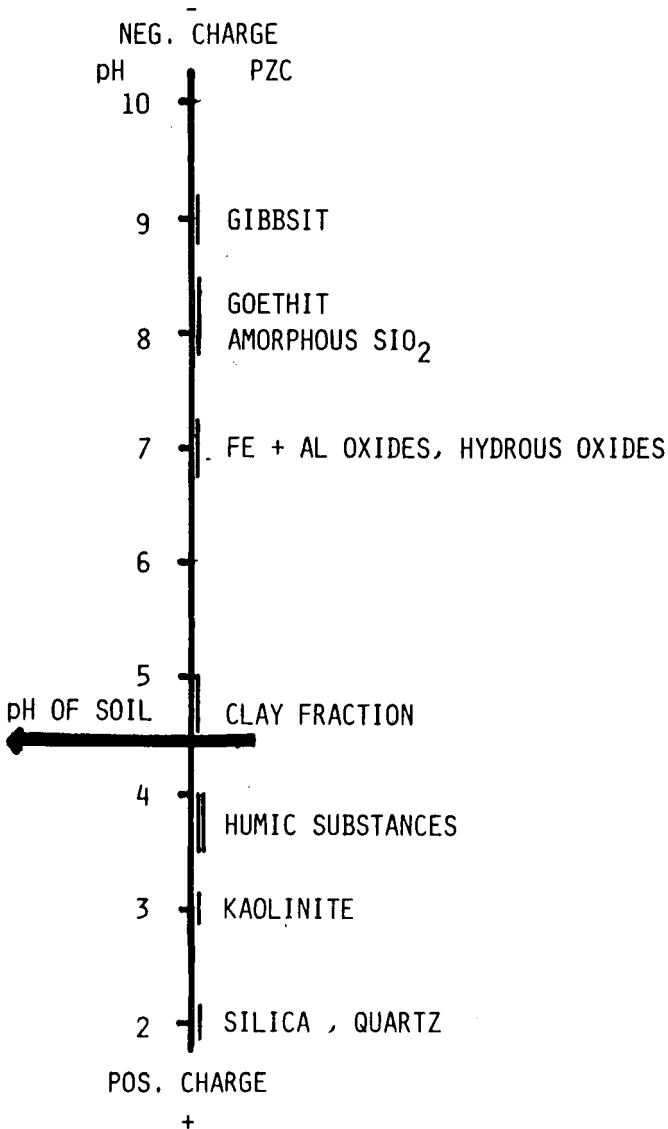
25 % LOW ACTIVITY CLAY = 3 MEQ

1.5 % HUMUS = ca 4 MEQ

1.5 % HUMUS = ca 4 MEQ

$$\Delta pH = pH_{1KCL} - pH_{H_2O}$$

( $\Delta pH$  negative = CEC dominant ;  $\Delta pH$  positive = AEC dominant )



POOL'S AND POOL CHANGES

TOTAL ORGANIC MATTER IN SEDIMENTS 95 % AT CLAYS AND SHALES	$3.9 \times 10^{15}$ T
TOTAL PEDOSPHERE (SOIL 1 M DEEP)	$2 \times 10^{14}$ T
TOTAL SOIL ORGANIC MATTER	$1.5 - 2.0 \times 10^{12}$ T
ANNUAL C-TURNOVER BY PHOTOSYNTHESIS AND RECYCLING	115 BIL T
APPROXIMATE ANNUAL N - TURNOVER BY RECYCLING	1 BIL T
<u>POOL CHANGES PER ANNUM</u>	

INTO THE ATMOSPHERE

- CA. 5.5 BIL T C FROM COAL, GAS, OIL
- CA. 1.5 BIL T C FROM FOREST CLEARING
- CA. 100 MIL T C AS METHANE, EMANATING  
FROM RICE FIELDS
- CA. 100 MIL T C AS METHANE FROM RUMINANTS
- CA. 25 MIL T C AS METHANE FROM VEHICLES

INTO THE PEDOSPHERE

- FROM ATMOSPHERE
  - CA. 75 MIL T N (DIAZOTROPHS, RHIZOBIUM  
AND BLUE\_GREEN ALGAE)
  - CA. 75 MIL T N (FROM MINERAL FERTILIZER)
- FROM LITHOSPHERE
  - UP TO 40 MIL T P (from mined phosphates  
and STEEL CONVERTERS)
  - UP TO 40 MIL T K (FROM DIAPIRS AND SALT  
DEPOSITS)

POOL CHANGES INTO ATMOSPHERE : GREENHOUSE EFFECT, OZON LAYER

POOL CHANGES INTO PEDOSPHERE : INCREASING EUTROPHICATION

## TON-LIGNIN-KOMPLEXE

von

TADJERPISHEH, N. u. W. ZIECHMANN\*

Die Analyse des Aufbaues und der Funktion von ton-organischen Komplexen, besonders der Ton-Huminstoff-Komplexe veranlaßt die Frage, ob auch Lignine mit Tonmineralen unter den Bedingungen eines natürlichen Bodens entsprechende Reaktionsprodukte, also Ton-Lignin-Komplexe (TLK) bilden.

Unter milden Bedingungen, d.h. in neutraler Lösung werden suspendierte bzw. gelöste Lignine mit suspendierten Tonmineralen längere Zeit (35 Tage) geschüttelt, das Reaktionssystem aufgetrennt (Abb. 1) und seine Komponenten untersucht.

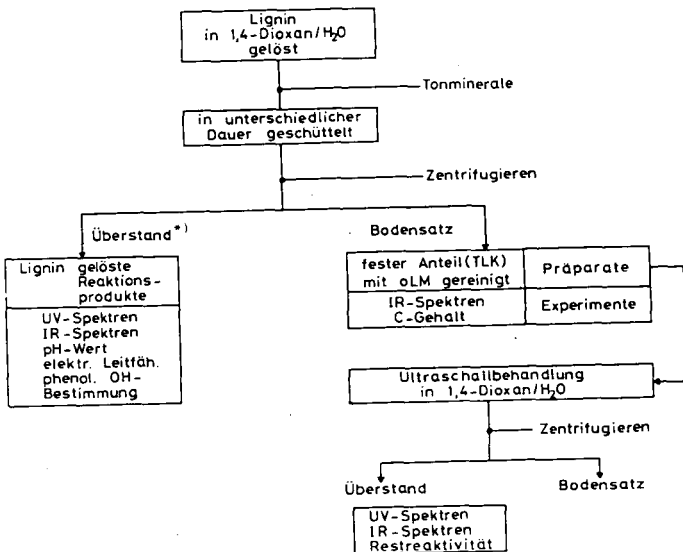
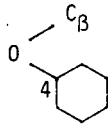


Abb. 1: Gewinnung der Ligninpräparate und der Ton-Lignin-Komplexe (TLK)

\*) Abt. Chemie und Biochemie im System Boden - Lehrgebiet Chemie - Institut für Bodenwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen, von-Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

Phenolische Hydroxygruppen der Ligninpräparate

Die Abnahme der phenolischen OH-Gruppen der durch Tonminerale veränderten Lignine gegenüber dem reinen Lignin konnte als Ausdruck eines höheren Verätherungsgrades gedeutet werden. Das würde bedeuten, daß diese Präparate vordringlich  $\beta$ -O-4-Bindungen enthalten müssen:



$\beta$ -O-4-Bindung

Dieser Bindungstyp ist dominant im Ligninmolekül vertreten. Im Fichtenlignin beträgt sein Anteil 48 % (Adler 1977). Chang et al. (1975) berichten über die Erniedrigung der phenolischen OH-Gruppen mit der Vergrößerung der Molekulargewichte bei Weichholzligninen.

Die Zunahme der phenolischen OH-Gruppen bei Strohlignin/Na-Bentonit (in 1,4-Dioxan-H<sub>2</sub>O 20 Tage geschüttelt, Oberstand) könnte auf eine Ether-Spaltung der  $\beta$ -O-4-Gruppe zurückgehen, die nach Meier et al. (1981) zur Fragmentierung des Ligninmoleküls und damit zur Bildung von freien phenolischen OH-Gruppen führt. Es ist bemerkenswert, daß dieser Effekt nur bei der Variante mit Na-Bentonit zu beobachten war.

Tab. 1: Phenolische OH-Gruppen und  $\xi$ -Werte von Ligninpräparaten

Präparat	% OH <sub>phen</sub>	log $\xi$ <sub>280 nm</sub>
Strohlignin	1,54	1,75
Strohlignin in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Oberstand	0,94	1,69
Strohlignin/Na-Bentonit in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Oberstand	7,49	1,55
Strohlignin/Fe-Bentonit in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Oberstand	0,25	1,32
Strohlignin/Na-Kaolinit in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Oberstand	1,10	1,55
Strohlignin/Fe-Kaolinit in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Oberstand	0,48	1,27
Strohlignin/Ca-Bentonit in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Oberstand	1,47	1,28
Strohlignin/Mg-Bentonit in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Oberstand	0,64	1,43
Strohlignin/Ca-Kaolinit in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Oberstand	0,22	1,57
Strohlignin/Mg-Kaolinit in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Oberstand	0,71	1,49

### Extinktionskoeffizienten der Ligninpräparate

Wie aus Tab. 1 hervorgeht, bewirkt die Wechselwirkung des Lignins mit den Tonmineralen eine Erniedrigung der  $\epsilon$ -Werte bei 280 nm. Dieses Maximum wird allgemein durch 0-substituierte Benzolringe verursacht (Jones 1949). Freudenberg et al. (1955) machen für die Abnahme der  $\epsilon$ -Werte die Sättigung der konjugierten C=C-Doppelbindungen verantwortlich. Eine Sättigung kann z.B. durch Polymerisation, Hydratisierung, Kernkondensation u.s.w. erfolgen. Nach Sarkanen et al. (1967) sind die  $\epsilon$ -Werte umgekehrt proportional zum Methoxylgehalt. Lange et al. (1983) konnten dieses Verhältnis nur bei Birkenlignin, aber nicht für Fichtenlignin bestätigen. Wie aus der Arbeit von Meier et al. (1981) hervorgeht, besteht allerdings keine eindeutige Korrelation zwischen dem  $\text{OCH}_3$ -Gehalt und  $\epsilon$ -Werten.

### CPMAS- $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie der Ligninpräparate

Zur Verfolgung der Veränderung des Lignins nach der Wechselwirkung mit den Tonmineralen wurde neben der IR-Spektroskopie auch die CPMAS-Kohlenstoff- $^{13}\text{C}$ -NMR-Spektroskopie eingesetzt.

Das NMR-Spektrum des Strohlignins nach Wechselwirkung mit Fe-Bentonit weist eine deutliche Abweichung vom originären Präparat auf, die der anderen Ligninpräparate zeigen im Gegensatz zu den IR-Spektren keine nennenswerten Veränderungen gegenüber dem nativen Lignin. Es sei noch erwähnt, daß im NMR-Spektrum des Ligninpräparates nach der Wechselwirkung mit Na-Bentonit das schwache Signal des nativen Lignins um 60.6 ppm nur noch als eine schwache Schulter zu sehen ist. Weiterhin sind zu nennen: Abnahme bei 82.5 ppm und bei 23-32 ppm; geringfügige Abnahme bei 161.6 ppm und geringfügige Zunahme um 183 ppm. Wie bereits dargestellt (Tadjerpisheh, Ziechmann 1984) weisen die IR-Spektren eine drastischere Veränderung der Ligninpräparate nach der Wechselwirkung mit Tonmineralen auf. Es finden nach einer Wechselwirkung des Lignins mit dem Fe-Bentonit folgende Veränderungen statt:

Intensitätszunahme um	60.6 - 63.2 ppm
Intensitätsverschiebung	von 73.3 ppm nach 71.6 ppm
Intensitätsverminderungen bei	20 - 50 ppm (Aliphaten)
	100 - 133 ppm (Aromaten)
	geringfügige Abnahme bei 147.7 ppm und 161.6 ppm

### Kationenaustauschkapazität (KAK)

Nach der Reaktion, also nach erfolgter Komplexbildung, zeigen die Reaktionsprodukte eine geringere KAK gegenüber den unbehandelten Tonmineralen. Dieser Sachverhalt ist durch die Blockierung der Zwischenschicht Räume bzw. Abschirmung

der Austauschplätze auf der Tonmineraloberfläche durch die adsorbierte organische Substanz zu deuten. Die Abnahme der Kationenaustauschkapazität liegt immerhin zwischen 6,8 und 10,2 %. Am stärksten nimmt die KAK bei Mg- und Fe-Bentonit ab. Fe-Bentonit zeigt die niedrigste KAK.

Tab. 2: Kationenaustauschkapazität (KAK) der Ton-Lignin-Komplexe

Präparat	KAK (mval/100 g)
Na-Bentonit	120.1
Na-Bentonit/Strohlignin in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Bodensatz	111.9
Fe-Bentonit	76.3
Fe-Bentonit/Strohlignin in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Bodensatz	66.9
Ca-Bentonit	99.9
Ca-Bentonit/Strohlignin in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Bodensatz	91.1
Mg-Bentonit	96.6
Mg-Bentonit-Strohlignin in 1,4-Dioxan-H <sub>2</sub> O 20 Tage geschüttelt, Bodensatz	86.7

Entsprechend diesen Experimenten ergaben die Analyse

der Infrarotspektren,  
der Wasser- und Glühverluste,  
der thermischen Analyse sowie  
die rasterelektronenmikroskopischen Aufnahmen

die Existenz von Ton-Lignin-Komplexen als eine Stoffneubildung unter Bodenbedingungen.

Besonders aufschlußreich dürfte das Verhalten dieser Substanzen in ihrer Umwelt sein:

Sorptionsisothermen für Phenol und Anilin an Ca- und Fe-Bentonit vor und nach der Komplexbildung zeigen, daß die Ton-Lignin-Komplexe in der Lage sind, mehr dieser xenobiotischen Stoffe zu sorbieren als die reinen Tonminerale. Die Menge der adsorbierten organischen Substanz ist von der Kationenbelegung der Tonminerale und von der Struktur der organischen Verbindung abhängig.



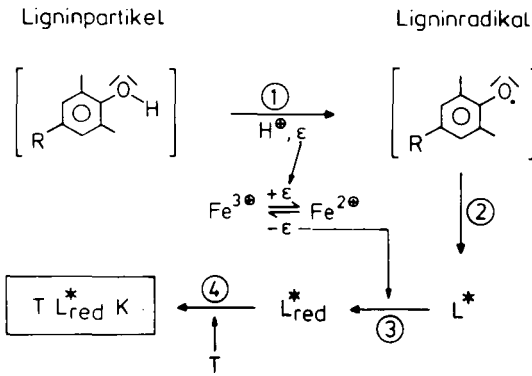
Ergebnisse

Die dargestellten Ergebnisse zeigen, daß in Gegenwart von Tonmineralen unter den Bedingungen eines natürlichen Systems (Bodens) eine Veränderung des an sich schwer zersetzbaren Lignins und die Bildung von Ton-Lignin -Komplexen erfolgt.

Die Eigenschaften der Ton-Lignin -Komplexe weichen deutlich von denen ihrer Komponenten ab. Es ist also damit zu rechnen, daß diese bislang noch nicht beschriebene Gruppe von Bodeninhaltsstoffen die Eigenschaften und das chemische Potential eines Bodens durchaus mitbestimmen.

Die kurze Darstellung dieser Ergebnisse läßt die Annahme zu, daß es sich bei dieser Art der Wechselwirkung um eine Polymerisation und Reduktion gewisser Ligninbausteine handelt.

Die abgelaufenen Vorgänge für diese Komplexe könnte man in folgendem Modell zusammenfassen:



$\text{L}^*$  chem. verändertes Lignin       $\text{L}^*_{\text{red}}$  chem. verändertes u. reduz. Lignin  
 $\text{T}$  Tonmineral       $\text{K}$  Komplex

Vorgang	Indiz
① Radikalbildung bzw. Existenz von Radikalen	Literatur
② Polymerisation (Vernetzung)	Abnahme d. OH-Gruppen
③ Reduktion	IR-Spektrum:
④ $\text{TL}^*_{\text{red}}\text{K}$ -Bildung	C-Analyse Spektroskopie thermische Analyse

$$-\text{C} \begin{array}{l} \text{O} \\ \parallel \\ \text{H} \end{array} \rightarrow -\text{C} \begin{array}{l} \text{H} \\ | \\ \text{H} \end{array} -\text{OH}$$

Möglicherweise wird diese Funktion vom Eisen übernommen ( $\text{Fe}^{2+} \rightleftharpoons \text{Fe}^{3+} + \epsilon$ ),  
woraus sich dann die Sonderstellung der Fe-Bentonit-Lignin\*-Komplexe ableiten  
könnte.

Eine Dehydrierung und anschließende Elektronenabgabe beim Lignin würde zur Bil-  
dung von O- und C-Radikalen führen, die dann eine Polymerisation der Ligninbau-  
steine vorantreiben. Bei diesem Prozeß würde Lignin als Elektronendonator fun-  
gieren.

Nach dieser Phase werden Ligninbruchstücke von der Tonmineralmatrix sorbiert  
und bilden schließlich die Ton-Lignin\*-Komplexe, die im vorliegenden Falle  
(Strohliggin, in 1,4-Dioxan-H<sub>2</sub>O gelöst, 20 Tage geschüttelt mit Fe-Bentonit,  
Rückstand) als Ton-Lignin\*<sub>red</sub>-Komplexe (TL\*<sub>red</sub>K) zu bezeichnen sind. Diese Sorp-  
tion wurde durch Kohlenstoffanalyse, Glühverlust, thermische Analyse und  
IR-Spektroskopie nachgewiesen.

### Literatur

- ADLER, E.: Lignin Chemistry-Past, Present and Future. Wood Sci. Technol. 11,  
169-218 (1977)
- CHANG, H.M., COWLIN, E.B., BROWN, W., ADLER, E. and MIKSCH, G.:  
Comparative Studies on Cellulolytic Enzyme Lignin and Milled Wood Lignin of  
Sweetgum and Spruce. Holzforschung 29, 153-159 (1975)
- FREUDENBERG, K. u. SCHUHMACHER, G.: Die Ultraviolett-Absorptionsspektren von  
künstlichem und natürlichem Lignin sowie von Modellverbindungen.  
Sitzungsbericht der Heidelberger Akademie der Wissenschaften (1955)
- LANGE, W., FAIX, O. u. BEIHOFF, O.: Über Eigenschaften und Abbaubarkeit von  
mit Alkohol-Wasser-Gemischen isolierten Ligninen. Holzforschung 37,  
63-67 (1983)
- MEIER, D., FAIX, O. u. LANGE, W.: Über Eigenschaften und Abbaubarkeit von mit  
Alkohol-Wasser-Gemischen isolierten Ligninen. Holzforschung 35, 247-252  
(1981)
- SARKANEN, K.V., CHANG, H.M. and ALLAN, G.G.: Species Variations in Lignins  
II. Conifer Lignins. Tappi 50, 583-587; III. Hardwood Lignins. Tappi 50,  
587-590 (1967)
- TADJERPISHEH, N. u. ZIECHMANN, W.: Veränderung und Fixierung von Lignin durch  
Ca-Bentonit. Zeitschrift f. Pflanzenern. u. Bodenkd. 147, 627-634 (1984)

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Förderung dieser  
Untersuchungen.

Huminstoffe und Balneologie

von

ZIECHMANN, W.\*

1. Vorbemerkung

Wenn in einem Peloid, wie dem in der Balneologie vornehmlich verwendeten Badetorf, der Anteil der Huminstoffe ca. 30 % der Trockensubstanz ist, dann ist schwer vorstellbar, daß von diesen Stoffen keine chemischen Wirkungen ausgehen sollten, die den Heileffekt zumindest mitbewirken (Baatz, 1986, 1987).

Physikalische Effekte, die den Heilprozeß im rheumatischen Formenkreis, der Balneogynäkologie usw. mit verursachen und an denen Huminstoffe teilhaben, sind heute kaum strittig. Sie werden als thermische Wirkungen durch das Wärmeleitvermögen, die Wärmespeicherung u.ä. bewirkt (Dirnagl, 1979).

Die Beweislast für chemisch induzierte Wirkungen wiegt allerdings ungleich schwerer.

2. Das physiologische Experiment

Die Balneotherapie mit dem Peloid Badetorf weist besonders im Rahmen der Balneogynäkologie bei tubaren Sterilitätsformen, die auf intraperitoneale Verwachsungen zurückgehen, beachtliche und statistisch gesicherte Erfolge auf.

In Zusammenarbeit mit der Frauenklinik der Medizinischen Hochschule Hannover wurden in einem Tierversuch bei 220 Tieren Adhäsionen künstlich herbeigeführt und diese anschließend mit Moorextrakten behandelt.

---

+) Abt. Chemie und Biochemie im System Boden - Lehrgebiet Chemie - Institut für Bodenwissenschaften der Georg-August-Universität Göttingen, von-Siebold-Str. 2, 3400 Göttingen

Im Gegensatz zu Wasserbädern und anderen Vergleichspräparaten wurde bei den wasserlöslichen, gefärbten, also Huminsäure-Vorstufen enthaltenden Moorextrakten eine signifikante Verringerung der Adhäsionsbildung beobachtet (Mesroglı et al.).

### 3. Der experimentelle Ansatz

Die Blutgerinnung, also die Adhäsionsbildung, ist ein überaus komplexer Vorgang, an dem u.a. das Enzym Thrombin beteiligt ist. Nun ist bekannt, daß Antikoagulantien, wie z.B. das Heparin, als Thrombininhibitor wirken, also an diesem Enzym anzugreifen und damit die zur Adhäsion führende Reaktionskette zu unterbrechen vermögen.

Bekannt ist ferner die Anwendung von Blutegeln zur Verringerung der Adhäsionsbildung etwa im Falle einer Thrombose. Hier ist es das aus dem Kopf dieser Tiere isolierbare Hirudin, ein Protein mit der Teilchenmasse 16 000, welches durch eine Komplexbildung mit dem Thrombin dessen Aktivität herabsetzt, also die Blutgerinnung verhindert.

Dieser Befund veranlaßt die Frage, ob die, eine Adhäsion verhindernden oder zumindest reduzierenden Huminstoffe ebenfalls eine Komplexbildung mit dem Thrombin eingehen können.

#### 3.1 Messung der elektrischen Leitfähigkeit

1 000 Einheiten Thrombin wurden in 250 ml 0,9 N NaCl - Lösung aufgenommen und 1,3 g Huminstoffe aus Bad Pyrmonters Preßsaft in 1 l Wasser (1 ml = 0,13 mg Hmst) zugesetzt.

Abb. 1 läßt erkennen, daß der Zusatz von Thrombin die elektrische Leitfähigkeit nicht nur nicht erhöht, sondern sogar bei höheren Konzentrationen eindeutig herabsetzt (Geraden 1 und 2).

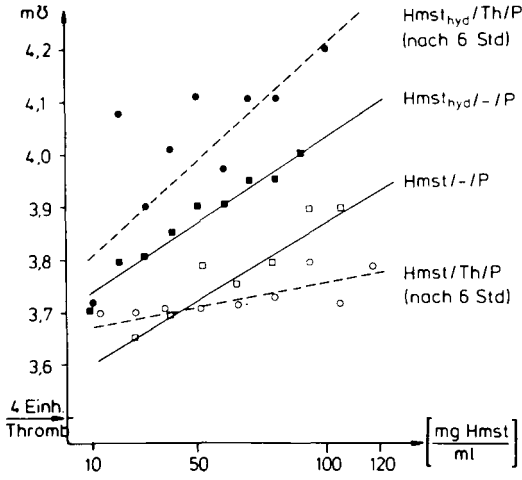
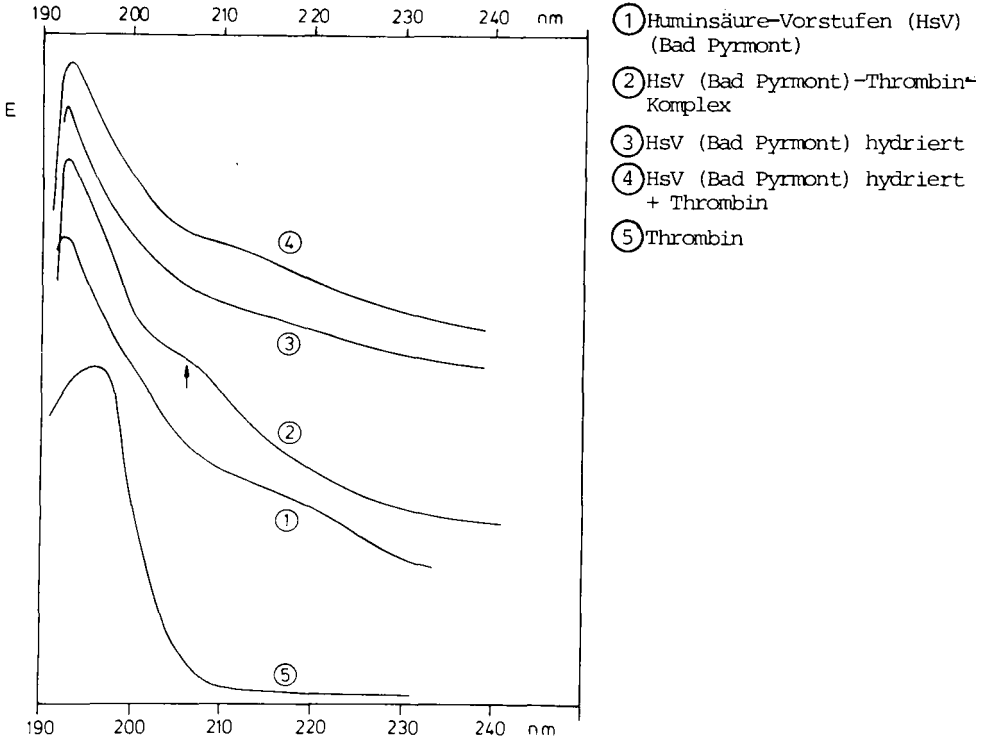


Abb. 1: Die elektrische Leitfähigkeit von div. Huminstoffen und ihren Hmst-Thrombin-Komplexen



- ① Huminsäure-Vorstufen (HsV) (Bad Pyrmont)
- ② HsV (Bad Pyrmont)-Thrombin-Komplex
- ③ HsV (Bad Pyrmont) hydriert
- ④ HsV (Bad Pyrmont) hydriert + Thrombin
- ⑤ Thrombin

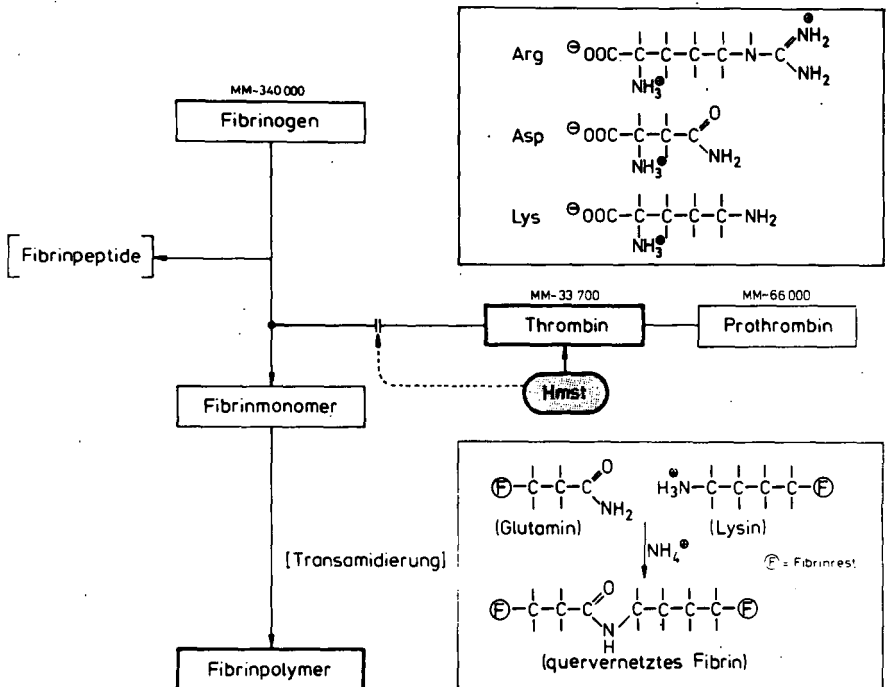
Abb. 2: UV-Spektren von div. Huminstoffen und ihren Hmst-Thrombin-Komplexen

3.2 Die zur Messung der Leitfähigkeit benutzten Bad Pyrmöner Huminstoffe wurden nun zur Ermittlung ihrer Absorption im UV-Bereich vermessen (Abb. 2).

4. Das Modell

Die Bildung eines Wundverschlusses, also eine Adhäsion, ist ein Vorgang, an dem aus dem Fibrinogen das quervernetzte Fibrinpolymer entsteht. An diesem, über mehrere Stufen verlaufenden Prozeß, sind mehrere Systeme beteiligt, dessen besondere Kennzeichen die Aktivierung von Enzymvorstufen (einem Zymogen) kaskadenartig weitergeleitet wird, um schließlich zum genannten Endprodukt zu führen, welches die Konstriktion der geschädigten Blutgefäße und die Aggregation der Blutplättchen herbeiführt.

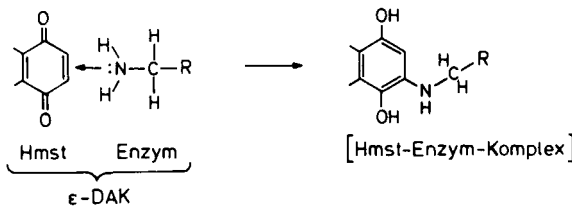
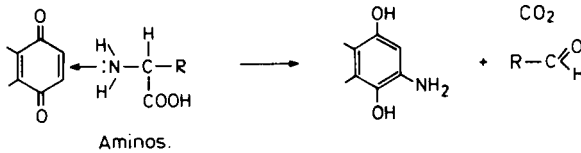
Das folgende Schema gibt die letzten Stufen dieses wichtigen physiologischen Vorganges wieder:



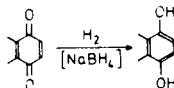
Aus dem Fibrinogen werden Fibrinopeptide abgetrennt und das Fibrinmonomer unter der Einwirkung des Enzyms Thrombin gebildet. Dieses wiederum entsteht aus dem Zymogen, der Vorstufe Prothrombin.

Die experimentellen Hin- bzw. Beweise lassen Wechselwirkungen zwischen diesem Enzym und Huminstoffen als gesichert erscheinen. Allerdings ist mit den bislang dargestellten Experimenten noch nichts über den Mechanismus dieses Vorganges gesagt.

Vorstellbar ist, wenn man von freien Aminogruppen im Enzym ausgeht, daß hier der Ansatzpunkt für eine Umsetzung mit den Huminstoffen liegen könnte, nachdem deren Umsetzung mit  $\text{NH}_2$ -funktionellen Verbindungen weitgehend aufgeklärt worden ist.



Ein Indiz für diese Annahme wäre gegeben, wenn eine Veränderung des chinoiden Acceptor-Komplexes auch zu einer verminderten oder gar verhinderten Komplexbildung führen würde. Diese Veränderung kann durch eine katalytische Hydrierung des Huminstoffes eingeleitet werden, deren Erfolg durch das IR-Spektrum abgelesen werden kann:



Die Hydrierung mit Natriumboryhydrid  $\text{NaBH}_4$  wird in Natriumpyrophosphat vorgenommen.

Die elektrischen Leitfähigkeitswerte (Abb. 1, Geraden 3 u. 4) für den veränderten Huminstoff stellen sich nun vollkommen anders dar. Wie zu erwarten, sind diese Werte für den hydrierten Huminstoff auf Grund der phenolischen OH-Gruppen höher als die des chinoiden Ausgangsproduktes.

Das Gemisch hat nun einen höheren Leitfähigkeitswert als der Huminstoff, wodurch erhellt, daß keine oder nur eine sehr gering ausgeprägte Komplexbildung eingetreten ist. Der gleiche Befund wird durch die UV-Spektren (Abb. 2, Kurven 3 u. 4) bestätigt. Bei dem hydrierten Huminstoff ist das Maximum bei 208 nm des Thrombin-Hmst-Komplexes der nichthydrierten Huminsäure-Vorstufe nicht zu finden.

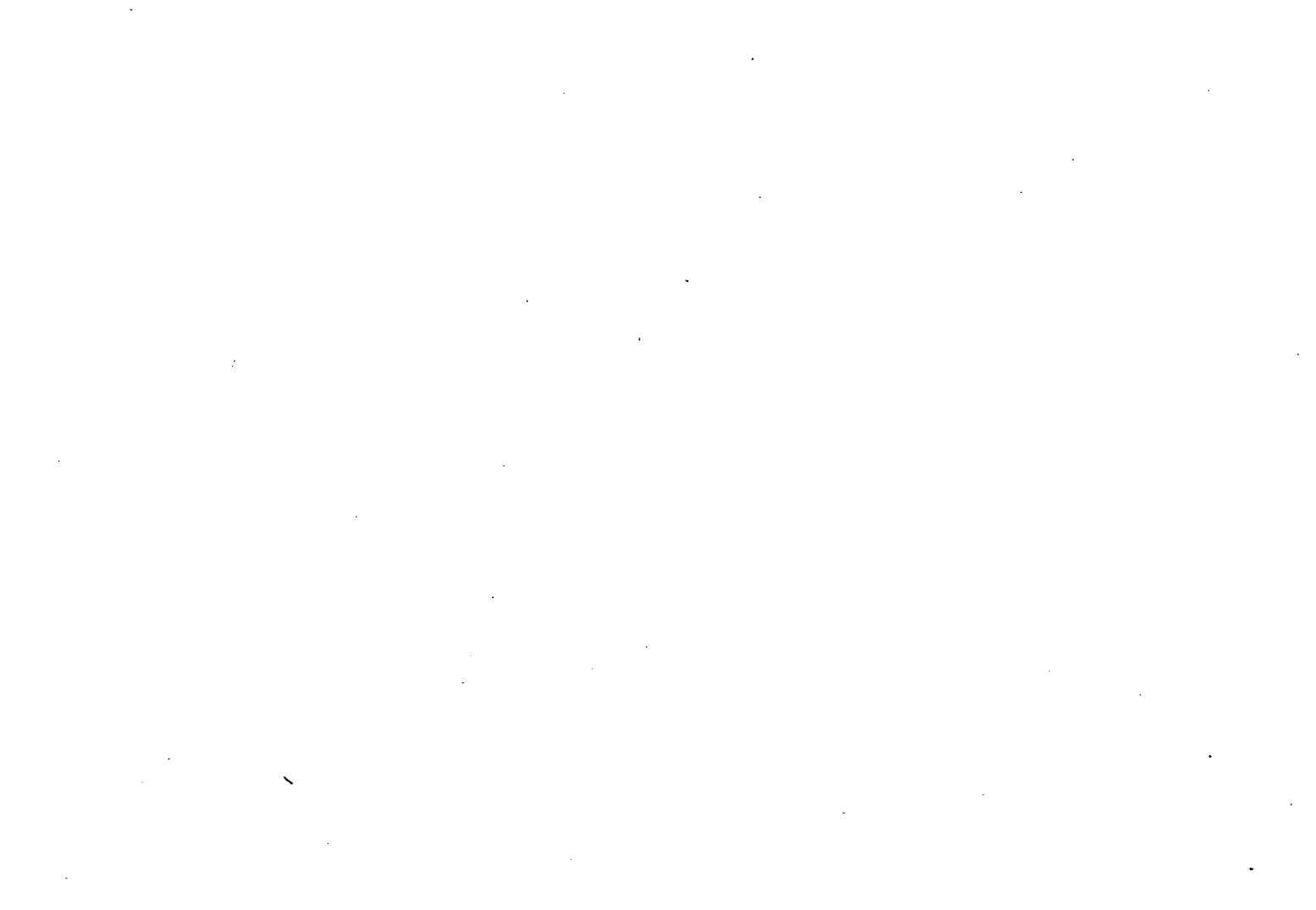
## 5. Zusammenfassung

1. Bestimmte Huminstoff-Fractionen vermögen die nach einer Läsion eintretende Adhäsion zu verhindern bzw. zu reduzieren. Es kann dieser Effekt nicht als physikalisch, sondern nur als ein chemisch induzierter physiologischer Vorgang gesehen werden.
2. Die gleichen Huminstoffe, die im Tierversuch eingesetzt wurden, bilden mit dem, die Adhäsion wesentlich auslösenden Thrombin einen Komplex.
3. In Übereinstimmung mit der Wirkungsweise anderer Antikoagulantien kann in einer solchen Komplexbildung der Grund einer Funktionsbeeinträchtigung dieses Enzyms - nun durch Huminstoffe hervorgerufen - gesehen werden.
4. Eine Hydrierung und damit eine chemische Veränderung des Huminstoffs beeinträchtigt nachweislich die Komplexbildung, weshalb
5. die physiologische Wirksamkeit dieses Huminstoffs offensichtlich an seine chinoide Struktur geknüpft ist.



Literatur

- BAATZ, H. (1987): Aus der Praxis für die Praxis. 3 Jahrzehnte Erfahrungen mit der klassischen Moortherapie. - Z. Phys. Med. Baln. Med. Klim. 16, 223 - 226.
- BAATZ, H. (1986): Balneologische Therapie gynäkologischer Erkrankungen. - gynäkol. prax. 10, 313 - 316.
- DIRNAGL, K. (1978): Physikalische Grundlagen der Moorbadwirkung. Therapiew. 28, 1214 - 1220.
- MESROGLI, M., MAAS, D.H.A., ZIECHMANN, W. u. SCHNEIDER, J.: Experimentelle Untersuchungen zur Prophylaxe Pelviner Adhäsionen nach gynäkologischen Operationen. (in Vorbereitung)



Untersuchungen zur Charakterisierung der Lipidkomponente

von

Ziegler, F. und M. Rohr <sup>1)</sup>

1 Zur Bedeutung der Lipide

Die Lipide gehören zur Gruppe der aliphatischen Humusbestandteile, die in nordostbayerischen Waldböden mit der Tiefe deutlich zunehmen (HEMPFLING et al., 1987). Sie machen im Humusprofil etwa 5-8% der organischen Substanz aus und erklären dort 25-50% des gesamten Alkyl-Kohlenstoffs (ZIEGLER, 1988). Lipide gelangen in den Waldhumus über die Pflanzenstreu (oberirdische Streu, Wurzelstreu), die mikrobielle Biomasse und über Bodentiere, und beeinflussen schließlich in hohem Maße die ökologischen Eigenschaften eines Standortes, insbesondere bodenphysikalische Parameter wie Benetzbarkeit, Wasserspeicherleistung und/oder Aggregatstabilität (JAMBU et al., 1978).

---

<sup>1)</sup> Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 101251, D-8580 Bayreuth, FRG.

## 2 Nähere Beschreibung der Lipidkomponente

Für eine grobe Charakterisierung eignen sich in erster Linie Elementaranalyse und spektroskopische Verfahren wie IR-,  $^1\text{H-NMR}$ - und  $^{13}\text{C-NMR}$ -Spektroskopie. Hinsichtlich der elementaren Zusammensetzung zeigen unsere Untersuchungen, daß Lipidextrakte aus Waldhumus im Mittel aus 72% C, 15% O und 10% H bestehen, N-, P-, S-haltig und relativ aschearm sind. Von der Struktur her überwiegen  $-\text{CH}_2-$  Gruppen und Ester-Brücken (ZIEGLER, 1988; ZIEGLER, ZECH und KOTSCHENREUTHER, unveröffentlichte Ergebnisse). Diese Befunde geben einen ersten Überblick über den Aufbau der Lipidkomponente, aber für eine nähere Charakterisierung erscheint darüberhinaus eine weitere Fraktionierung dieser sehr heterogenen Stoffgruppe sinnvoll.

## 3 Säulenchromatographische Fraktionierung

Ein in der Biochemie häufig verwendetes Verfahren zur präparativen Auftrennung von Lipidextrakten ist die Säulenchromatographie an Silica Gel. Hierbei ist durch eine Elutionssequenz von organischen Lösungsmitteln steigender Polarität (Chloroform, Chloroform/Aceton, Aceton, Methanol) eine Auftrennung in eine unpolare (Neutrallipide), zwei Zuckerhaltige (Glycolipide) und eine P-haltige Lipidfraktion (Phospholipide) möglich (ROUSER et al., 1967).

Zur Fraktionierung der Lipidkomponente von Waldhumus-Lagen eignen sich Glassäulen mit den Dimensionen 50 cm x 0.8 cm i.d., gefüllt mit Silica Gel 60 der Korngröße 0.05 - 0.2 mm (Abb. 1).

Aufgetragene Lipidextrakte werden bei unserer Modifikation am Silica Gel durch Elution mit Chloroform, Chloroform/Aceton (1:1, v/v), Aceton, Methanol und 10% Ameisensäure in Methanol in 5 Fraktionen aufgetrennt.

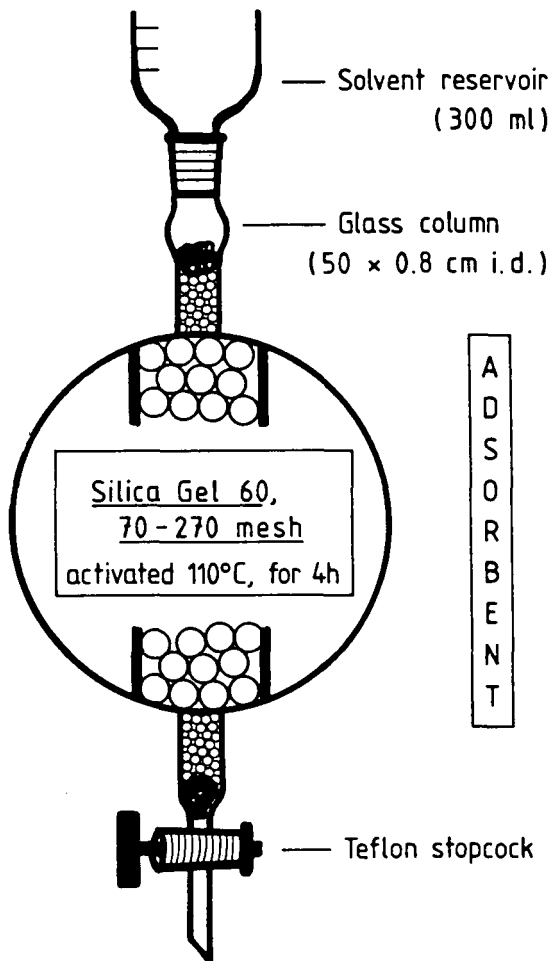


Abbildung 1: Glassäule mit Silica Gel zur Auftrennung unterschiedlich polarer Lipidfraktionen.

Der dem Schema von ROUSER et al. (1967) hinzugefügte fünfte Elutionsschritt mit Ameisensäure in Methanol erwies sich als notwendig, um hochpolares Lipidmaterial restlos vom Adsorbenten zu entfernen (eine ausführliche Darstellung der Trennprozedur findet sich bei ZIEGLER, 1988). Trägt man die in 10 ml-Portionen eluierte Lipidmenge als Funktion des Elutionsvolumens auf, so erhält man Säulenchromatogramme wie in Abb. 2 für einen Fichtenstreu-Lipidextrakt. Den 5 Eluenten sind dort eine Neutrallipid-, zwei Glycolipid-, eine Phospholipid- und eine hochpolare Lipidfraktion zugeordnet.

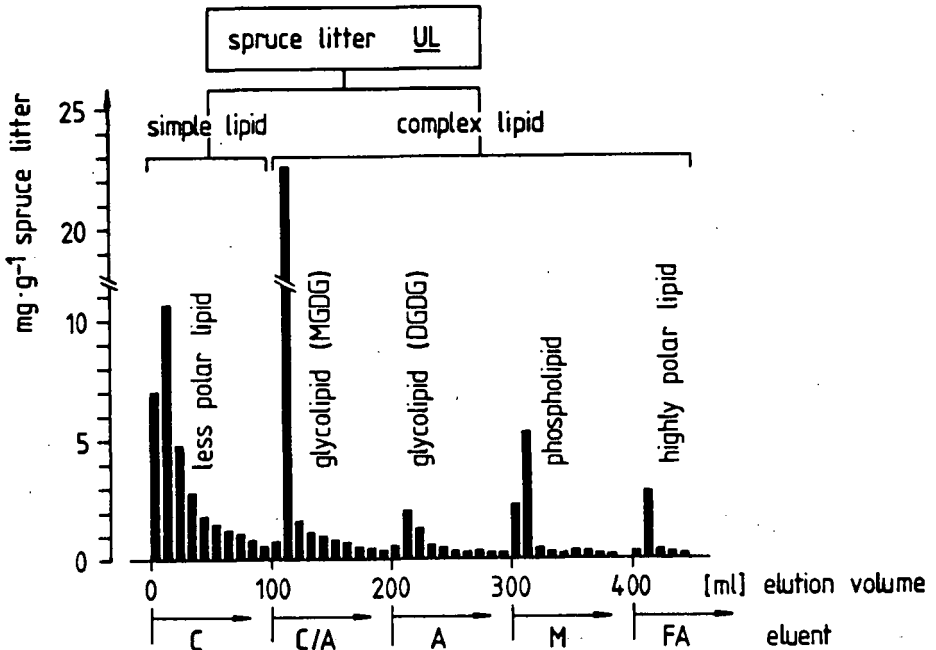


Abbildung 2: Säulenchromatogramm eines Fichtenstreu-Lipidextraktes.  
Auftragemenge 78.6 mg.  
Eluenten: C, Chloroform; C/A, Chloroform/Aceton;  
A, Aceton; M, Methanol;  
FA, 10% Ameisensäure in Methanol.

4 Überprüfung der Auftrennung und Zuordnung

Anhand von Testläufen mit Standardsubstanzen war die Trennleistung der Säule zu überprüfen. Hierzu dienten Tristearin und Ergosterol (beide FLUKA) als Neutrallipide und Phosphatidylcholin (SERVA) als Phospholipid. Eine brauchbare Möglichkeit zur Bestimmung der Glycolipid-Verteilung ist der Nachweis von Glycolipid-Galaktose in den ausgeschiedenen 5 Fraktionen, in diesem Falle in denen des Fichtenstreu-Lipidextraktes (Abb. 3). Der Galactose-Test umfaßt Hydrolyse der glycosidischen Zucker-Lipid-Bindung (1N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 100 °C, 3h) und Zuckerbestimmung mit Anthron/H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (625 nm).

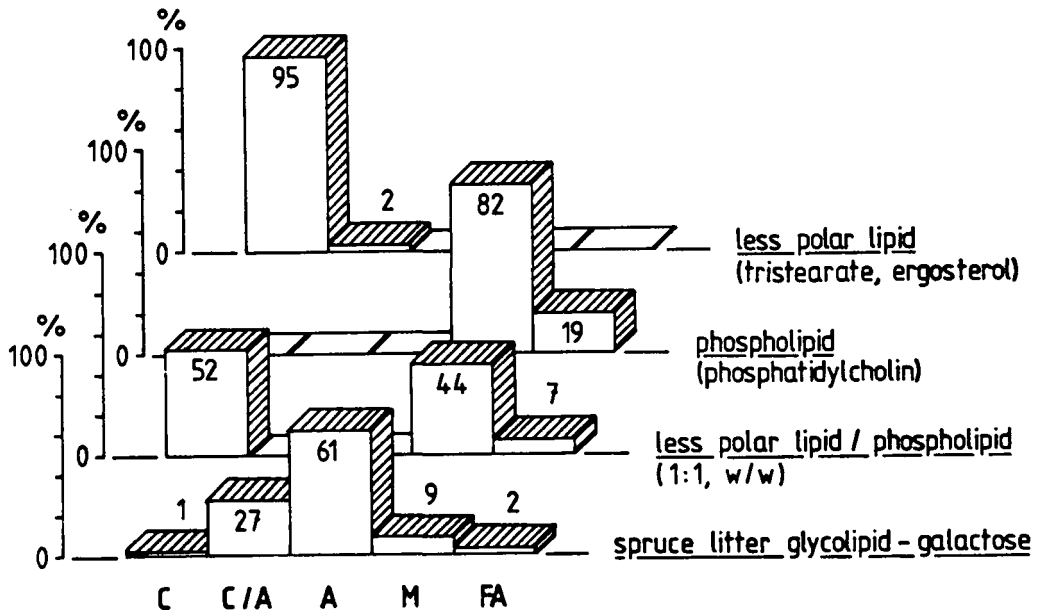


Abbildung 3: Prozentuale Verteilung von Neutrallipid- und Phospholipid-Standardverbindungen und von Glycolipid-Galaktose (aus Fichtenstreu-Lipidextrakt) auf die eluierten Fraktionen.

Wie Abb. 3 zeigt, erscheinen die Neutrallipide praktisch vollständig in der C-Fraktion, Phospholipid überwiegend in der M- und zum geringen Teil in der FA-Fraktion; 1:1-Gemische aus Neutral- und Phospholipid werden klar getrennt. Glycolipid-Galaktose zuletzt eluiert fast ausschließlich mit C/A und A. Demnach ist eine gute Trennung unterschiedlich polarer Lipidfraktionen durchaus gegeben. Es erscheint aber sinnvoll, C/A und A, sowie M und FA zusammenzufassen und für die Fichtenstreu somit insgesamt 3 Lipidfraktionen auszugliedern, nämlich Neutrallipide, Glycolipide und Phospholipide.

Im Hinblick auf die Tiefenfunktion dieser 3 Fraktionen bleibt (mittels naßchemischer und spektroskopischer Verfahren) noch zu prüfen, ob die strukturbezogenen Bezeichnungen Glycolipide/Phospholipide in stark humifizierten Horizonten wie Oh, Ah Gültigkeit besitzen. Vorerst sollte neben der unpolaren Fraktion (= Neutrallipide) besser von einer mäßig polaren (C/A und A) und einer polaren (M und FA) Lipidfraktion gesprochen werden.

## 5 Dank

Die DFG förderte die Untersuchungen im Rahmen des SFB 137.

## 6 Literatur

- HEMPFLING, R. et al. (1987) Z. Pflanzenern. Bodenkd. 150, 179-186.  
JAMBU, P. et al. (1978) Sci. Sol 4, 229-240.  
ROUSER, G. et al. (1967) Lipids 2, 37-40.  
ZIEGLER, F. (1988) Soil Biol. Biochem., eingereicht.



Referate

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II und III

REDOXPROZESSE IN BÖDEN

in

GÖTTINGEN

am

8. April 1988



Ermittlung des Redoxpotentials aus dem zeitlichen Verlauf  
der Elektrodendepolarisation

von

Böttcher, J. und O. Strebel \*)

Ein Problem bei der Redoxpotentialmessung in Böden und Grundwasser mit temporär installierter Redox-Elektrode (Platin) ist das Driften der Meßwerte, das durch eine Potentialdifferenz zwischen Elektrode und Medium verursacht wird. Um lange Wartezeiten bis zur Ablesung eines stabilen Redoxpotentialwertes zu vermeiden, wurde eine Rechenmethode zur Ermittlung des Redoxpotentials aus dem zeitlichen Verlauf der Elektrodendepolarisation entwickelt.

Voraussetzung für dieses Verfahren ist die Messung der Elektrodendepolarisation über einen Zeitraum von etwa 10 min in Minutenschritten. Dabei wird die Elektrode vor der Messung weder chemisch noch elektrisch polarisiert oder vorbehandelt, sondern die praktisch immer anfänglich vorhandene normale Polarisation ausgenutzt. Der zeitliche Verlauf der Elektrodendepolarisation entspricht einer Abklingkurve, wie sie in Abb. 1 schematisch dargestellt ist. Die Kurve läßt sich mit einer e-Funktion beschreiben:

$$\eta_t = \eta_0 \cdot e^{-\lambda \cdot t} \quad (1)$$

$\eta_t$  - Polarisation zum Zeitpunkt t (mV)

$\eta_0$  - Anfangspolarisation (mV)

$\lambda$  - Depolarisationskonstante (min<sup>-1</sup>)

t - Zeit (min)

\*) Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2,  
3000 Hannover 51

Die Polarisation ist für alle Zeitpunkte gegeben durch:

$$\eta_t = E_t - E_h \quad (2)$$

$E_t$  - Potential zum Zeitpunkt  $t$  (mV)

$E_h$  - gesuchtes Redoxpotential (mV)

Da Gl. 1 mehr als eine Unbekannte enthält, ist eine direkte Lösung nicht möglich, sondern das gesuchte Redoxpotential  $E_h$  und die Depolarisationskonstante  $\lambda$  werden iterativ ermittelt. Dabei ist es unerheblich, ob die Polarisation anodisch oder kathodisch ist. Für schrittweise veränderte Annahmen für das Redoxpotential (hier  $E_s$  genannt) wird an die logarithmierten Polarisationswerte eine Gerade angepaßt und die mittlere Abweichung  $\bar{d}$  (entspricht Standard-schätzfehler) zwischen Meßwerten und berechneten Werten bestimmt.  $E_s$  wird so lange variiert bis  $\bar{d}$  minimiert ist. Bei  $\bar{d} = \text{minimal}$  ist  $E_s$  eine optimale Schätzung des gesuchten Redoxpotentials  $E_h$ .

In Abb. 2 sind einige Beispiele für gemessene Depolarisationskurven und deren Auswertung dargestellt. In allen Fällen läßt sich der Zeitgang der Depolarisation mit dem Ansatz von Gl. 1 nachvollziehen. Die iterative Berechnung von  $E_h$  hat immer ein eindeutiges Ergebnis (jeweils als gestrichelte Linie eingezeichnet). Die Anzahl der notwendigen Iterationsschritte zur Auffindung von  $\bar{d} = \text{minimal}$  kann stark variieren, der Zeitbedarf liegt aber bei Verwendung eines programmierbaren Rechners\*) im Sekundenbereich. Die mitberechnete Depolarisationskonstante  $\lambda$  (siehe Abb. 2) ist je nach Medium und Meßbedingungen recht verschieden.

Eine Auswertung von über 30 Depolarisationszeitgängen ergab, daß das gesuchte Redoxpotential  $E_h$  mit Hilfe des vorgestellten Rechenverfahrens mit einer Genauigkeit von  $\pm 1$  mV ermittelt werden kann.

Eine detaillierte Beschreibung der Auswertungsmethode erscheint in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde (1988/89).

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung.

---

\*) Ein Auswertungsprogramm für PC mit Betriebssystem MS-DOS liegt vor

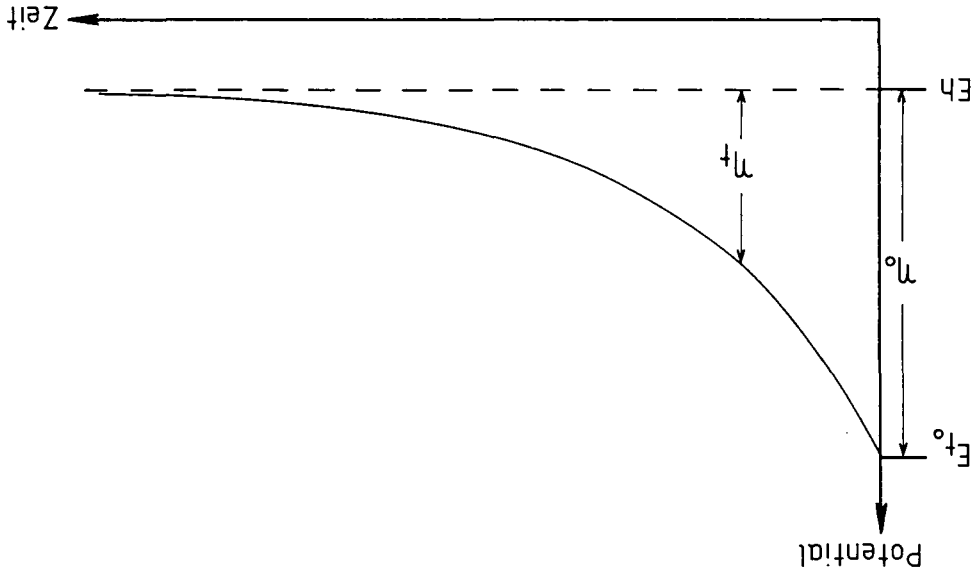


Abb. 1

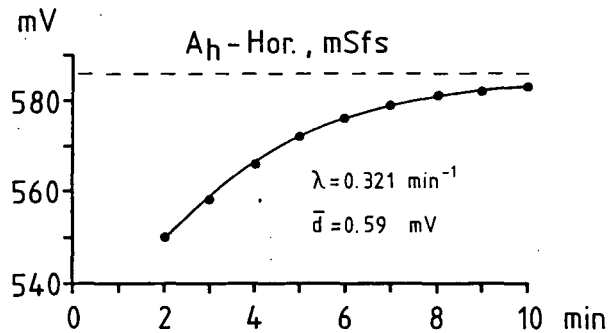
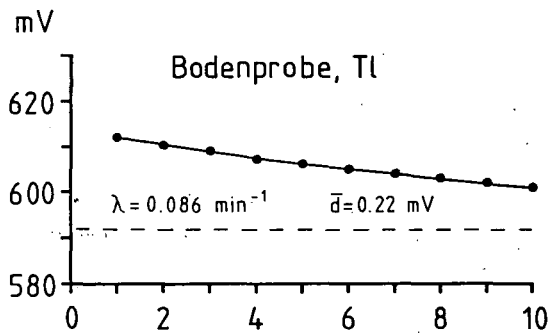
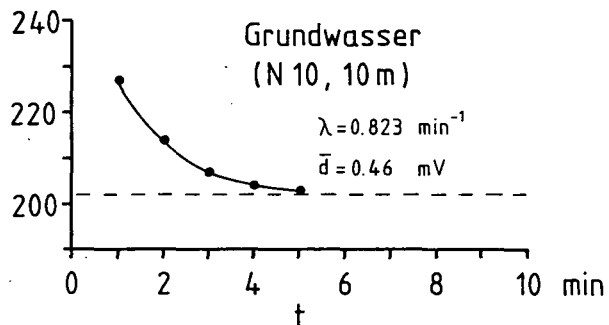
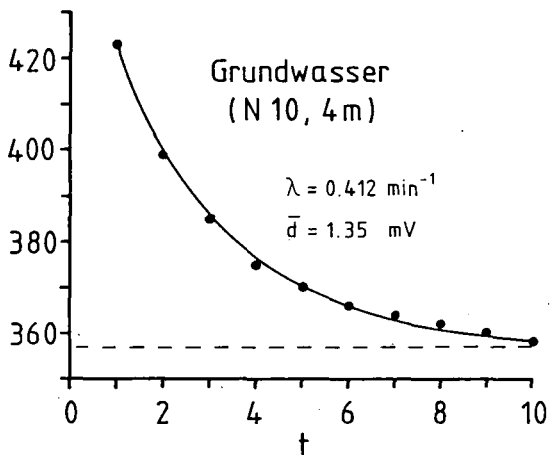


Abb. 2



Die elektrometrische Bestimmung von Standardpotentialen  
für Eisen(III)-oxide

von  
Fischer, W.R.\*

Zusammenfassung

Mit Hilfe thermodynamischer Reaktionen lassen sich Standardpotentiale der NERNST-Gleichung für Eisen(III)-oxide bestimmen, die sich jedoch nur bedingt auf die Verhältnisse in Böden anwenden lassen, da unterschiedliche Energieinhalte auf Grund von Kristallfehlern oder großer spezifischer Oberflächen u.U. die thermodynamischen Stabilitäten überdecken.

Die bestimmenden Größen (Eh, pH,  $Fe^{2+}$ -Aktivität) der NERNST-Gleichung

$$E_0 = Eh + 0.059 \lg(Fe^{2+}) + 0.18 \text{ pH}$$

können jedoch direkt gemessen werden, wenn nach Teilreduktion eines gegebenen Eisen(III)-oxids  $Fe^{2+}$ -Ionen im Gleichgewicht mit der festen Phase sind.

Als Reduktionsmittel wurde Wasserstoffgas in Verbindung mit einem Platinkatalysator (Aktivkohle mit 10 % Pt) verwendet, wodurch sich das Gleichgewicht innerhalb weniger Stunden einstellte.

Die für synthetische Oxide gefundenen  $E_0$ -Werte liegen in folgenden Bereichen:

Ferrihydrit	0.94	-	1.03 V
Lepidokrokit	0.89	-	0.94 V
Goethit	0.72	-	0.78 V
Hämatit	0.76	-	0.84 V

Beimengungen von z.B. Ferrihydrit zu gut kristallisierten Oxiden äußern sich in einem signifikanten  $E_0$ -Anstieg, z.B. für Goethit, auf 0.85 Volt.

\*) Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70





Redoxpotentiale von Böden des Deichvorlandes und Redoxpotentiale junger, mariner Sedimente/Böden bei beginnender Bodenentwicklung im Lysimeter

von

GIANI, L.\*

Einleitung

Charakteristisch für die Pedogenese der Böden des Deichvorlandes ist die Veränderung des Hydroregimes, das sowohl pedogen (durch das allmähliche Herauswachsen der Böden aus dem Bereich der täglichen Überflutung), als auch geogen (durch aperiodische Überflutungen) beeinflußt wird. Die Veränderung des Hydroregimes ist mit Veränderungen der Redoxprozesse gekoppelt. Somit können Redoxpotentialmessungen dazu beitragen, charakteristische Eigenschaften im Verlauf der Genese dieser Böden zu erfassen.

Material und Methoden

Untersucht wurden junge Marschböden des Deichvorlandes mit unterschiedlicher Korngrößenzusammensetzung und aus Bereichen unterschiedlicher Ufer- und Geländemorphologie, außerdem marine Sedimente/Böden im Lysimeter (Befüllung April 85). Redoxpotentialmessungen erfolgten in situ mit der Pt-Ag/AgCl-Elektrode (Ingold), die Werte wurden auf die Wasserstoffbezugs elektrode bei 25°C umgerechnet. Zur Gesamtschwefelbestimmung wurde ein HNO<sub>3</sub>/HCl-Aufschluß (Howarth & Merkel, 1984) mit anschließender Sulfatbestimmung (Kempf & Anders, 1977) durchgeführt. Sulfid wurde nach HCl-Aufschluß (Giani et al., 1986) entsprechend Pachmayr (1960) gemessen. Die Elementarschwefelbestimmung erfolgte nach Acetonextraktion entsprechend Hart (1961):

---

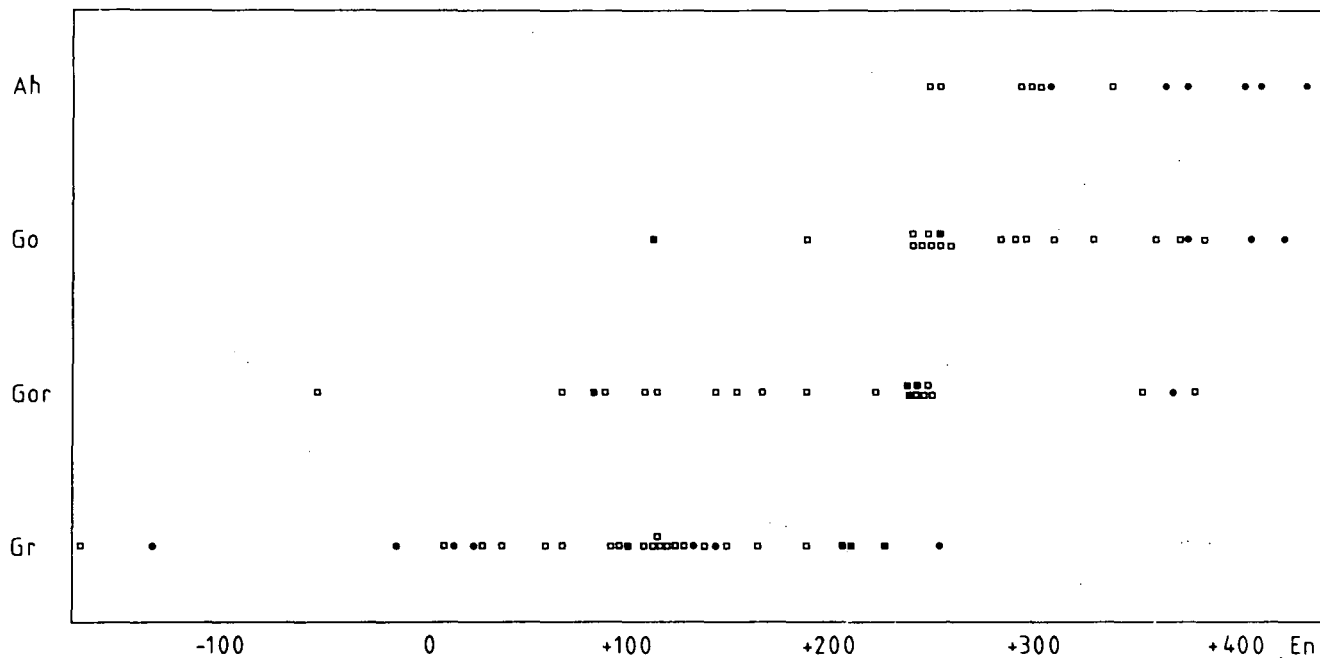
\*Abt. Bodenkunde, FB 7, Universität Oldenburg, 2900 Oldenburg

Die Redoxprofile von Böden des Deichvorlandes wurden in der Sukzession vom Watt zum Deich erfaßt. In allen untersuchten Außendeichsbereichen stiegen die Redoxpotentiale der Böden mit ihrer Höhe über MTHW (Mittleres Tieden-Hochwasser). Gleichzeitig sanken die Redoxpotentiale mit zunehmender Bodentiefe. Die Redoxpotentiale erreichten maximale Werte von +300 - +400 mV. Vergleichbare Werte stellten auch andere Autoren (Reynders, 1983; Blume & Brümmer, 1986) fest.

Keine Korrelation ergab sich zwischen Redoxpotential und Bodenart. Unabhängig von der Bodenart dominierten positive Redoxpotentiale (Abb. 1). Schon im Salicornia-Bereich, also unterhalb MTHW, wurden relativ hohe Redoxpotentiale festgestellt. Sie deuten an, daß schon in diesem Bereich die Oxidation gegenüber der Reduktion von Schwefelverbindungen dominieren kann. Im allgemeinen wurden in  $A_h$ -Horizonten keine höheren Redoxpotentiale gemessen als in  $G_o$ -Horizonten. Vermutlich führen die aperiodisch auftretenden Überflutungen dazu, daß es in  $A_h$ -Horizonten eher als in  $G_o$ -Horizonten zu Reduktionsvorgängen kommt. Die Redoxpotentiale der  $G_r$ -Horizonte zeigen mit -200 - +400 mV ein unerwartet weites und bis zu relativ hohen Werten reichendes Spektrum, obwohl morphologisch ausschließlich r-Merkmale und kohärentes Gefüge sichtbar waren. In  $G_r$ -Horizonten von Salzmarschen Schleswig-Holsteins wurde ein vergleichbares Spektrum festgestellt (Blume & Brümmer, 1986). Relativ hohe Redoxpotentiale in  $G_r$ -Horizonten (FeS-Bereichen) wurden auch in marinen subhydriischen Böden gefunden (Troelsen & Jørgensen, 1982). Diese Daten zeigen, daß bei der morphologischen Ansprache der  $G_r$ -Horizonte nicht auf momentan dominierende Reduktionsprozesse geschlossen werden darf. Die Färbung ist vielmehr Ausdruck früherer Reduktionsverhältnisse.

In langfristig angelegten Experimenten werden in Oldenburg pedogene Prozesse in Böden aus sandigen und tonigen marinen Sedimenten unter zunehmender Aussüßung in einer Lysimeteranlage untersucht. Diese Untersuchungen ermöglichen die Bearbeitung von Teilaspekten der Marschengenese unter kontrollierten Bedingungen und sollen Geländebefunde stützen und erklären helfen.

Unmittelbar nach Befüllen der Lysimeterbecken wurden im Sandsediment höhere Redoxpotentiale als im Tonsediment gemessen



**Abb. 1** Spektrum der Redoxpotentiale in den verschiedenen Horizonten von Salzmarschen.  
 •:  $E_h$  aus Blume & Brümmer (1986); □:  $E_h$  der Böden an *Salicornia*-Standorten

(Abb. 2). Schon nach zwei Monaten zeigte sich insbesondere im Sandsediment eine vertikale Differenzierung der Redoxpotentiale. Nach einem halben Jahr hatte sich das Redoxpotential in den oberen Bereichen bereits auf +400 mV erhöht. Diese Werte entsprechen in etwa den maximalen Geländewerten (Abb. 1). Im darauffolgenden Jahr erhöhte sich das Redoxpotential weiter und erreichte bis zu +500 mV. Die vertikale Differenzierung der Redoxpotentiale nahm ab. Im dritten Versuchsjahr wurde keine weitere Erhöhung des Redoxpotentials festgestellt. Die Redoxpotentiale im Sand- wie auch im Tonboden wiesen vergleichbare Werte auf. Die vertikale Angleichung der Redoxpotentiale setzte sich fort; Redoxpotentialveränderungen, die von Messung zu Messung 200 mV betragen konnten, betrafen das gesamte Bodensolum und deuten auf physikalische Bodenentwicklungs- bzw. Reifungsprozesse infolge Tonschrumpfungen hin (Smits et al., 1962).

Die schnelle Veränderung der Redoxpotentiale zeigte sich auch im Schwefelmetabolismus. Innerhalb des Versuchszeitraums wurden Schwefelverluste von ca. 50 % festgestellt (Abb. 3).

Schwefelverluste traten besonders schnell in der HCl-löslichen Fraktion und beim Elementarschwefel auf (Abb. 4). Innerhalb von zwei Monaten nahm der  $S^{--}$ -Gehalt des Sandsediments um ca. 50 % und der des Tonsediments um ca. 30 % ab. Nach zwei Jahren war kein  $S^{--}$  mehr nachweisbar. Im Vergleich zum Tonboden wies der Sandboden höhere Gehalte an HCl-löslichem Schwefel auf; auch die FeS-Bildung, die im ersten Winter nach Inbetriebnahme der Lysimeteranlage einsetzte, erreichte im Sandboden einen größeren Umfang. Diese Ergebnisse lassen sich damit erklären, daß die Bildung von Pyrit und Eisensulfid von der  $Fe^{++}$ -Anlieferung abhängt (Howarth, 1979). Bei geringer  $Fe^{++}$ -Konzentration wird Pyrit gebildet. Bei relativ rascher  $Fe^{++}$ -Anlieferung - dies dürfte im Sandboden eher der Fall sein als im Tonboden - fällt Eisensulfid aus, da diese Reaktion gegenüber der Pyritbildung thermodynamisch im Vorteil ist. Hohe Schwefelverluste traten auch beim Elementarschwefel auf, wengleich er nach zwei Jahren immer noch nachweisbar war. Die schnell einsetzenden hohen Elementarschwefelverluste im Sand- wie im Tonsediment sowie die Abnahme des Elementarschwefelgehalts der Sedimente im Winter nach Inbetriebnahme der Lysimeteranlage zeigen, daß die Oxidation von Elementarschwefel bereits bei geringeren Redoxpotentialen einsetzt als die von Eisensulfid.

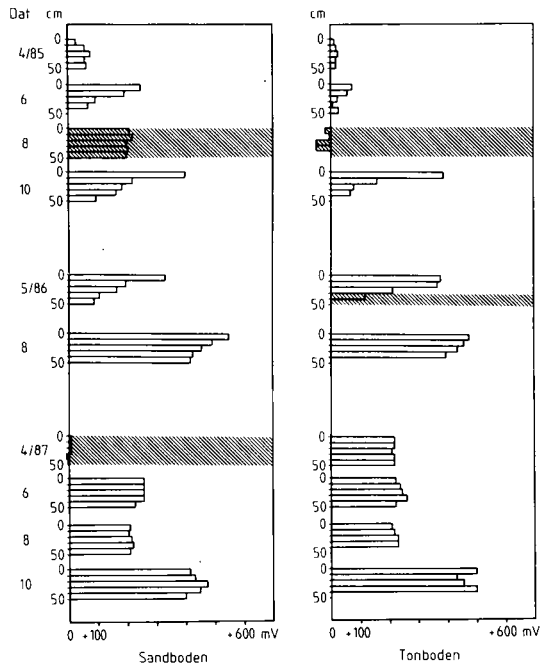



Abb. 2 Charakteristische Redoxpotentiale ( $E_h$ ) von Böden im Lysimeter in den Jahren 1985 - 1987. : Wasserstand (sonst in 50 cm Tiefe)

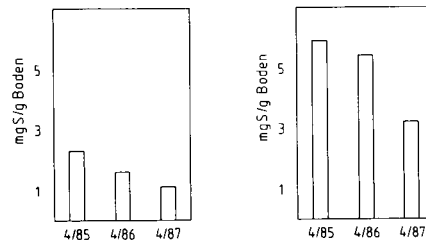


Abb. 3 Gesamtschwefelgehalte des Sandbodens (links) und des Tonbodens (rechts) im Lysimeter im Zeitraum April 85 - April 86

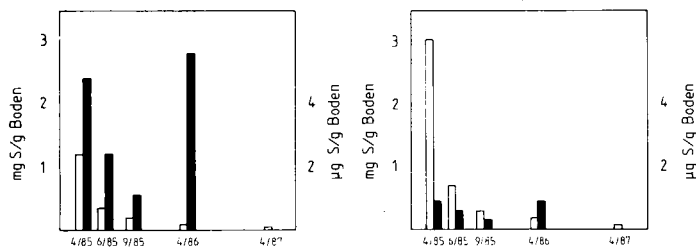


Abb. 4 Elementarschwefelgehalte ([ ] und Sulfidgehalte (■) im Sandboden (links) und Tonboden (rechts) im Lysimeter im Zeitraum April 85 - April 86

## Zusammenfassung

Die Redoxpotentiale der Böden des Deichvorlandes nahmen in vertikaler Profilabfolge ab und mit der Höhe der Profile über MTHW zu. In den  $G_r$ -Horizonten wurde ein weites Spektrum von Redoxpotentialen gemessen, das sich nicht aus der morphologischen Ansprache der Horizonte ableiten ließ. Schon im Salicornia-Bereich wurden relativ hohe Redoxpotentiale gemessen, die in Verbindung mit Ergebnissen aus Lysimeteruntersuchungen (aussüsende Wattsedimente/Böden erfahren eine rasche Redoxpotentialerhöhung auf maximale Geländewerte, es kommt zu schnellem Verlust an Schwefel, insbesondere  $S^{--}$  und  $S^0$ ) auf Schwefeloxidation in frühesten Bodenentwicklungsstadien hinweisen.

## Literatur

- Blume, H.P. & G. Brümmer (1986): Agriculture, landscapes and soils of Schleswig-Holstein. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 51, 3-14
- Giani, L., I. Eden & H. Gebhardt (1986): Sulfidbestimmung in Sedimenten und Böden. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 149, 354-356
- Hart, M.G.R. (1961): Turbidimetric Method for Determining Elemental Sulfur. Analyst, 86, 472-475
- Howarth, R.W. & S. Merkel (1984): Pyrite Formation and the Measurement of Sulfate Reduction in Salt Marsh Sediments. Limnol. Oceanogr., 29(3), 598-608
- Howarth, R.W. (1979): Pyrite: Its Rapid Formation in a Salt Marsh and Its Importance in Ecosystem Metabolism. Science, 205, 49-50
- Kempf, T. & K.F. Anders (1977): Die Automatisierung von Analyseverfahren für die Bestimmung von Boraten, Sulfaten und Nitraten in Wasserproben. Z. Chemie f. Labor und Betrieb, 28
- Pachmayr, F. (1960): Vorkommen und Bestimmung von Schwefelverbindungen in Mineralwasser. Dissertation, Universität München
- Reynders, J.J. (1983): Redoxvorgänge in Salzmarschböden. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 38, 271-276
- Smits, J.H., A.J. Zuur, D.A. v. Schreven & W.A. Bosma (1962): De fysische, chemische en microbiologische rijping der gronden in de IJsselmeer-polders. Van Zee tot Land, 32, N. V. Uitgevers - MiJ. W. E. J. Tjeenk Willink, Zwolle
- Troelsen, H. & B.B. Jørgensen (1982): Seasonal Dynamics of Elemental Sulfur in Two Coastal Sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 15, 255-266

Einfluß kontrollierter Wasserzufuhr zu mit Mais bepflanztem Boden auf  $N_2O$  und  $N_2$ -Freisetzung aus  $^{15}N$ -Nitrat; Kontinuierliche Redoxpotentialmessung in verschiedenen Bodentiefen.

von

Heinemeyer, O<sup>+</sup>).; K. Haider<sup>++</sup>) und A. R. Mosier<sup>+++</sup>)

Gasförmige Stickstoffverluste aus Böden quantitativ zu erfassen gehört zu den Hauptzielen der Stickstoffuntersuchungen an landwirtschaftlichen Böden. Das Auftreten von  $N_2$  und  $N_2O$  Verlusten durch mikrobielle Denitrifikation ist eine gut gesicherte Beobachtung. Über das Ausmaß, welches solche Verluste annehmen können gibt es jedoch noch zahlreiche Widersprüche. Während Untersuchungen anhand von Stickstoffbilanzen mit und ohne  $^{15}N$ -Verwendung (Broadbent and Clark 1965; Broadbent and Carlton 1978; Hauck 1981) häufig auf Verluste in der Größenordnung von 10%-40% des zugesetzten Stickstoffs deuten, kommen jüngere Untersuchungen, die direkte Methoden wie u. a. die Acetylen-Blockierungstechnik anwenden (Rolston et al. 1980; Ryden 1983; Benckiser et al. 1985; Mosier et al. 1986) nur selten auf Verluste die 10% der jährlichen N-Zufuhr entsprechen. Es erscheint angezeigt, derartige grundsätzliche Differenzen bei der Quantifizierung von N-Verlusten durch Experimente unter sorgfältig kontrollierten Bedingungen zu klären. Dabei können zahlreiche die Quantifizierung im Freilandversuch komplizierende Faktoren, wie wechselnde Witterungsverläufe, Einwaschung in den Untergrund, Oberflächenablauf und hohe räumliche Variabilität ausgeschlossen werden.

<sup>+</sup>) Institut für Bodenbiologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

<sup>++</sup>) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, D-3300 Braunschweig

<sup>+++</sup>) USDA, P.O. Box E, Fort Collins, CO 80522 USA

Durch einen 79 tägigen Klimakammerversuch mit kontrollierter Wasserzufuhr, bei dem Mais in mit markiertem Dünger versehenem Boden kultiviert wurde, haben wir versucht, sowohl eine  $^{15}\text{N}$ -Bilanz zur Ermittlung der N Verluste zu erstellen, als auch direkt die Abgabe von  $\text{N}_2$  und  $\text{N}_2\text{O}$  an die Atmosphäre mittels Gaschromatographie und Massenspektroskopie messend zu verfolgen. Da gerade die Genauigkeit neuerer Direktmethoden kritischer Überprüfung bedarf, wurde hierauf besonders eingegangen. Die Ergebnisse dieser Untersuchung, die N-Verluste von  $5\% \pm 2\%$  ermittelt durch  $^{15}\text{N}$ -Bilanz gegenüber direkt gemessenen  $\text{N}_2$  und  $\text{N}_2\text{O}$ -Verlusten von  $1,1\% \pm 0,3\%$  bezogen auf eine Zufuhr entsprechend  $621 \text{ kg N ha}^{-1}$  zeigten, wurden bereits andernorts publiziert (Heinemeyer et. al. 1985, 1988). Weiterhin wurde jedoch durch kontinuierliche Messung des Bodenredoxpotentials geprüft, ob dieses zu einer methodisch einfacheren Verfolgung des Denitrifikationsgeschehens herangezogen werden kann. Hierüber soll im folgenden berichtet werden.

#### Material und Methoden

Der technische Aufbau des Phytotronversuchs wurde bereits im Detail beschrieben (Heinemeyer et al. 1985). In Kürze soll hier nur erwähnt werden, daß zylindrische Kunststoffgefäße (30 x 25 cm iD) mit 17 kg Boden verwendet wurden, die mit einem festen Deckel verschlossen einen belüfteten Gasraum oberhalb des Bodens einschlossen. Pflanzen wurden durch elastisch gedichtete Deckelöffnungen geführt. Die Wasserversorgung erfolgte über keramische Kerzen, die durch Anschluß an ein geregeltes Unterdrucksystem es ermöglichten verschiedene Wassergehalte einzustellen und konstant zu halten. Die Überprüfung der vorgegebenen Wasserpotentiale erfolgte durch zusätzliche registrierend Tensiometer. In 4 dieser Gefäße wurden zur Registrierung von Redoxpotentialänderungen je 1 Ag/AgCl Referenzelektrode der Fa. Ingold, Frankfurt (Typ 373) in 5 cm Tiefe eingesetzt, gegen die jeweils eine Platinableitelektrode in 10, 15 und 20 cm Tiefe geschaltet wurde. Abbildung 1 zeigt die genaue räumliche Anordnung dieser Einbauten. Die Funktionsfähigkeit der Elektroden und die Kalibrierung des Meßsystems wurde mit Redoxpufferlösungen der Fa. Ingold (Art.Nr. 9881 und 9882) geprüft und vorgenommen. Die Messung und Registrierung der Redoxpotentiale erfolgte im 10 minütigen Abstand durch einen Datenlogger der Fa. MS-Technik, München (Typ MDL 500). Während des Versuchs wurden die



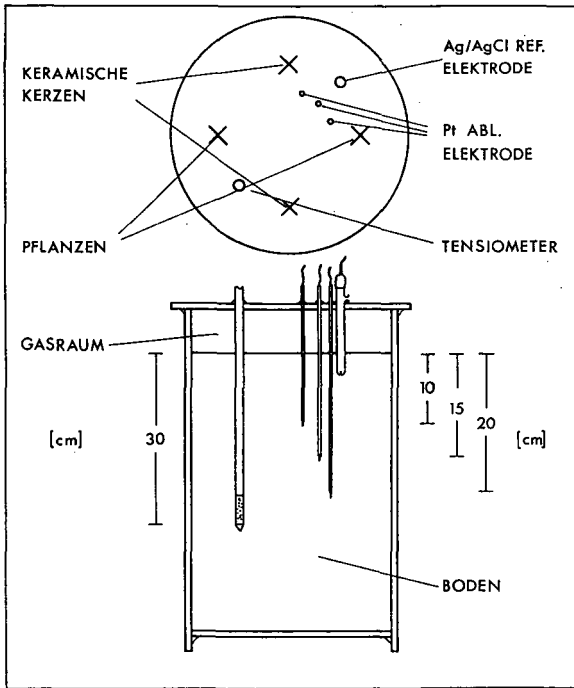


Abb. 1  
Position der Einbauten  
und Meßaufnehmer  
im Pflanzgefäß-

zu Beginn 2 Wochen alten Maispflanzen bei einem konstanten Wasserpotential von 33 kPa (60% WHC) kultiviert. Zur Erzielung von die Denitrifikation begünstigenden Bedingungen wurde die Wasserpotential Einstellung 3 mal während des Experiments während eines Tages auf 3 kPa abgesenkt, dort 1 Tag gehalten und am nächsten Tag wieder auf 33 kPa zurückgesetzt. Dabei wurde im aus den Vorratsgefäßen zulaufenden dest. Wasser vorhandener gelöster Sauerstoff nicht berücksichtigt.

### Ergebnisse und Diskussion

Die registrierten Bodenwasserpotential Veränderungen und der gemessene Verlauf der Redoxpotentiale sind in Abbildung 2 dargestellt. Einer relativ schnellen Absenkung des Wasserpotentials auf 6 - 8 kPa folgte nach rücksetzen der Einstellung auf 33 kPa ein mehrtägiger verzögerter Wiederanstieg. Dabei wurde der Sollwert von 33 kPa erst nach ca 4 Tagen erreicht.

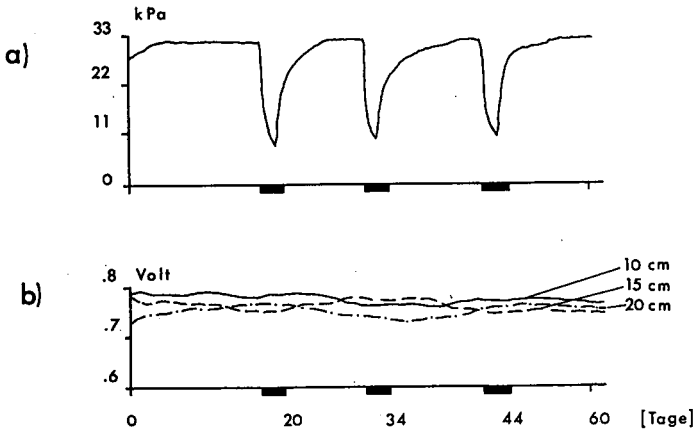


Abb. 2: Bodenwasserpotential Veränderungen a); und Verlauf der Redoxpotentiale  $E_0$  (pH 7,2; 23°C) in einem Versuchsgefäß b).

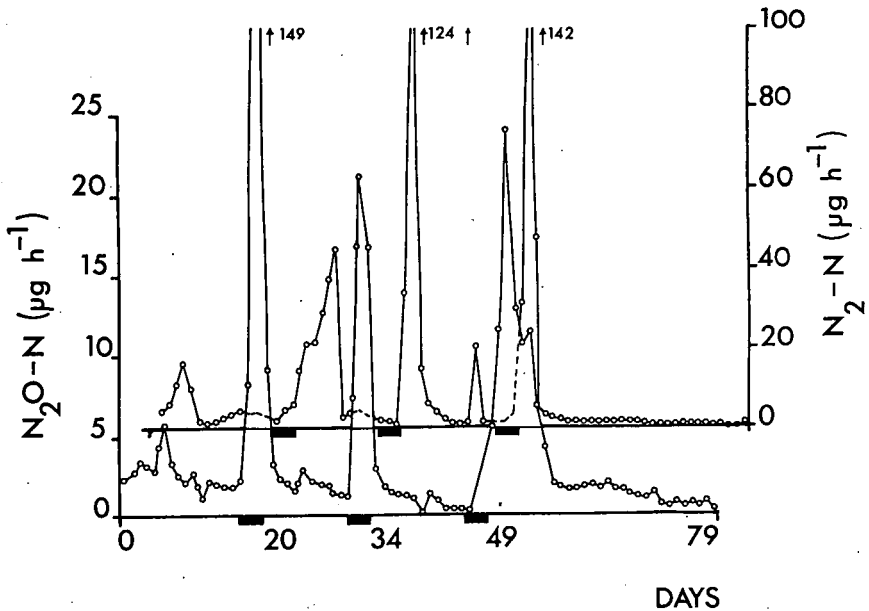


Abb. 3: Verlauf der  $N_2O$ - und  $N_2$ -Freisetzung aus dem Boden der Versuchsgefäße.

Auf die gemessenen Redoxpotentiale hatten diese Variationen des Wassergehalts keinen erkennbaren Einfluß. Während des gesamten Ex-

periments bewegten sie sich in einem Bereich von 730 -780 mV  $E_0$ . Auch eine Differenzierung innerhalb dieses Bereichs nach den unterschiedlichen Einbautiefen war nicht eindeutig feststellbar. Alle diese Beobachtungen stimmten in allen 4 Gefäßen überein. Vergleicht man diese Resultate mit dem gefundenen Verlauf der  $N_2O$  und  $N_2$  Abgabe aus den Gefäßen in Abbildung 3, so korrelieren Zeiträume gesteigerter Freisetzung eindeutig mit den Zeiträumen der Wasserpotentialerniedrigung. Hieraus läßt sich der Schluß ziehen, daß die Wasserpotentialänderungen die Denitrifikationsaktivität erheblich steigern. Die mit der Denitrifikation verbundenen Reaktionsschritte  $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$  sind jedoch an erheblich niedrigere  $E_0$  Werte von  $< 300$  mV (Letey et al. 1981) gebunden, als wir sie gemessen haben. Eine Erklärung für diese Beobachtung kann sowohl in der Lokalisation der denitrifizierenden Kompartimente in anaeroben "Microsites" (Parkin 1987) gefunden werden, wie auch darin, daß Polarisierungseffekte an den Oberflächen der Platinelektroden eine Einstellung auf sich kurzfristig ändernde  $E_0$ -Werte verhindern. Da alle Elektroden unmittelbar vor dem Einbau und nach dem Ende des Experiments mit Redox-Pufferlösungen überprüft wurden und keine Fehlanzeigen auftraten, kann eine Fehlfunktion der verwendeten Meßgeräte sicher ausgeschlossen werden.

Der Einbau von Ableitelektroden in eine heterogene Matrix wie sie Boden darstellt ist problematisch. Da nach heutiger Kenntnis sich Denitrifikation auf kleine C-reiche anaerobe Bodenzonen mit hoher Aktivität innerhalb von Aggregaten konzentriert (Parkin 1987) ist es nicht wahrscheinlich, daß Pt-Ableitelektroden direkt in Kontakt mit diesen Zonen kommen können. Bereits durch das Einsetzen der Elektroden werden die umgebenden Bodenbereiche gestört und es ist zweifelhaft, ob diese Störungen während der Laufzeit des Experiments wieder aufgehoben werden.

Messungen mit Elektroden gleicher Bauart und Einbauweise an Freilandflächen (Mosier et al. 1986) zeigten mit erheblich höherer Elektrodenzahl vorgenommen zwar stärkere Variationen der Redoxpotentiale, erlaubten aber auch nur eine relativ grobe Abschätzung der globalen Reduktionsvorgänge im Boden. Befriedigende Korrelationen mit der  $N_2$ - und  $N_2O$ - Freisetzungsaktivität zeigten sich ebenfalls nicht. Auch hier wurden keine Redoxpotentiale  $< 450$  mV gemessen, die zur Reduktion von  $NO_3^-$  zu  $N_2O$  oder gar  $N_2$  erforderlich wären.

## Literatur

- Benckiser G, Haider K, Sauerbeck D (1985) Field measurements of gaseous nitrogen loss from an alfisol planted with sugarbeet. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd* 149: 249-261
- Broadbent FE, Carlton AB (1978) Isotopically labelled nitrogen fertilizer. In: Nielsen DR, McDonald JG (eds) *Nitrogen in the environment*, vol 1. Academic Press, New York, 1-41
- Broadbent FE, Clark F (1965) Denitrification in soil nitrogen. In: Bartholomew WV, Clark FE (eds) *Soil nitrogen*. Am. Soc. Agro. Inc. Madison, Wisc, *Agronomy*. 10:344-359
- Hauck RD (1981) Nitrogen fertilizer effects on nitrogen cycle processes. In: Clark FE, Roswall T (eds) *terrestrial nitrogen cycles, processes, ecosystem strategies and management impacts*. *Ecol Bull, Stockholm* 33: 551-572
- Heinemeyer O, Haider K, Mosier AR, Mack D (1985) Experimenteller Aufbau von Phytotronversuchen zur Bestimmung des Einflusses wachsender Pflanzen auf den Kohlenstoffeintrag und die Denitrifikation. *Landwirtsch, Forsch.* 38: 95-103
- Heinemeyer O, Haider K, Mosier AR (1988) Phytotron studies to compare nitrogen losses from corn-planted soil by the 15-N balance or direct dinitrogen and nitrous oxide measurements. *Biol. Fertil. Soils* 6: 73-77
- Leteý J, Valoras N, Focht DD, Ryden JC (1981) Nitrous oxide production and reduction during denitrification as affected by redox potential. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45: 727-730
- Mosier AR, Guenzi WD, Schweizer EE (1986) Soil losses of dinitrogen and nitrous oxide from irrigated crops in northeastern Colorado. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50: 344-348
- Parkin TB (1987) Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1194-1199
- Rolston DE, Sharpley AN, Toy DW, Hoffman DL, Broadbent FE (1980) Denitrification as affected by irrigation frequency of a field soil. EPA-600/2-80-006, National Technical Information Service, Springfield, Va.
- Ryden JC (1983) Denitrification loss from a grassland soil in the field receiving different rates of nitrogen as ammonium nitrate. *J. Soil Sci.* 34: 355-365

**Die Wirkung des Redoxpotentials auf die Zusammensetzung der Porenlösung in Hafenschlickspülfeldern**

von

Maaß, B. und G. Miehlich 1

**Einleitung**

Im Bereich des Hamburger Hafens müssen jährlich ca. 2 Mio. m<sup>3</sup> Sediment gebaggert werden, wovon etwa 600000 - 800000 m<sup>3</sup> Schlick sind. Der Schlick ist reich an organischer Substanz und stark mit organischen Schadstoffen und Schwermetallen belastet (Tab. 1).

Parameter	Schwankungs- breite	Mittel- wert	Parameter	Schwankungs- breite	Mittel- wert
Kohlenstoff (%)	7,2 - 11,5	9,4	Arsen (mg/kg)	152 - 174	160
Stickstoff (‰)	5,5 - 8,4	6,0	Cadmium( -"- )	18 - 32	23,1
KAK (mval/100g)	41 - 49	44	Chrom ( -"- )	226 - 256	246
Ton (%)	35,3 - 51,3	42,8	Kupfer ( -"- )	453 - 555	513
Schluff (%)	47,1 - 62,2	55,2	Nickel ( -"- )	93 - 115	105
Sand (%)	1,2 - 3,4	2,0	Blei ( -"- )	330 - 377	350
			Zink ( -"- )	1733 - 1982	1865

**Tab. 1: Schwermetallgehalte von Hamburger Hafenschlick (Bsp. Feldmodelle Billwerder)**

In den feinkörnigen Sedimenten der Gewässersohle herrschen stark reduzierende Bedingungen, unter denen viele Schwermetalle nahezu immobil in sulfidisch/organischer Bindungsform vorliegen (KERSTEN et al. 1985). Während der Baggerung und des anschließenden Transports wird das Material intensiv mit sauerstoffhaltigem Wasser und mit Luft vermischt, wodurch chemische Oxidationsprozesse ausgelöst werden. Diese führen zu einer Verschiebung der Schwermetallbindungsformen zu leichter löslichen Verbindungen (KERSTEN et al. 1985). Während der Sedimentation im Spülfeld kommt es erneut zu intensiven Reduktionsprozessen, die vor allem zur Bildung erheblicher Mengen an Ammonium (mehr als 100 mg/l) und zweiwertigem Eisen (ebenfalls über 100 mg/l) führen. Nach Abzug des überstehenden Wassers kommt es zu einem Austrocknen der Schlickoberfläche

und damit zu einem erneuten Anstieg des Redoxpotentials. Auf den Spülfeldern alten Typs wurde der Spülvorgang mehrfach wiederholt, so daß sich Oxidations- und Reduktionsphasen häufig abwechselten. Messungen in verschiedenen Spülfeldern haben gezeigt, daß sich unter diesen Bedingungen in ständig wassergesättigten basisnahen Schichten häufig Redoxpotentiale mit Eh-Werten zwischen 0 und 100 mV bei pH-Werten zwischen 7 und 8 einstellen (MIEHLICH et al. 1984). Es gibt jedoch auch Bereiche, in denen wesentlich niedrigere Potentiale herrschen, wie das Auftreten von  $H_2S$  und Methan beweisen (STEGMANN & KRAUSE 1984).

### Ergebnisse und Diskussion

Im Rahmen dieser Arbeit soll dargestellt werden, welcher Einfluss das Trockenfallen von Hafenschlickern auf die Zusammensetzung der Porenlösung in Spülfeldern hat. Es handelt sich dabei um Teilergebnisse aus dem Forschungsprojekt "Grundwassergefährdung durch Hafenschlickerspülfelder" (MIEHLICH et al. 1984).

Zur Überprüfung der Grundwasserbelastung durch Hafenschlick wurden Behälter im halbertechnischen Maßstab auf Marschsedimenten installiert und mit Hafenschlick gefüllt. Porenwässer können über Saugkerzen aus unterschiedlichen Tiefen gewonnen werden. In Abb. 1 sind die Zeitreihen ausgewählter Inhaltsstoffe aus einer oberflächennahen Saugkerze von Aug. 1982 bis Mai 1987 dargestellt.

Während der ersten Phase bis zum Trockenfallen der Schlickoberfläche im Februar 1983 weisen die Porenlösungen typische Merkmale reduzierten Wassers auf, wie pH-Werte um 7,8 und hohe  $NH_4$ -Gehalte (mehr als 20 mg/l). Nitrat, Sulfat und Schwermetalle sind nicht nachweisbar.

Nach dem Trockenfallen der Schlickoberfläche verändert sich die Zusammensetzung des Porenwassers grundlegend. In zunehmendem Maße wird sie durch typische Oxidationsprodukte wie Nitrat und Sulfat geprägt. Durch die am Anfang besonders intensiv ablaufende Oxidation von sulfidischen Verbindungen, zweiwertigem Eisen und Ammonium werden erhebliche Mengen an Protonen freigesetzt. Dies führt zu einem deutlichen Abfall des pH-Wertes bis auf 6. Der gleichzeitige Anstieg der Calciumkonzentrationen zeigt, daß ein Teil der freigesetzten Protonen offensichtlich für die Lösung von Calciumcarbonat verbraucht wird. Dieser Prozeß befindet sich jedoch nicht im Gleichgewicht, wie der kontinuierliche Abfall der pH-Werte zeigt. Erst nach dem Mai 1985 hat sich die Protonennach-

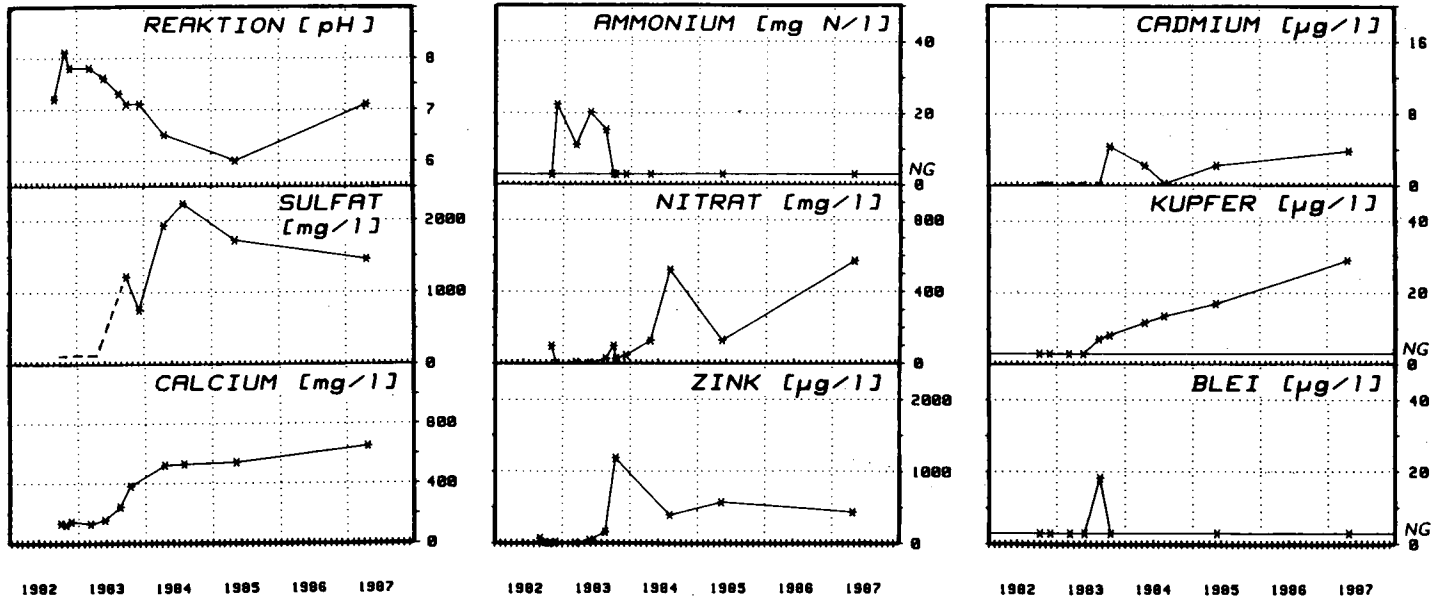


Abb. 1: Zeitreihen ausgewählter Parameter im Sickerwasser aus Hafenschlick (Feldmodelle Billwerder)

lieferung soweit verlangsamt, daß die Pufferprozesse überwiegen, es kommt zu einem erneuten pH-Anstieg.

Von besonderer Bedeutung für die Zusammensetzung der Porenlösung erweist sich die Oxidation sulfidischer Verbindungen. Dies wird deutlich am Verlauf der Sulfatkurve. Aus technischen Gründen konnte mit den Sulfatmessungen erst im Oktober 1983 begonnen werden, der Anfang der Kurve wurde deshalb nach den Erkenntnissen aus anderen Untersuchungsreihen rekonstruiert. Im Verlauf von eineinhalb Jahren steigen die Gehalte von unter der Nachweisgrenze bis auf ca. 2300 mg/l im Mai 1984. In den folgenden 3 Jahren bis zum Mai 1987 nehmen die Sulfatgehalte dann bis auf 1500 mg/l ab. Dieser Abfall fällt zusammen mit dem Abflachen bzw. Wiederanstieg der pH-Kurve. Der kurzfristige Abfall der Sulfatgehalte im Jahr 1983 ist auf einen Überstauungsversuch zurückzuführen, der unternommen wurde, um den Ausgangszustand mit anaeroben Verhältnissen wieder herbeizuführen.

Die Gehaltskurven von Blei, Zink und Cadmium zeigen eine enge Beziehung zur Sulfatkurve. Alle drei Schwermetalle weisen am Beginn der Oxidationsphase (2. Hälfte 1983) ein Gehaltsmaximum auf. Dies fällt zusammen mit einem besonders steilen Sulfatanstieg. Aus dem Verlauf der Kurven läßt sich auf eine Freisetzung der Schwermetalle aus sulfidischen Bindungsformen schließen. Nach Abschluß dieses Prozesses nehmen die Gehalte wieder ab, da nun andere gleichgewichtsbestimmende Prozesse zum Tragen kommen (Adsorption, oxidische und carbonatische Fällungsreaktionen). In Abhängigkeit von der Mobilisierbarkeit der Schwermetalle ergeben sich deutliche Unterschiede zwischen Blei auf der einen und Zink und Cadmium auf der anderen Seite.

Die Kupferkonzentrationen dagegen werden offensichtlich durch grundlegend andere Prozesse bestimmt. Der kontinuierliche Anstieg seit Mitte 1983 deutet weniger auf eine schnelle Freisetzung aus Sulfiden als vielmehr auf eine Freisetzung durch den unter aeroben Bedingungen wesentlich intensiver ablaufenden Abbau der organischen Substanz hin.

Die Ergebnisse von Untersuchungen an Porenwässern aus Modellen im Feldmaßstab decken einen Zeitraum von ca. 5 Jahren ab. Durch ergänzende Untersuchungen an älteren oberflächlich trockenen Spülfeldern (WEITZ et al. 1987) sowie unter Hinzuziehung der Ergebnisse zahlreicher weiterer Analysen von Porenwässern aus unterschiedlichen Spülfeldbereichen ergibt sich eine Datenbasis,



die die Konstruktion einer schematischen Kurve der grundsätzlichen zeitabhängigen Entwicklung der Cadmium- und Zinkgehalte in Porenlösungen von Hamburger Hafenschlickspülfeldern ermöglicht (Abb.2).

Während der ersten Phase herrschen stark reduzierende Bedingungen. Zink und Cadmium liegen teilweise in sulfidischer Bindungsform vor, im Porenwasser sind beide nicht nachweisbar. Diese Phase währt einige Monate, sie kann jedoch bei kontinuierlicher Aufhöhung im Bereich mächtiger Schlickpakete bzw. durch konstruktive Maßnahmen (Basisabdichtung) auf Dauer erhalten werden. Mit beginnender Austrocknung kommt es zu einer Freisetzung von Zink und Cadmium aus ihren sulfidischen Bindungen. Während dieser Phase steigen die Zinkgehalte auf ca. 8000  $\mu\text{g/l}$ , die Cadmiumgehalte auf etwa 80  $\mu\text{g/l}$ . Nach Abschluß dieser Phase (einige Monate bis wenige Jahre) gehen die Gehalte aufgrund eines sich neu einstellenden Gleichgewichts auf ca. 1500  $\mu\text{g/l}$  Zink und etwa 20  $\mu\text{g/l}$  Cadmium zurück. Bei anhaltendem Protonenanfall (saurer Regen, mikrobielle Prozesse) kommt es zu einer Entkalkung der Schlicke, die zu einem Abfall der pH-Werte führt. Dieser Umstand tritt nach ca. 10 - 20 Jahren ein und führt zu einem erneuten Anstieg der Schwermetallkonzentrationen, der über die durch Sulfidoxidation verursachten Gehalte hinausgehen kann. Weder die Dauer dieses Prozesses noch die Höhe des sich einstellenden Gleichgewichtes können zur Zeit vorausgesagt werden.

Das aufgestellte Schema erlaubt es, die Folgen von Eingriffen in den Entwicklungsablauf von Spülfeldern quantitativ abzuschätzen und Empfehlungen für die Praxis abzuleiten. So hat z.B. die Umstellung vom herkömmlichen Spülbetrieb auf den Trocknungsfeldbetrieb, bei dem klassierter Schlick in dünner Schicht in kleine Spülfelder verbracht wird, innerhalb eines Jahres trocknet und dann wieder ausgebaut wird, dazu geführt, daß die Phase der intensiven Schwermetallfreisetzung durch Sulfidoxidation zyklisch durchlaufen wird. Die Folge ist eine deutlich erhöhte Konzentration an Schwermetallen im Sickerwasser, die zu einer Belastung der Oberflächengewässer über Drainagen bzw. zu einem erhöhten Kontaminationsrisiko des Grundwassers führen kann, wenn der Aquifer nicht durch ausreichend mächtige, bindige Sohlschichten vom Trocknungsfeld getrennt ist. Es ist deshalb auch unter diesem Gesichtspunkt anzustreben, diese Art der Schlickbehandlung möglichst schnell durch Verfahren zu ersetzen, die eine weitgehende Beibehaltung des

reduzierten Zustands der Schlickle ermöglichen (Hügelkonzept). Bei alten Spülfeldern, die sich bereits in der Phase C befinden, sollte ein Übergang in die Phase D durch geeignete Maßnahmen (Kalkung) verhindert werden.

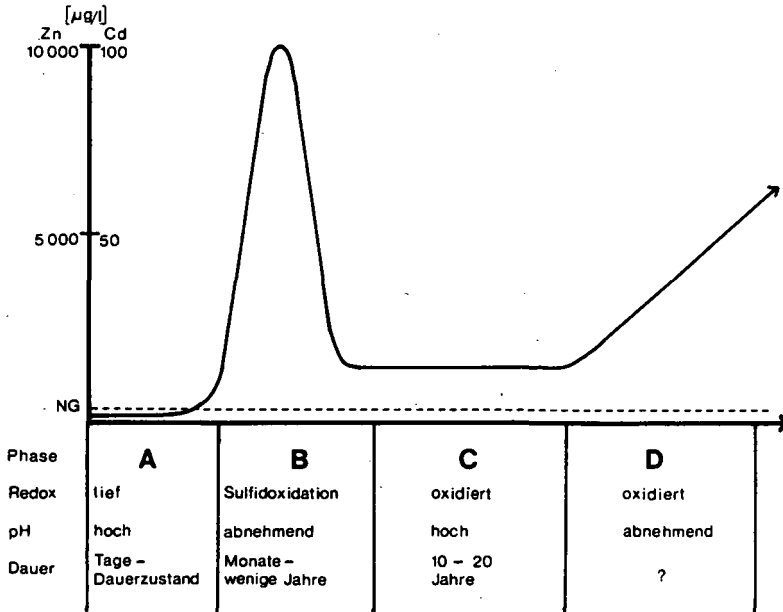


Abb. 2: Schematischer Verlauf der Zink- und Cadmiumgehalte im Sickerwasser aus Hafenschlickspülfeldern

### Literatur

- KERSTEN, M., U. FÖRSTNER, W. CALMANO & W. AHLF (1985): Freisetzung von Metallen bei der Oxidation von Schlämmen - umweltchemische Aspekte der Baggergutdeponierung. Vom Wasser, 65, 21-35.
- MIHLICH, G. et al. (1984): Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder. 2. Zwischenbericht, Amt für Strom- und Hafenbau, Hamburg.
- STEGMANN, R. & D. KRAUSE (1984): Gasproduktion aus Hafenschlick. Fachseminar Baggergut, Veröffentlichung der Inhalte einer Vortragsveranstaltung vom 27.2. - 1.3.1984, Hamburg.
- WEITZ, A. et al. (1987): Schwermetalle in der Bodenlösung ackerbaulich genutzter Hafenschlick-Spülfelder in Abhängigkeit vom Versauerungsgrad. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 323-330.

Die Wirkungen der organischen Bodensubstanz und  
der Durchwurzelung auf die Denitrifikation  
in Abhängigkeit vom luftführenden Porenvolumen

von

PRADE, K. und G. TROLLDENIER\*

**Einleitung**

Die Einflüsse der Pflanze auf die Denitrifikation im Boden sind vielfältig und teils unklar (von Rheinbaben & Trolldenier, 1984). So wurden unterschiedliche Auffassungen zum Rhizosphäreneffekt bei der Denitrifikation unter nicht limitierendem  $\text{NO}_3^-$ -Angebot geäußert: Während oft eine Förderung der Denitrifikation durch Bepflanzung beobachtet wurde (Woldendorp, 1962; Stefanson, 1972; Klemedtsson et al., 1987), gab es auch Hinweise auf ein Fehlen jeglicher Bewuchseffekte (Haider et al., 1985 & 1987). Daher bestand Anlaß, die Frage des Rhizosphäreneffektes bei der Denitrifikation nochmals zu bearbeiten. Zu diesem Zweck wurde die Denitrifikation bei Bewuchs oder bei Brache über eine Spanne praxisnaher luftführender Porenvolumina gemessen und aus den Unterschieden auf die Wirkung der Durchwurzelung geschlossen.

**Material und Methoden**

Als Boden wurde  $B_t$ - und  $A_p$ -Material einer Parabraunerde aus Löß entweder rein oder in Mischung miteinander verwendet. Auf diese Art entstanden 4 verschiedene C-Gehalte im Substrat bei ansonsten vergleichbaren Bodenmerkmalen. Das Bodenmaterial wurde mittels kontrollierter Verdichtung in Versuchsgefäße mit 415  $\text{cm}^3$  Rauminhalt gefüllt und mit oder ohne Bepflanzung (Sommerweizen, cv. Kolibri, 10 Pflanzen pro Gefäß) auf keramischen Platten einem definierten Wasserpotential (-20 bis -22 kPa) ausgesetzt. Durch eine Variation der Verdichtung ließ sich eine entsprechende Verteilung der luftführenden Porenvolumina während der Denitrifikationsmessung erzielen. 14 Tage nach dem Aufgang der Pflanzen wurde zur Simulation eines Niederschlagsereignisses das Wasserpotential auf -4 bis -7 kPa erhöht, eine  $\text{NO}_3^-$ -Düngung verabreicht (25 mg/Gefäß), und die Denitrifikation über 48h mittels der Acetylenblockiermethode gemessen (Wollersheim et al., 1987). Die Denitrifikation in bepflanzten Gefäßen wurde, da die Durchwurzelungsdichte schwankte, jeweils auf eine Durchwurzelung von 1mg TM/ $\text{cm}^3$  umgerechnet, sofern ein Rhizosphäreneffekt vorlag. Auf einen solchen wurde geschlossen, wenn bei gleichem luftführendem Porenvolumen die Denitrifikation bei Bepflanzung diejenige bei Brache überstieg.

\* Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Büntehof, Bünteweg 8, 3000 Hannover 71

### Ergebnisse

Es zeigte sich, daß die Einstellung verschiedener Dichten und C-Gehalte im Boden Wachstum und Wurzelbildung der Pflanzen nicht systematisch beeinflusste (Abb.1). Somit sind die verschiedenen Versuche als untereinander vergleichbar anzusehen. In allen Fällen stieg die Denitrifikation mit abnehmenden Luftgehalten im Boden (Abb. 2 - 5), wobei jedoch erst mit dem Unterschreiten eines Schwellenbereiches (10 - 12% luftführende Poren) die exponentielle Steigerung der Denitrifikation einsetzte. Bei höheren Luftgehalten blieb die Denitrifikation in allen geprüften Fällen auf einem annähernd konstant niedrigen Niveau. Die Anreicherung von organischer Substanz im Substrat (von 0.12 - 1.31% C<sub>org</sub>) führte sowohl bei bepflanzen als auch bei unbepflanzten Proben zu einer Erhöhung der Denitrifikation. Die Steigerung der Denitrifikation im Gefolge erhöhter C-Gehalte war bei Bepflanzung stärker ausgeprägt als bei Brache. Ebenso wirkte die organische Substanz besonders stark nach dem Unterschreiten des Schwellenbereichs von 10 - 12%. Während im untersuchten Bereich luftführender Porengehalte bei Verwendung reinen B<sub>1</sub>-Bodens (Abb. 2) noch kein signifikanter Einfluß der Bepflanzung festzustellen war, trat bei höheren C-Gehalten (Abb. 3 - 5) ein deutlicher Rhizosphäreneffekt auf. Die Förderung der Denitrifikation durch Bepflanzung, die bei geringen luftführenden Porengehalten besonders ausgeprägt war, nahm mit steigendem C-Gehalt im Boden zu.

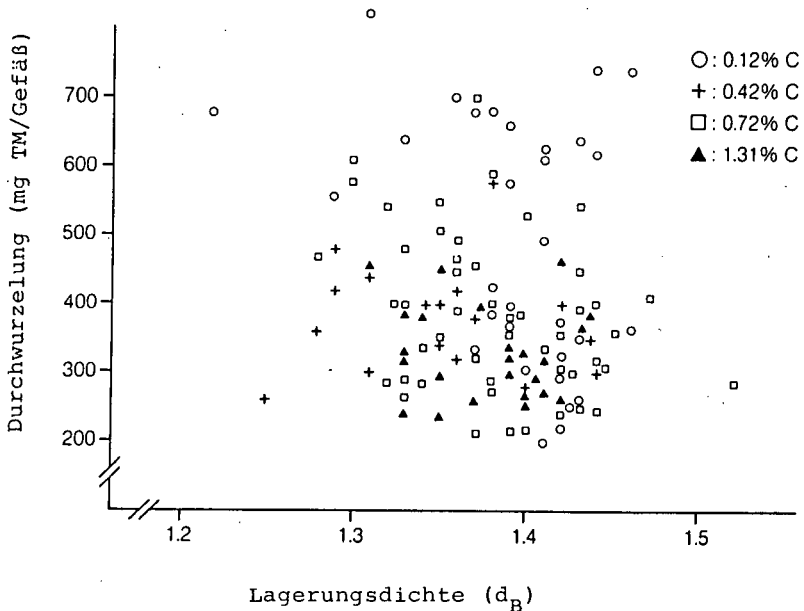


Abb.1: Gegenüberstellung von Lagerungsdichten ( $d_B$ :  $g \cdot cm^{-3}$ ) und Durchwurzelung ( $mg \cdot TM \cdot Gefäß^{-1}$ ) in den verschiedenen Versuchen.

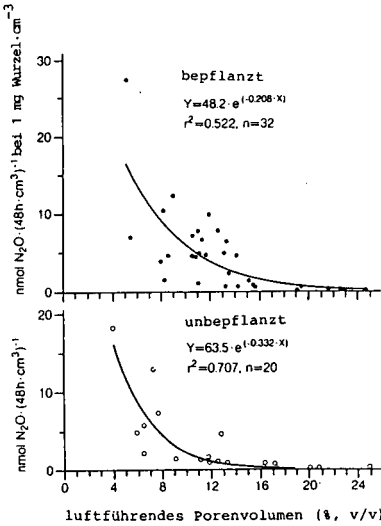


Abb.2: Einfluß von luftführendem Porenvolumen und Bepflanzung auf die Denitrifikation in einem Boden mit 0.12% C<sub>org</sub>

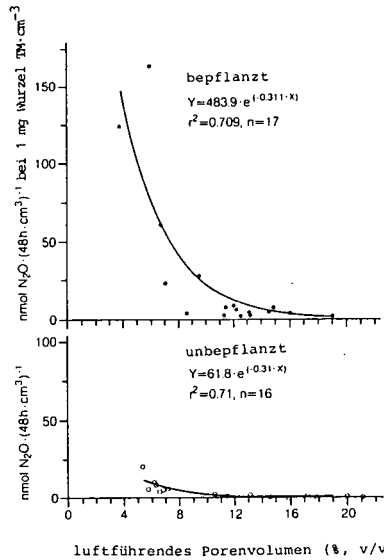


Abb.3: Einfluß von luftführendem Porenvolumen und Bepflanzung auf die Denitrifikation in einem Boden mit 0.42% C<sub>org</sub>

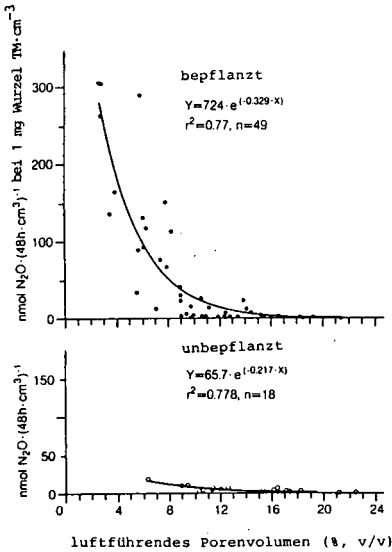


Abb.4: Einfluß von luftführendem Porenvolumen und Bepflanzung auf die Denitrifikation in einem Boden mit 0.72% C<sub>org</sub>

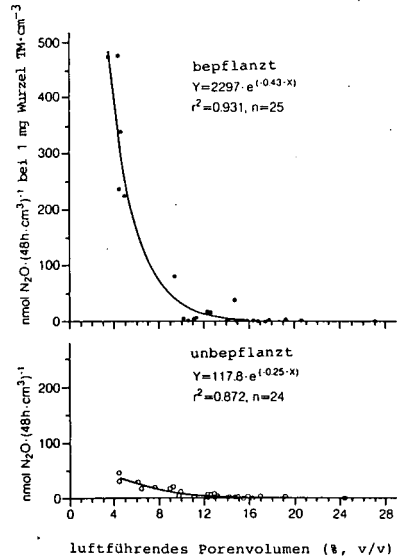


Abb.5: Einfluß von luftführendem Porenvolumen und Bepflanzung auf die Denitrifikation in einem Boden mit 1.31% C<sub>org</sub>

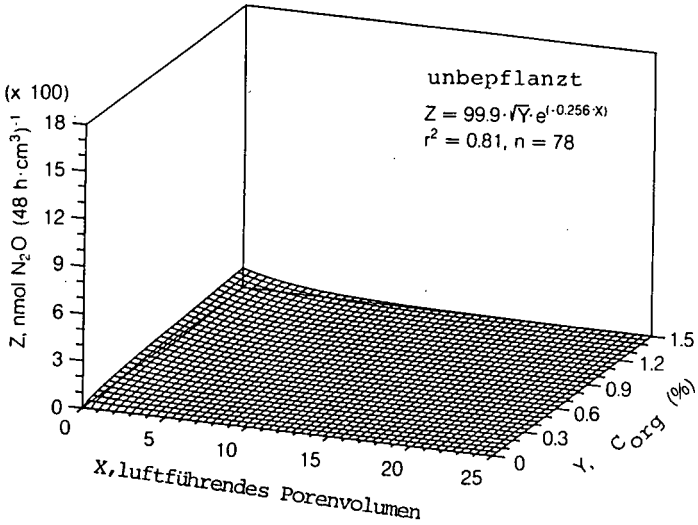


Abb.6: Wirkung von luftführendem Porenvolumen (% ,v/v) und organischer Substanz (%) auf die Denitrifikation in unbepflanztem Boden

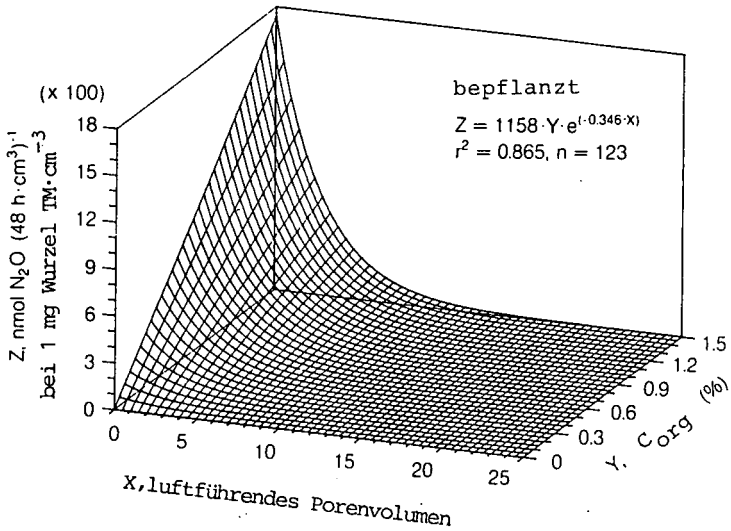


Abb.7: Wirkung von luftführendem Porenvolumen (% ,v/v) und organischer Substanz (%) auf die Denitrifikation in bepflanztem Boden

Die Zusammenfassungen aller Daten in zwei Regressionsflächen (Abb. 6 für unbepflanzte und Abb. 7 für bepflanzen Varianten) veranschaulicht die regelmäßig wesentlich stärkere Reaktion der Denitrifikation bei Bepflanzung auf eine Verringerung der Luftgehalte und eine Erhöhung der organischen Substanz im Boden. Daraus resultiert ein positiver Rhizosphäreneffekt bei der Denitrifikation der mit sinkendem Luftgehalt und mit steigendem C-Gehalt zunimmt. Er bleibt allerdings - unter Zugrundelegung statistischer Kriterien - auf den Bereich unterhalb einer 10 - 12%igen Luftfüllung beschränkt, während bei höheren Luftgehalten im Boden die Denitrifikation auf einem stabilen Grundniveau verharrt.

### Diskussion

Die herausragende Bedeutung der Durchlüftung des Bodens wird durch die dargestellten Ergebnisse bestätigt. Die Durchlüftung der Böden kann als die Resultierende aus Sauerstoffanlieferung, hier anhand des luftführenden Porenvolumens eingeschätzt, und Sauerstoffzehrung angesehen werden. Die stark fördernde Wirkung der organischen Substanz bei der Denitrifikation kann demnach als Folge einer verstärkten Sauerstoffzehrung gedeutet werden, denn die Intensität der Bodenatmung verläuft in der Regel proportional zum Gehalt an organischer Substanz im Boden. Bei gleicher Sauerstoffanlieferung - d. h. gleichem luftführendem Porenvolumen - tritt daher durch eine Erhöhung der C-Gehalte in größeren Bodenbereichen Sauerstoffmangel ein, und die für die Denitrifikation begrenzende  $O_2$ -Inhibierung wird aufgehoben. Interessanterweise ist der in der Literatur beschriebene Grenzbereich des diffusiblen Luftvolumens, ab dem Anaerobiose eintreten kann (ca. 8 - 12% luftführendes Porenvolumen; Bridge & Rixon, 1976), identisch mit der in unseren Versuchen festgestellten Schwelle, unterhalb welcher die Denitrifikation exponentiell zunimmt.

Aus dem Fehlen des Rhizosphäreneffektes bei der niedrigsten C-Stufe (Abb. 2) kann geschlossen werden, daß die Denitrifikation unter den vorliegenden Bedingungen, nämlich zeitlich und räumlich begrenzte Anaerobiose, nicht C-limitiert war. Wäre sie es gewesen, hätte sich der C-Eintrag durch Rhizodeposition relativ am stärksten bei niederen C-Gehalten im Boden auf die Denitrifikation auswirken müssen. Mithin dürfte die Verbesserung der Energieversorgung für die Denitrifikation durch wurzelbürtige organische Verbindungen, wie sie besonders nach dem Eintreten von Anaerobiose zu erwarten ist (Grineva, 1961; Smucker & Erickson, 1987), von zweitrangiger Bedeutung gewesen sein.

Die Ursache des Rhizosphäreneffektes bei der Denitrifikation ist aufgrund dieser Überlegungen hauptsächlich in einer Intensivierung der Sauerstoffzehrung durch die Rhizosphärenatmung zu sehen. Während die Bodenatmung für sich allein genommen anscheinend nur zögernd eine großräumige Sauerstoffverarmung herbeiführen kann, ist dies im Verbund mit der Rhizosphärenatmung sehr viel schneller möglich. Diese Interpretation findet Rückhalt in Literaturangaben über die Boden- (Grable & Siemer, 1968) und Wurzelatmung (Wiersum, 1987). Danach ist die Sauerstoffzehrung der nichtsterilen Wurzel bei einer Durchwurzelung von  $1 \text{ mg TM} \cdot \text{g TB}^{-1}$  (db: 1,3) mindestens ebenso hoch einzustufen wie die der Bodenatmung bei einem C-Gehalt von 1,3%.

### Zusammenfassung

Die Denitrifikation aus Ackerböden ließ sich mit hohen Bestimmtheitsmaßen aus den Gehalten an luftführenden Poren, organischer Substanz und Wurzelmasse erklären. Ein die Denitrifikation fördernder Rhizosphäreneffekt tritt mit dem Unterschreiten einer 10 - 12%igen Luftfüllung im Boden auf und steigt mit weiter abnehmendem luftführenden Porenvolumen um so mehr, je höher die  $C_{org}$ -Gehalte sind. Die Ursache des Rhizosphäreneffektes ist vorwiegend auf den Verbrauch des die Denitrifikation hemmenden Sauerstoffs durch Rhizosphärenatmung zurückzuführen.

### Literatur

- BRIDGE, B.J. und A.J. RIXON (1976): Oxygen uptake and respiratory quotient of field soil cores in relation to their air-filled pore space. *J. Soil Sci.* 27, 279-286
- GRABLE, A.R. und E.G. SIEMER (1968): Effects of bulk density, aggregate size, and soil water suction on oxygen diffusion, redox potentials, and elongation of corn roots. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 32, 180-186
- GRINEVA, G.M. (1961): Excretion by plant roots during brief periods of anaerobiosis. *Fiziologiya Rastenii* 8, 686-691. (Transl. in: *Am. Inst. Biol. Sci.* 8, 549-552 (1962))
- HAIDER, K., A.R. MOSIER und O. HEINEMEYER (1985): Phytotron experiments to evaluate the effect of growing plants on denitrification. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49, 636-641
- HAIDER, K., A.R. MOSIER und O. HEINEMEYER (1987): The effect of growing plants on denitrification at high soil nitrate concentrations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51, 97-102
- KLEMEDTSSON, L., B.H. SVENSSON und T. ROSSWALL (1987): Dinitrogen and nitrous oxide produced by denitrification and nitrification in soil with and without barley plants. *Plant and Soil* 99, 303-319
- RHEINBABEN, W. von und G. TROLLDENIER (1984): Influence of plant growth on denitrification in relation to soil moisture and potassium nutrition. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 147, 730-738
- SMUCKER, A.J.M. und A.E. ERICKSON (1987): Anaerobic stimulation of root exudates and disease of peas. *Plant and Soil* 99, 423-433
- STEFANSON, R.C. (1972): Soil denitrification in sealed soil plant systems. I. Effect of plants, soil water content and soil organic matter content. *Plant and Soil* 37, 113-127
- WIERSUM, L.K. (1987): Activity of root systems of six plant species at different stages of development. *Plant and Soil* 100, 361-370
- WOLDENDORP, J.W. (1962): The quantitative influence of the rhizosphere on denitrification. *Plant and Soil* 17, 267-270
- WOLLERSHEIM, R., G. TROLLDENIER und H. BERINGER (1987): Effect of bulk density and soil water tension on denitrification in the rhizosphere of spring wheat (*Triticum vulgare*). *Biol. Fertil. Soils* 5, 181-187



Eigenschaften und Bodenbildung eines Bodenprofils mit einem Eisenbändchen  
(Hydraquentic Placaquet) an einem Wattkliff eines Salzmarschbodens.

von

. REYNDERS, J.J.\*

Einleitung

Im Schelde-Estuarium in der Provinz Zeeland im Südwesten der Niederlanden findet an verschiedenen von Strom und Wind geschützten Stellen Sedimentation statt. Der allgemeine Charakter dieser Böden des Aussendeichbereichs ist ein sandiger Unterboden, der allmählich übergeht in einen tonigen Sand, und höher im Profil mit sandigem Ton bis schwerem Tonboden abschliesst. Diese Böden sind anfangs zweiphasig, d.h. mineralische Substanz und Wasser, weil Luft fehlt. Die tonigen Böden sind physikalisch unreif, d.h. von einer Konsistenz wie Schmierseife (siehe Publikationen Brümmer).

Die tonigen Sedimente haben ein enges Verhältnis zwischen der Tonfraktion (2  $\mu$ m) und dem Humusgehalt. In den höheren, bewachsenen Böden des Deichvorlandes findet Bildung von organischer Substanz der Vegetation statt. In diesen nassen, anaeroben Böden sind Bakterien aktiv, wobei enzymatische Redoxprozesse ablaufen (siehe ebenso Giani, Beitrag dieses Symposiums).

Profilmerkmale

Die wichtigsten, bei abnehmendem Redoxpotential, stattfindenden Prozesse sind (siehe Beitrag von Wiechmann dieser Symposium):

- Nitratreduktion:  $\text{NO}_3$  nach  $\text{NO}$ , usw.
- Manganreduktion:  $\text{MnO}_2$  nach  $\text{MnO}$ ,
- Eisenreduktion:  $\text{Fe}^{3+}$  nach  $\text{Fe}^{2+}$ ,
- Sulfatreduktion:  $\text{SO}_4^{2-}$  nach  $\text{S}^{2-}$ ,
- Kohlensäurereduktion:  $\text{CO}_2$  nach  $\text{CH}_4$ .

Bei diesen Prozessen wird abbaubare organische Substanz, d.h. ein Teil der Humus und Abbaustoffe vom Mikro- und Makro-benthos oxidiert oder dient als Elektronendonator. In einem normalen bewachsenen, durch zweimaliger,

---

\*) Inst. für Erdwissenschaften, Staatsuniversität Utrecht, Budapestlaan 4,  
3508 TA Utrecht, Niederlanden.

tägliche Überschwemmung, gekennzeichneten Salzmarschprofil, in dem der Oberboden schon etwas strukturiert und oxidiert ist, sinkt das Redoxpotential von oben mit etwa +100 mV bis +400 mV nach unten in 1 m Tiefe auf -150 mV bis -250 mV.

Die Horizontfolge ist entsprechend dieser Änderung:

0- 25 cm	Ag <sub>o</sub>	brauner, sandiger Ton bis Ton, strukturiert,
25- 40 cm	G <sub>o</sub>	grauer und braun geflekter sandigen Ton bis Ton, schwach strukturiert, halb reif,
40- 50 cm	G <sub>r</sub>	grauer, sandiger Ton, unreif,
50- 70 cm	G <sub>su</sub>	dunkel grauer bis schwarzer, sandiger Ton, unreif,
70- 100 cm	G <sub>r</sub>	grauer toniger Sand bis Sand, unstrukturiert

In diesen Profilen zeigt sich, dass in ziemlich kurzer Zeit, d.h. in weniger als 40 Jahren, die Produkte bestimmter Redoxvorgänge und chemischen Reaktionen deutlich zu messen sind, nämlich,

1. weil das neue Sediment im Falle von tonigem Material 10 bis 20% CaCO<sub>3</sub> enthält, sinkt dieser Gehalt in einer Tiefe von einigen Centimetern schon auf die Hälfte, und steigt erst tiefer allmählich wieder an. Die freien Karbonate (Muschelreste) werden gelöst von Kohlensäure aus Redoxprozesse und normale Oxidationsprozesse der organischen Materiale. (Figur 1)
2. Ebenfalls in einigen Dezennien zeigt sich der Gehalt an Monosulfiden, meistens FeS, oder von rauchender Salzsäure angreifbare Sulfide, die in den G<sub>su</sub>-Horizonten stark zu nehmen, bis etwa 1% FeS. Diese Zunahme zeigt sich proportional zum Tongehalt ( 2 µm Fraktion), was zusammenhängt mit der obengenannten Relation zum abbaubaren Humus.
3. Weiter zeigt sich ebenso in diesen jungen Böden die Neuformung von FeS<sub>2</sub> oder von rauchender Salzsäure resistenter Bisulfide, die in den G<sub>su</sub>-Horizonten zu nehmen, mitunter bis 2,5%. Hieraus zeigt sich, dass in diesen jungen marinen Sedimenten primärer sowohl als auch sekundärer (pedogener) Pyrit anwesend ist. (Figur 2)

### Das Kliffprofil

Nördlich der Insel Tholen in der Provinz Zeeland findet über einigen Abstand Erosion oder Abschlag des Watt- und Krekenlandschafts statt. Dabei bildet sich ein Wattkliff. An diesem Kliff von etwa 1 m Höhe entsteht während der zweimaligen, täglichen Ebbe- und Flutbewegung eine Pumpwirkung, wobei in den sandigen Unterboden sauerstoffhaltiges Wasser ein-

dringt. Infolge dieses Vorganges nimmt das Redoxpotential nach unten wieder zu. An dem Übergang vom sandigen zum tonigen Sediment entsteht im Unterboden ein Eisenbändchen. Das Redoxpotential steigt von 150 mV bis auf 400 mV an dieser Stelle. Reduzierte Eisen und Mangan-ionen bewegen sich entlang dieses Redoxgradienten und präzipitieren. Dieses Eisenbändchen ist in Detail untersucht worden. Es wurde sorgfältig eine dunkelbraune Schicht und eine schwarze Schicht auspräpariert, zusammen 1 bis 2 mm breit.

Der braune Teil hat 13,22% Fe- und 0,20% Mn-Oxides, der schwarze Teil hat 1,41% Fe- und 0,65% Mn-Oxides.

Ausserdem wurde von diesem Bändchen ein Dünnschliff gemacht, der mittels eines umgebauten Siemens Elektronenmikroskops gescanned wurde. Die Analysen vom Plasma des zwischen den Sandkörnern befindlichen Fe- und Mn-Oxides ist in der Abbildung gegeben (Figur 3), offenbar genauer als die präparierte Methode.

Diese Sedimente reagieren scharf auf die Änderungen des Redoxverlaufs. Die Zunahme nach unten zeigt im Bändchen eine deutliche Sequenz, die umgekehrt ist als die von der Oberseite aerober Böden und Profile. Interessant dabei ist, dass gleich unter dem Bändchen der Karbonatgehalt wegen Oxidation von Sulfiden auch reduziert ist, wie in den Oberhorizonten.

#### Bedeutung des Profils

Obwohl dieses Profil nur lokal und nur über eine Breite von 5 bis 10 m am Wattkliff da ist, ist es repräsentativ für einen grossen Teil der irrigierten Reisböden im Tropen und Subtropen. Etwa 60% der Weltbevölkerung lebt vom Reis. Der Redoxverlauf dieser Böden ist ähnlich mit unserem Wattkliffprofil.

#### Klassifikation

Es ist deutlich, dass in der internationalen Klassifikation (Soil Taxonomy) die Profilmorphologie zum Ausdruck kommt. Das rezente Profil hat deutlich eine Pedogenese: Karbonat wird zersetzt, es gibt Sulfidebildung und es wird ein Fe-Mn-Bändchen gebildet. Damit ist es ein Inceptisol in einem anaeroben Milieu mit einem Eisenbändchen oder Placic-Horizont, was als Placaquept klassifiziert wird. Dabei hat der Oberboden unreife Horizonte mit weniger Bodenbildung. Zusammen bekommt man an Subgroup-Niveau: Hydraqueptic Placaquept.

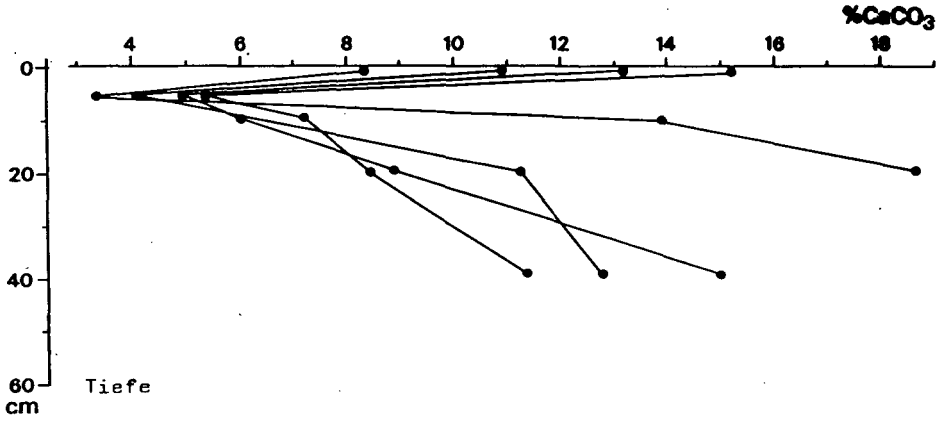


Fig. 1. Kalziumkarbonatgehalt im niedrigen Salzmarschböden.

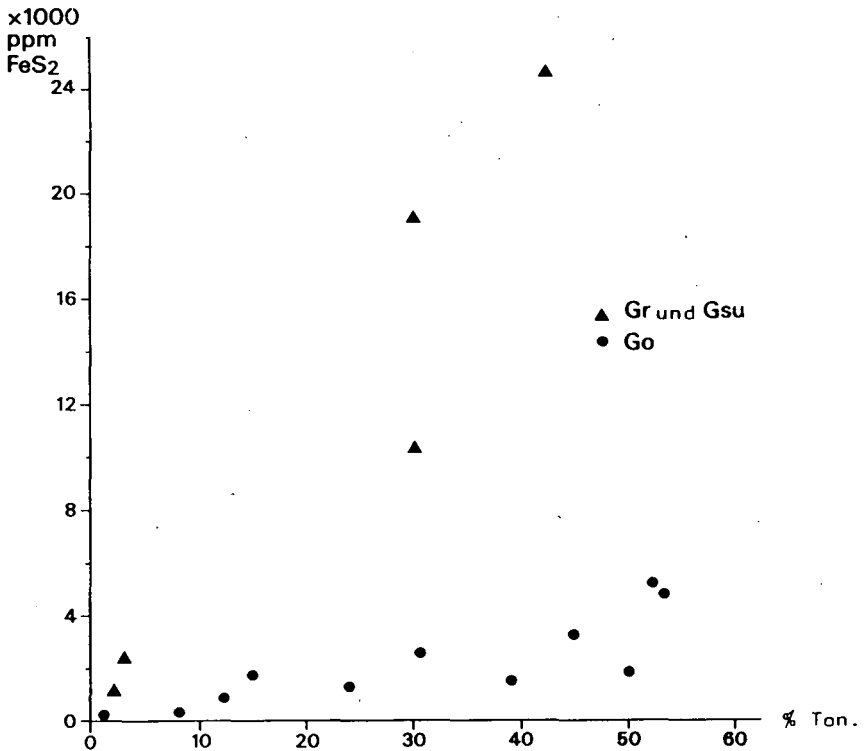


Fig. 2. Beziehung zwischen Pyrit und Tongehalt

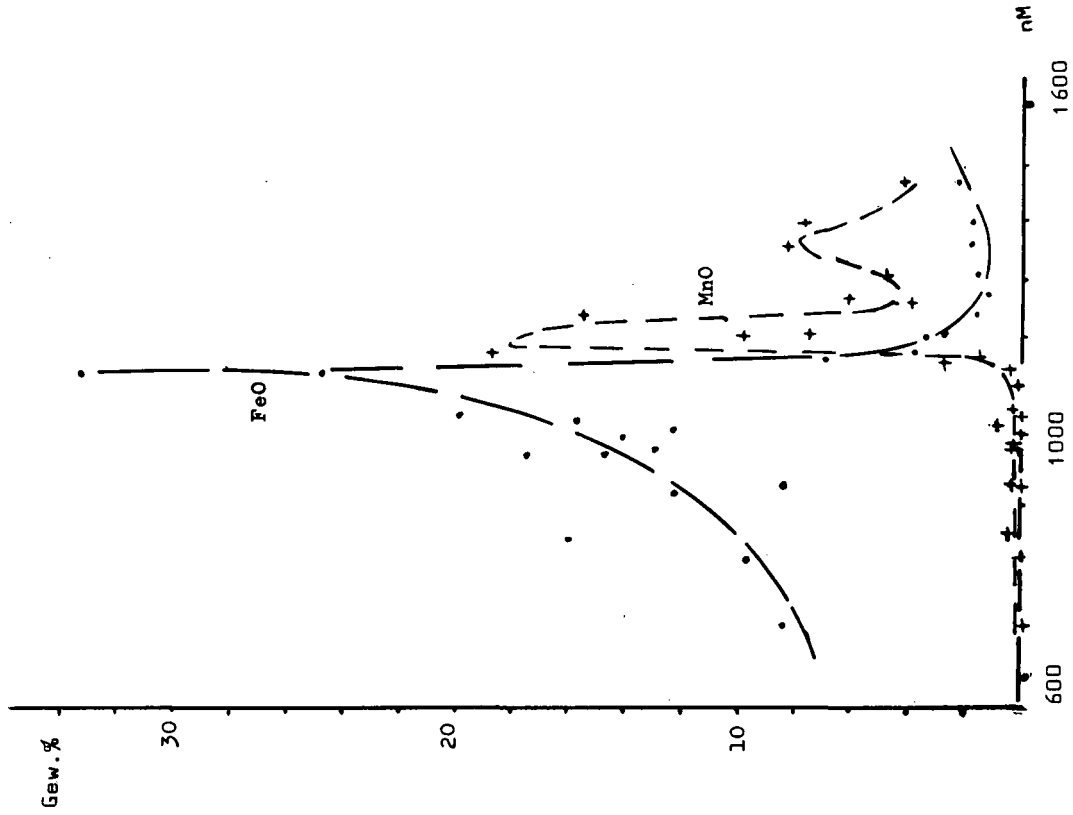
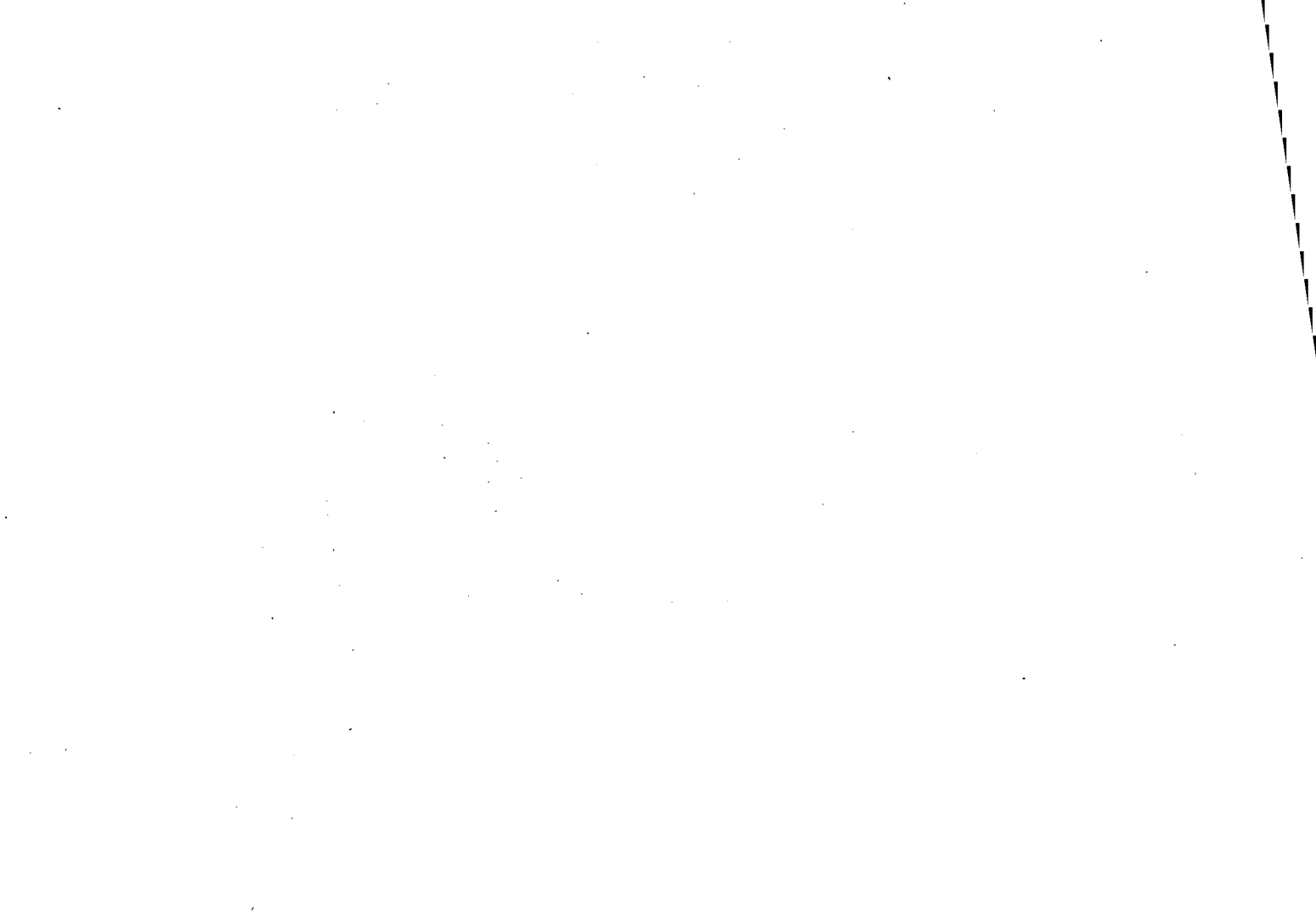


Fig. 3. Fe- und Mn-Gehalt im Plasma im Eisenbändchen.



Einige Bemerkungen zu Redoxmessungen

von

REYNDERS, J.J.

Es zeigt sich dass jeder Bodentyp seine eigenen Eigenschaften und Aufnahmetechniken fordert. Folgende Bemerkungen sind aus Erfahrung mit Salzmarschbödenaufnahmen zusammengestellt.

1. Redoxmessungen sollte man im Gelände machen. Die Messungen muss man an nassen, frischen oder neugemachten Profilwänden aufnehmen. Langes Warten gibt falsche Daten. Das Mitnehmen von Bodenproben, sogar in geschlossenen Büchsen kann falsche Daten geben.
2. Wenn man Messungen mit einer Referenz-Elektrode macht, sollte man darauf achten, dass die Referenz-Elektrode sich im Wasser in einem Bodenloch oder Pocket befindet, damit durch die Bodenfeuchtigkeit guter Kontakt zur Mess-Elektrode besteht. Die zwei Elektroden sollten auch nicht zu weit von einander entfernt sein (maximal 50 cm ist gestattet).
3. Gebrauch von selbstgemachten Elektroden:
  - a. Pt-Elektroden, Durchschnitt 1 mm und 8 bis 10 cm Länge. Mehrere Pt-Elektroden kann man im Boden stecken und mittels eines Klemmkontakts schnell hintereinander benutzen. Die Abweichungen sind geringer als beim Gebrauch von einer Elektrode für jede Messung.
  - b. Wenn man Pt-Steckelektroden benutzt, kann man längere oder kürzere Pt-Nadeln gebrauchen, die man in ein Glasrohr einschmilzt. In dem Glasrohr, z.B. 25 cm lang, kann man einen langen Cu-Ni-Draht stecken, der an der Unterseite über ein Quecksilberkontakt mit dem Pt-Draht verbunden ist. Diese lange Glasrohr-Steck-Elektroden kann man leicht in verschiedenen Tiefen in unreifer Wattböden stecken.
4. Das Messen selbst: Lange Elektroden geben die Redoxpotentiale der am stärksten pufferenden Masse. Das ist im allgemeinen das Potential der grossen, anaeroben Tonschollen. Dünne Bodenschichten oder Poren werden dabei nicht gemessen. Für genaue Messungen von dünnen Schichten sollte man sehr kurze Elektroden von z.B. 5 bis 2 mm Länge benutzen. Diese sind für Detailmessungen immer besser.
5. Die Messungen in nassen hydromorphen Böden sind meistens nach eine Minute bis ca. 3 Minuten stabil. Das ist nicht der Fall in feuchten aeroben Böden, in denen die Aufnahmen manchmal weniger zuverlässig sind.





Referate

Sitzung der Kommission V

URBANE BÖDEN

in

KIEL

am

6. und 7. Mai 1988



Substrate und Substratmerkmale von Böden  
der Stadt- und Industriegebiete \*

vom

Arbeitskreis Stadtböden (Burghardt, W.)\*\*

1. Einleitung

Im Herbst 1987 wurde der Arbeitskreis Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft gegründet. Erstes Anliegen des Arbeitskreises ist die Entwicklung eines Konzeptes zur Stadtbodenkartierung. Eine Gesamtübersicht des Vorhabens enthält die Arbeit "Aufgaben, Inhalte und Aufbau eines Konzeptes zur Stadtbodenkartierung" in diesem Band.

Der folgende Beitrag soll nun über das vom Arbeitskreis Stadtböden entwickelte Konzept zur Gliederung und Kennzeichnung der Substrate und deren Merkmale berichten.

Das Konzept der Stadtbodenkartierung versteht sich nicht als vollständige Neuentwicklung einer Kartieranleitung. Vielmehr baut es auf der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA3) von 1982, dem Datenschlüssel Bodenkunde von 1984 und der im Band 44 der Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 1985 vorgelegten "Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland" auf. Entsprechend erfolgt die Schwerpunktsetzung auf stadt- und industriebodenspezifischen Fragestellungen und Ergänzungen.

Uns ist im Arbeitskreis bewußt, daß für viele Teilthemen die Grundlagen unvollständig oder nicht vorhanden sind. Das Konzept wird somit Lücken aufweisen, die erst bei wachsendem Erkenntnisstand ausgefüllt werden können.

2. Substratgliederung

In der KA3 wird die Geogenese und Petrographie des Ausgangsgesteins der Bodenbildung unter Substrate zusammengefaßt. Insbesondere werden Substrate nach Transportmitteln und Ablagerungsart sowie nach Verwitterungs- und Umlagerungsbildungen unter Einbezug der Körnung und des Carbonatgehaltes gekennzeichnet.

Die in der DDR gebräuchliche Substratdefinition berücksichtigt Körnung, lithogenen Charakter sowie Schichtung des Materials, aus dem der Boden besteht oder sich entwickelt hat (Schwab et.al., 1982).

Obige Beschreibungen beziehen sich auf Natursubstrate. In Städten sind jedoch vielfältigere Substrate anzutreffen, die Produkte technischer Prozesse sind und als Abfall oder Produktionsreste in die Umwelt gelangen. Der Arbeitskreis hat diese Substrate mit dem Begriff "technogene Substrate" belegt. Die technogenen Substrate wurden ohne Anspruch auf Vollständigkeit in die Gruppen Aschen, Schlacken, Müll, Bauschutt, Industrie- und Gewerbeschlämme unterteilt.

---

\* Der Arbeitskreis dankt dem Umweltbundesamt für die freundliche Förderung dieser Arbeit.

\*\* Angewandte Bodenkunde, Universität-GHS Essen, Universitätsstr., 4300 Essen 1

Natur- wie auch technogene Substrate weisen in Städten bzw. Siedlungs- und Industriegebieten weitere Veränderungen auf, die für Substrate kennzeichnend, jedoch anthropogen bedingt sind. Substrate werden dabei technisch abgelagert und technogen umgebildet, was hier unter dem Begriff Substratmodifikation oder Übergangssubstrat zusammengefaßt werden soll, wobei hierzu der Arbeitskreis noch nicht endgültig Stellung genommen hat.

Substrate der Stadtböden weisen teils einen einheitlichen, teils einen uneinheitlichen Stoffbestand auf, der seine Ursachen bereits im Substrat hat. Substrate werden aber bei städtischer Nutzung auch stark vermischt. Zur Kennzeichnung und Differenzierung wurde vom Arbeitskreis die in Tabelle 1 vorgestellte Einteilung in Komponenten, Komponentengruppen und Gemenge entwickelt.

Tabelle 1: Hierarchische Typisierung der Substrate

Substrate:

1. aus Hauptkomponentengruppen, z.B. Müll
2. aus Komponentengruppen, z.B. Hausmüll
3. aus Komponenten, z.B. Glas

Gemenge:

Zusammensetzung aus mehreren Substraten, z.B. Hausmüll und Klärschlamm.

3. Kennzeichnung technogener Substrate durch Substratsteckbriefe

Zur Kennzeichnung der einzelnen technogenen Substrate wurden sogenannte Substratsteckbriefe entwickelt. Sie enthalten die Zuordnung zu Komponenten, Komponentengruppen und Hauptkomponentengruppen, die durch Herkunft und technische Entstehung gekennzeichnete Substratdefinition, Merkmalsangaben zur Identifizierung, Hinweise zu Eigenschaften, Transport- und Ablagerungsart, potentielle Veränderbarkeit, flächenhafte Verbreitung sowie Kontamination, Lösungs- und Austragsverhalten. Etwa 20 bis 30 solcher Substratsteckbriefe wurden bisher bzw. werden z.Z. entwickelt.

4. Kennzeichnung der Substratmerkmale

Wie für natürliche Substrate müssen auch für Stadt- und Industrieböden geeignete Merkmalsgruppen zur Kennzeichnung der Substrateigenschaften gefunden werden. Für natürliche Substrate liegt ein Kennzeichnungsschlüssel bereits in Form der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA3) vor, auf dem auch die Merkmalsbeschreibung von Stadt- und Industrieböden aufbauen soll. Daher sollen nachfolgend die Eignung der KA3 zur Substratkennzeichnung dieser Böden und erforderliche Ergänzungen zur Diskussion gestellt werden.

4.1 Farbe

Die in der KA3 vorgeschlagene Kennzeichnung der Farbe läßt sich auch auf technogene Substrate übertragen. In Stadt- und Industrieböden sind alle denkbaren Farben anzutreffen. Dem genügen die KA3 und die bekannten Farbtafeln nicht. Daher wird der pragmatische Vorschlag unterbreitet, alle nicht eindeutig bezeichnbaren Farben mit dem Zusatz "Sonstiges" zu versehen, z.B. "Sonstiges Grün", das durch individuelle Beschreibung erläutert wird.

Als Farbzusätze wären die Bezeichnungen "glänzend" und "matt" neu einzuführen.

Die Angaben der KA3 zur Farbverteilung bleiben allgemein anwendbar.

#### 4.2 Bodenart und Körnung

In Böden aus Natursubstraten bestehen die Einzelteilchen aus Mineralien und unterschiedlich humifizierten oder in Verwesung befindlichen Streustoffen. Mit der Bodenartenbeschreibung werden Mengen und Verteilung der einzelnen Größenklassen zuordbaren Partikel angegeben. Auch Form und Oberflächengestaltung der Partikel sind damit definiert. Dieses System ist bezüglich Größen- und Mengenangaben auch in Stadt- und Industrieböden anwendbar. Jedoch Form und Oberflächengestaltung von technogenen Substraten können eine ausgeprägte individuelle Ausgestaltung erfahren haben. Dies gilt auch für die innere Porosität von technogenen Substraten.

Dieser Individualcharakter technogener Substrate kann für deren ökologische Bewertung von entscheidender Bedeutung sein. Daher sollte eine Gleichsetzung von Natur- und technogenen Substraten bezüglich der Kennzeichnung der Mengenverhältnisse verschiedener Teilchengrößen vermieden werden.

Der Arbeitskreis schlägt vor, für den Begriff Bodenart bei Natursubstraten den Begriff Körnung bei technogenen bzw. diesen zuordbaren, weil nicht näher bestimmbar, Substraten aus Stadt- und Industrieregionen einzuführen. Die Einteilung der Körnungsgemische der KA3 wird im übrigen beibehalten.

Mit zunehmender Größe der Einzelpartikel ist mit einer größeren Häufigkeit der Ausprägung des Individualcharakters der technogenen Substrate zu rechnen. Daher treten stärker als in Natursubstraten Einzelteile mit besonderer Formgebung auf. Als extreme Beispiele seien Balken, Baustahlgewebe, Platten genannt. Zur begrifflichen Fassung der deutlich sichtbaren und des mit zunehmender Größe wahrnehmbaren Individualcharakters der Einzelpartikel technogener Substrate wurde der Begriff Körper eingeführt.

Bei der Substratkennzeichnung sind somit wie herkömmlich die Körnungsart ergänzt, sofern erforderlich, durch die Körper anzugeben. Dabei bestehen 2 Möglichkeiten der genaueren Körperbeschreibung nach Größe, geometrischer Form, Oberflächengestaltung und innerer Porung.

1. Benennung des Körpers. Mit Angaben wie Plastiktüte, Styroporplatte, Ziegelstein sind auch die anderen Merkmale festgelegt. Diese werden ergänzt durch Körpergröße und Menge nach Tabelle 2.1 und 2.5

oder

2. Ist über die Benennung des Körpers keine eindeutige Zuordnung möglich, so sind Ergänzungen wie nach Tabelle 2 durchzuführen.

#### Tabelle 2: Kennzeichnung der Körper

2.1 <u>Körpergröße</u>	<u>längste Achse, mm</u>
Feinstkörper	< 2
Feinkörper	2 - 20
Mittelkörper	20 - 200
Großkörper	200 - 2000
Größtkörper	> 2000

Tabelle 2: Fortsetzung

2.2 Geometrische Form der Körper

Kugelig	würfelförmig
kugelförmig	quaderförmig
zylindrisch	blattförmig
ellipsoid	tetraedrisch
	vielflächig

2.3 Oberflächenformen der Körper nach Datenschlüssel

Bodenkunde, S 63

2.4 Innere Porung der Körper

Aufgrund fehlender Untersuchungsergebnisse ist eine Gliederung noch nicht möglich

2.5 Mengenangaben der Körper

Durch Flächenanteile nach KA3 Tab. 15 und Abb. 6

4.3 Organische Substanz

Die organische Substanz in Industrie- und Stadtböden kann als Produkt technogener oder natürlicher Herkunft weiterhin als sichtbare Körper vorliegen. Das System der KA3 zur Kennzeichnung der organischen Substanz bedarf daher einer Ausweitung.

Körper, auch wenn sie organischer Natur sind, wie z.B. Holzbalken, sind als solche zu erfassen.

Ursprung, Beschaffenheit wie auch Gehalte des organischen Stoffbestandes können nicht bei jedem technogenen Substrat mit dem Humus gleichgesetzt werden. Hier ist über die Benennung eine begriffliche Trennung der organischen Feinstbestandteile erforderlich. An die Stelle von Humus tritt "organische Substanz"; zur Gehaltsbeschreibung wird für "humus" die Bezeichnung "organisch" verwendet.

Technogene Substrate mit über 30% organischer Substanz sind keine Seltenheit. Sie werden an Stelle von Torf bei Natursubstraten begrifflich bei technogenen Substraten durch "äußerst organisch" gekennzeichnet. Für das Symbol "H" wird "O" eingeführt (Tabelle 3).

Tabelle 3: Gehalt an organischer Substanz in Böden aus technogenen Substraten

<u>% org. Substanz</u>	<u>Bezeichnung</u>	<u>Kurzzeichen</u>
< 1	sehr schwach organisch	o1
1 - 2	schwach organisch	o2
2 - 4	mittel organisch	o3
4 - 8	stark organisch	o4
8 - 15	sehr stark organisch	o5
15 - 30	extrem organisch	o6
> 30	äußerst organisch	0

Die Kennzeichnung der organischen Substanz von Stadt- und Industrieböden erfolgt somit nach Körper-, Humus- und organischem Feinstteilgehalt technogener Substrate (Tabelle 4).

Da eine getrennte Erfassung von Humus und technogener organischer Substanz häufig nicht möglich ist, sind beide auch als Summe kennzeichenbar. Bei unregelmäßiger Verteilung werden die Flächenanteile gemäß Tabelle 15, Abb. 6 KA3 angegeben.

Tabelle 4: Kennzeichnung der Gehalte an organischer Substanz

Körnung	Organische Feinstteile aus Humifizierung und Verwesung	Organische Feinstteile aus technogenem Substrat	Summe Feinstteile
Körper Fläche Größe Form	Plastik usw. %,h 1 -6,H	%, o1-6,o	%,oh 1-6,0H

Ein Beurteilungsrahmen zur Humusqualität technogener Substrate kann noch nicht vorgeschlagen werden, da hierzu keine Grundlagen vorhanden sind.

#### 4.4 Carbonate

Carbonate werden entsprechend KA3 angesprochen.

#### 4.5 Geruch

Als Erfassungsmerkmal für technogene Substrate kann auch der Geruch geeignet sein. Hierzu liegen jedoch noch keine Entwürfe vor.

#### 4.6 Beläge und Oberflächenbehandlung

Auf technogenen Substraten können sich wie in Naturböden Beläge bilden. Die stoffliche Zusammensetzung kann aber abweichen. Sie ist daher gesondert zu beschreiben.

Wesentliches Merkmal vieler technogener Substrate ist die Oberflächenbehandlung. Sie muß, soweit bekannt, angegeben werden.

#### 4.7 Gefüge

Die Gefügekennzeichnung bereitet bei den meisten technogenen Substraten keine besondere Schwierigkeit. Zu einem großen Teil lassen sich Grundgefügeformen zuordnen. Sollte dennoch die herkömmliche Kennzeichnung der Formen nicht zutreffend sein, ist zunächst eine individuelle Beschreibung vorzunehmen. Für die Beschreibung von Klärschlämmen wurde die Gefügeform Filzgefüge vorgeschlagen.

Die Gefügeformkennzeichnung ist durch Angabe der Lagerungsart und äußeren Porung zu ergänzen (Tabelle 5).

#### 4.8 Wasser- und Lufthaushalt

Aussagen über Luft- und Wasserkapazität technogener Substrate sind bisher nur in Einzelfällen möglich, da umfangreiche Meßergebnisse fehlen.

Technogene Substrate lassen sich aber bereits nach Lagerungsart, Hohlraumvolumen, Größe, Form und Orientierung der Hohlräume beschreiben. Zur Diskussion wurde bisher gestellt (Tabelle 6) :

Tabelle 5: Gefügekennzeichnung

5.1 Gefügeform nach KA3 oder individueller Beschreibung

5.2 Lagerungsart

geschlossen	verfilzt
halboffen	schichtig
offen	bröcklig
sperrig	kompakt
vernetzt	

5.3 Kennzeichnung der Hohlräume

- nach Volumen
- Größe
- Form
- Orientierung
- Äußerer Porung.

Das Hohlraumvolumen wird nach Flächenanteilen gemäß KA3 erfaßt. Die Einstufung der Porengrößen nach KA3 wird erweitert, da auch Hohlräume über 2mm Ø vorkommen können. Welche Abstufung praktikabel ist, muß noch geklärt werden. Die im Datenschlüssel wie auch in der KA3 angeführten Hohlraumformen sind wahrscheinlich nicht ausreichend. Wie eine Erweiterung aussehen muß, ist noch unklar.

5. Zusammenfassung

Obige Ausführungen zu Substraten und Substratmerkmalen lassen sich wie folgt zusammenfassen: Die Vorgabe der KA3 und des Daten - schlüssels Bodenkunde genügen in vielen Fällen zur Beschreibung von Substraten technogenen Ursprungs. Daneben wird jedoch bei einzelnen Substraten ein individueller Ergänzungsbedarf an Merkmalen zur Substratkennzeichnung sichtbar. Als Mangel macht sich bei vielen Kennwerten und deren ökologischer Bewertung die schwache Datenbasis zu technogenen Substratmerkmalen bemerkbar.

Literaturhinweise

ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und der Geologischen Landesämter in der Bundesrepublik Deutschland (Hrg.), 1982 : Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover.

ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 1985: Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland; Mitt. Dt. Bodenk. Ges., 44., Göttingen

DELKERS, K.-H., 1984: Datenschlüssel Bodenkunde; hrsg. von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und den Geologischen Landesämtern in der Bundesrepublik Deutschland, Hannover

SCHWAB, M., KUGLER, H. UND BILLWITZ, K., 1982: Allgemeine Geologie, Geomorphologie und Bodengeographie / VEB Hermann Haack, Geographisch-Katographische Anstalt Gothar.



AUFGABEN, INHALTE UND AUFBAU EINES KONZEPTE  
ZUR STADTBODENKARTIERUNG

vom

Arbeitskreis Stadtböden\*\*

(Vorbereitung Sekretariat Büro f. Bodenbewertung\*, Kiel)

THESE 1

DIE ANSPRUCHE AN DIE FUNKTIONEN STÄDTISCHER BODENKARTEN SIND  
VIELFALTIG UND ÄNDERN SICH SCHNELL.

Allgemeine Fragen der Nutzer an die Bodenkunde:

- 0 Für welche Nutzungsmöglichkeit ist der Boden geeignet/  
ungeeignet?  
und  
wie ausgeprägt ist diese Eignung im Vergleich zu anderen  
Flächen im Planungsgebiet?  
d.h.
- 0 welche Flächen sind aus Sicht des Bodenschutzes
  - "beliebig" beplanbar,
  - "nur bedingt" beplanbar,
  - "nicht verfügbar" (weil schutzwürdig bzw. schutz-  
bedürftig)?

Detailfragen zu Flächen an die Bodenkunde:

- 0 Welche Eigenschaften der Böden sind wo zu beachten?
- 0 Welches Gewicht haben die einzelnen Eigenschaften?
- 0 Welche Böden, Bodenpotentiale, Bodenfunktionen sind wie  
abgestuft schutzwürdig/schutzbedürftig?
- 0 Welche Belastungen der Böden bestehen aktuell?
- 0 Welche Belastungen gehen aktuell für wen von den Böden  
aus (Belastungspfade, Belastungsaktivität)?
- 0 Welche Belastungen gehen von den verschiedenen Nutzungs-  
alternativen für die oder von den Böden aus?
- 0 Welche zusätzlichen Belastungen gehen nach einer  
Nutzungsrealisierung von den Böden zukünftig aus?
- 0 Welche Wechselwirkungen sind von welchen Nutzungs-  
kombinationen/ -folgen zu erwarten?
- 0 Welche Maßnahmen zur Vorbeugung, Vermeidung, Abwehr,  
Reduzierung, Begrenzung, Immobilisierung oder  
Beseitigung und Sanierung können oder müssen durch-  
geführt werden?
- 0 Wo müssen solche Maßnahmen mit welcher Dringlichkeit  
im Planungsgebiet durchgeführt werden?

---

\*\* H. P. Blume, W. Burghardt, E. Cordsen, H. Finnern,  
G. Fried, R. Grenzlus, W. D. Kneib, J. Kues, E. Pluquet,  
W. G. Schraps, K. Siem,  
\* F. Speetzen, R. Wolff

**THESE 2**

DIE BESONDERHEITEN STÄDTISCHER BÖDEN, INSBESONDERE DIE DER AUSGANGSMATERIALIEN, ERFORDERN EINE VERÄNDERTE







a) TECHNISCHE VORBEREITUNG DER KARTIERUNG,

b) MERKMALSERFASSUNG,


c) ABLEITUNG VON SCHATZGRÖSSEN UND

d) SUBSTRATKLASSIFIKATION.





b) Merkmalerfassung (Beispiele)

- 0 Bodenart (Fein-/Groboboden) 
- 0 Bodengefüge (Grund-/Aggregatgefüge) 
- 0 Organische Substanz/Humus 
- 0 Bodenfarbe 
- 0 Besonderheiten   


c) Ableitung von Schätzgrößen/"Ökologische" Merkmale

- 0 Wasser- und Lufthaushalt; Lagerungsdichte, ungesättigte/ gesättigte Wasserleitfähigkeit, (nutzbare) Feldkapazität, Luftkapazität, Kap. Aufstieg, Charakterisierung der Hohlräume und Poren durch die Lagerungsart, Größe u. Form. 
- 0 durchwurzelbare Bodenmatrix; Zu- und Abschläge bei körperhaltigen u./o. organischen Schichten.
- 0 Basensättigung (V- Wert).

d) Substratklassifikation

- Hierarchische Gliederung nach: 
- 0 Stoffbestand,
- 0 produktionspezifischer Entstehung, 
- 0 Transport und 
- 0 Ablagerungsart 

a) Techn. Vorbereitung der Kartierung (Beispiele)

- 0 Information der Eigentümer
- 0 Erstellung einer Freigabemappe:
  - Zusammenfassende Auswertung der Ver- und Entsorgungsleitungen;
  - Karten der Post,
  - Kartenvermerke des Kampfmittelräumdienstes,
  - Unterlagen der Elektrizitätswerke
  - Karten der Gaswerke,
  - Sietkarten (Sielhausanschlüsse),
  - Fernmeldekarten,
  - Karten der Wasserwerke.
- 0 Ergänzende Überprüfung vor Ort.
  - Sicherheitsmaßnahmen beachten

Notwendige Veränderungen / Ergänzungen: Beispiele zur Merkmalsbeschreibung

	verbale Beschr. der Körper,	- Tüten, Ziegelsteine, Dosen, Balken...
⇒	Form der Körper,	- kegelförmig, zylindrisch, kugelig...
	Oberfläche der Körper,	- eben, glatt, rau, wellig, unterbrochen...
	Größe der Körper,	- < 2mm, bis 2cm, bis 20cm, bis 200cm, > 200cm.
	Mengenverhältnis,	- Abschätzung von Flächenanteilen % Vol. - % Gew.-%.
	innere/äußere Pörung des Gefüges	- Volumen, Größe, Form, Orientierung/Verteilung, Porensystem blind/offen, Lagerungsart,
⇒	verbale Beschr. des Gefüges	- z. B. Filzgefüge (Klarschlamm),
	Erweiterung der Lagerungsart,	- meist vernetzt, selten schwach schichtig... usw. (KA3, Tab. 25), geschlossen, offen, sperrig,
	Grundgefügeangabe notwendig,	- Einzelkorn-, Kitt-, Kohärenzgefüge,
	Aggregatgefüge wenn möglich	- Makro- / Mikro- / Feingefüge,
⇒	statt humos: organisch,	- z. B. feinste Verbrennungsrückstände: Aschen,
	erhebliche Defizite in techn. Substr.	
	hinichtlich "Humus"-Qualität,	
⇒	Farbangabe	- Zusätze vor der Farbangabe z.B. "sonstiges",
	Farbverteilung (KA3, Abb. 6)	- "glänzend" u. o. "matt", "marmoriert", fleckig, gebändert, gestreift... (KA3, Tab. 9).
⇒	Geruch	- z. B. faulig/moderig, süßlich, stechend...
	Beläge und Oberflächenbehandlung	- z. B. Farbaufträge: lasiert, gelackt, gebeizt...

Erhebliche Forschungsdefizite im Bereich der technologischen Substrate

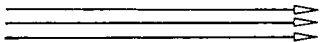


- (Beispiele für technologische Substrate)
- Bauschutt (Siedlungsbauten/Straßenbau)
  - Schlämme (Industrie-/Klarschlämme)
  - Aschen
  - Schlacken
  - Müll

Hauptkomponentengruppe  
Komponentengruppe  
Komponenten



- Beispiele:
- Bauschutt (von Siedlungsbauten)
  - Ziegelschutt und Mörtelschutt
  - Ziegel, Kalk, Mörtel, Putz, Zierrat, Beton, Eisenträger, Zwischenbodenausfüllung, Innenauskleidung, Bausteine, Holz(kohle), Asche, Teerpappe, Blech, Glas, Leder u. dgl..



- Schlacken, Gußsubstrate, Zerfalls- (Abriß-) substrate,
- Klipp- (Schütt-) Spülsubstrate,
- Auffüllung, Auftrag, Durchmischung.

**THESE 3**

DIE ERFASSUNG LITHOGENER UND PEDOGENETISCHER MERKMALE IST NOTWENDIG FÜR FRAGEN DER ÖKOLOGISCHEN BEWERTUNG, DER REGIONALISIERUNG UND PROGNOSE VON BODENENTWICKLUNG UND BODENFUNKTION.

- 0 Auch Ausgangsmaterialien anthropogener und technogener Entstehung unterliegen pedogenetischen Prozessen, die als Translokation und Transformation die Ausgangsmaterialien entscheidend in ihren chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften verändern können.
- 0 Mit zunehmender Variabilität der Standorte ist die flächenscharfe Ausweisung von Bodenmerkmalen und Bodenfunktionen auf die Abgrenzung gleicher Substrat- bzw. Bodenentwicklung angewiesen.
- 0 Prognostische Aussagen zur Bodeneignung, Gefährdungsabschätzung und Belastbarkeit sind nur möglich bei Kenntnis der Substratentstehung und seiner pedogenetischen Veränderung.

**THESE 4**

DIE HOHE VARIABILITÄT DER BODENDECKE IN STÄDTISCHEN UND INDUSTRIELLEN VERDICHTUNGSRAUMEN ERFORDERT ERHÖHTE STICHPROBENDICHTE BZW. EINE INTENSIVE AUSARBEITUNG EINER KONZEPTKARTE.

Regionalisierung, Auswertung vorhandener Unterlagen zur Konzeptkartenerstellung (Beispiele)

Kartermaterial	Inhalte	"bodenkundliche" Auswertung (Beispiele):
0 Baugrunderkarten	geben den Substrataufbau anthropogener wie geogener Art der obersten Meter wieder.	begrenzte Ableitung der Substrattypen,
0 Versiegelungskarten	geben Aufschluß über den Versiegelungsgrad, u.U. auch die Art, sowie freie Bodenoberflächen.	Sickerwasserraten, Oberflächenabfluß, Klein-Klima, Nutzung,
0 Kellerkarten (präurbap/rezent)	geben Aufschluß über Auf-/ Abtrag, regionale Wasserhaushaltsgliederung.	möglicher anthropogener Einfluß, Hydromorphieart und -grad,
0 Schadenskarten (WKII)	geben das Ausmaß der Zerstörung von Gebäuden wieder.	mögliche oberflächennahe Anreicherung mit Trümmerschutt, Fundament- und Kellerresten.
0 Nutzungstypenkarten	typisieren die Siedlungsart und Bebauungsdichte, seltener den Nutzungswandel.	Abschätzung des Alters u. Entwicklung woraus die mögliche Überformung der Böden bestimmt werden kann,
0 Belastungskataster	geben den aktuellen Belastungsstatus wieder.	Berücksichtigung aktueller Belastung zur Funktionalisierung von Böden, Gefährdungspotential,
0 Altlastenverdachtsflächen	geben die Flächen potentiell überformter und kontaminierter Bereiche wieder.	naturräumliche Gliederung,
0 Landschaftsprogramme, Landschaftspläne, Grünpläne etc	geben Hinweise auf landschaftsökologische Einheiten und mögliche Typisierung.	
0 Gewässerkarten	geben Auskunft über die Lage der Gewässer und die Gewässerführung	grundwassernah, grundwasserfern,
0 Übersichtskarten für den Hochwasserschutz	weisen mögliche und dauernde Überschwemmungsgebiete aus.	Erosion- und Sedimentationsbereiche,

**THESE 5**

DIE VIELFALTIGEN EIGNUNGSBEWERTUNGEN STÄDTISCHER BODEN SIND NICHT MIT EINEM "KARTENWERK" ZU BEANTWORTEN.

Merkmalskarten (Beispiele)

- Bodenart, Fein-/ Grobboden
- Bodengefüge
- Festigkeit
- Humus
- organische Substanz/ org. Reste
- Färbung
- Feuchte
- Carbonat

Schätzgrößenkarten (Beispiele)

- |   |  |
|---|--|
| - einfache -                                    | - komplexe -                                     |
| <input type="checkbox"/> Durchlässigkeit        | <input type="checkbox"/> Pufferkapazität         |
| <input type="checkbox"/> Wasserkapazität        | <input type="checkbox"/> Nährstoffpotential      |
| <input type="checkbox"/> Luftkapazität          | <input type="checkbox"/> Filterwirkung           |
| <input type="checkbox"/> Austauschkapazität     | <input type="checkbox"/> Transformationsvermögen |
| <input type="checkbox"/> Lagerungsdichte        | <input type="checkbox"/> Kontaminationsneigung   |
| <input type="checkbox"/> nutzbare Feldkapazität |  |
| <input type="checkbox"/> durchwurzelbarer Boden |  |

Planungskarten (Beispiele)

Nutzungsseignung für:

- Erholung
- Landwirtschaft
- Forstwirtschaft
- Gartenbau
- Naturschutz
- Pufferzonen
- Renaturierung

Bedarf für:

- Schutz (z.B. vor Einträgen)
- Pflege (z.B. Kalkung)
- Entwicklung (z.B. Sanierung)

**THESE 6**

DAMIT AUSWERTUNGSKARTEN ZU FUNKTIONEN DES BODENS IN DEN PLANUNGSPROZESS UND DAS VERWALTUNGSHANDELN EINGANG FINDEN, IST EINE ENGE ZUSAMMENARBEIT MIT DEN ANWENDERN NOTWENDIG.

Erwartungen der Nutzer an die Bodenkunde

Akzeptanz des Bedarfs:

- frühzeitige Planungshilfen und Handlungsempfehlungen,
- nachvollziehbare, flächenscharfe Kartenunterlagen,
- qualifizierte Abwägungs- und Entscheidungsgrundlagen,
- geeignetes Material für Öffentlichkeitsarbeit, die Bürgerbeteiligung sowie für die politischen Entscheidungsträger,
- gerichtsverwertbare Entscheidungsunterlagen im Konfliktfall
- Vorhersage zur Entwicklung von Funktionen und Gefährdungen,
- aktualisierte Daten,
- und Vorstellungen
- von den Planungsebenen und Planinhalten (Stadtentwicklung, Flächennutzungsplan, Bebauungsplan, Baugenehmigung, Landschaftsprogramme, Landschaftsrahmenpläne, Landschaftspläne, Grünordnungspläne usw.),
- von den Planungsmaßstäben,
- vom Planungsablauf,
- von den Planungsinstrumenten und
- von den fachamtlichen und ordnungsamtlichen Ansprüchen, gesetzlichen und untergesetzlichen Regelungen,

Zusammenfassung: Dargestellt wird ein Poster vom Sekretariat des Arbeitskreises "Stadtböden" der DBG, welches in dessen Auftrag erstellt wurde.

Unter Zuhilfenahme von sechs Thesen werden Ansprüche an die Funktion städtischer Bodenkarten, technische Vorbereitungen zur Kartierung, Merkmalerfassung, Ableitung von Schätzgrößen, Substratklassifikation, Fragen der Regionalisierung, ökologische Bewertung, Kartenauswertung, Kartenerstellung und etwaige Erwartungen der Nutzer an die Bodenkunde (an Hand von Beispielen) dargestellt und Defizite aufgezeigt, die den Problemkreis der Kartierung in urban und industriell überformten Gebieten umreißen und die bisherige Arbeit des Arbeitskreises zusammenfassend wiedergeben.

Zur weiteren Information siehe W. Burghardt, 1988, "Substrate und Substratmerkmale von Böden der Stadt- und Industriebetriebe" (in diesem Heft).

Zur Klassifikation der Böden städtischer Verdichtungsräume

von

BLUME, H.-P. \*

Bei der bodenkundlichen Kartierung städtischer Verdichtungsräume kann zwischen 3 Komplexen unterschieden werden (Blume 1987):

1. Versiegelte Flächen
2. Veränderte Böden natürlicher Entwicklung und
3. Böden der/aus Aufträge(n)

Im folgenden sollen Möglichkeiten der Klassifikation dargelegt werden. Diese hat in der deutschen (wie auch in international gebräuchlichen) Systematik(en) grundsätzlich nach pedogenen Merkmalen zu erfolgen. Dabei wird auch der Diskussionsstand im Arbeitskreis Bodensystematik der DBG (AkB) mitgeteilt.

Die Böden versiegelter Flächen wurden zuvor meist stark abgetragen und verdichtet. Bei totaler Versiegelung (z.B. unter Gebäuden, Teerstraßen) werden die (Rest)böden fossilisiert; bei "poröser" Versiegelung (z.B. unter Pflaster, Schlacke) bleiben Atmosphärien hingegen wirksam und die Böden dienen als Wurzelraum (z.B. von Straßenbäumen). Versiegelte Böden sollten auf großmaßstäbigen Karten gesondert ausgewiesen und auf kleinermaßstäbigen in ihrem Flächenanteil angegeben werden (s. hierzu Grenzius und Blume 1985, Cordsen u.a. 1988). Ihre Berücksichtigung in der Bodenklassifikation sollte überlegt werden.

Veränderte Böden natürlicher Entwicklung waren in Mitteleuropa ursprünglich Waldböden mit sehr unterschiedlichen Eigenschaften aufgrund unterschiedlichen Alters, Gesteins, Reliefs und Klimas. Oft wurden sie vor einer städtischen Nutzung als Ackerböden durch Mischen, Kalken, Düngen, Entwässern oder Bewässern verändert. Stadtspezifische Veränderungen erfolgten dann durch

- Tiefere Grundwasserstände durch Absenkung, Bodenauftrag und geringere Ergänzung
- Störung des Profilaufbaus durch Mischen und Planieren
- Abtrag oder geringmächtigen (leicht einmischbaren) Auftrag
- Verdichtung durch Begehen, Befahren, Baugrundverdichtung
- Alkalisierung durch Kontamination mit Abwasser und Abfällen. Düngung als Gartenboden.
- Schadstoffbelastung durch Hausbrand, Verkehr, Industrie.

Derart veränderte Böden lassen sich grundsätzlich entsprechend den Ackerböden Einheiten der Systematik natürlicher Böden zuordnen (AkB 1985). Es dominieren eutrophe, kalkhaltige und/oder entwässerte Einheiten (z.B. Basenreiche Braunerde, vormals Basenarme B). Daneben treten Kultsole auf:

- Hortisole mit  $> 4$  dm Ah durch wiederholtes Einmischen organischer Düngung und Abfällen, Bearbeitung und Bioturbation unter Gartennutzung
- Rigosole mit  $> 3$  dm RAH-R durch wiederholtes Rigolen (z.B. von Parkflächen)

- "Mischböden" mit  $> 4$  dm Rah-R durch einmaliges Mischen (z.B. als Baugrubenaushub); Name steht noch aus, da die Einheit Treposol (AkB 1985) für tief umgebrochene Ackerböden mit schräg gestellten Pflugbalken reserviert bleiben sollte
- "Methanhaltige Böden" mit  $> 5$  % Methan sowie schwarzer Morphe (durch Metallsulfide) über schadhafter Gasleitung und neben Mülldeponien. Als Name wurde "Methanosol" vorgeschlagen (Siem u.a. 1987).

Böden der/aus Aufträge(n) bestehen aus mindestens 3 (Vorschlag Blume, 1987), 4 (AkB 1985) bzw. 5 (FAO 1985) aufgeschüttetem oder aufgespültem, natürlichem (z.B. Bodenaushub, Bergegut) oder technogenem (z.B. Bauschutt, Schlacke, Müll, Klärschlamm) Substrat, das dann in situ durch Bodenbildung verändert wurde. Der Bodenauftrag selbst wird dabei teils als anthropogene Lithogenese, teils als anthropogene Pedogenese aufgefaßt, woraus sich unterschiedliche Vorschläge der Klassifikation ergeben.

Auf der Vorstellung anthropogener Pedogenese gründen Vorschläge, sie als Auftragsböden (AG Bodenkde 1982, AkB 1985) Deposole (Schröder, mündl. Mitteil.) oder Urbic Anthrosols (FAO 1985) den Kultosolen zuzuordnen. Die dabei vorgesehene Untergliederung nach Art und Herkunft der Substrate (s.o.) hat zu berücksichtigen, daß verbreitet Mischungen und Schichtungen unterschiedlicher natürlicher und technogener Substrate auftreten.

Die anthropogene Pedogenese des Auftrags wird vielfach damit begründet, daß ähnliches auch zum Auenboden, Kolluvisol oder Plaggenesch führe. Bei diesen Böden erfolgt der Auftrag aber wiederholt in kleinen Gaben und wird dann mit dem Liegenden innig vermischt. So stellen die E-Horizonte der Plaggenesche oder die M-Horizonte vieler Acker-Kolluvisole (infolge Pflugarbeit) Gemische aus Auftrag und Liegendem dar. Der Auftrag in der Stadt ist hingegen oft ein einmaliger Vorgang (z.B. als Deponie) und kaum durch innige Mischung mit dem Liegenden gekennzeichnet. Auch eine oft starke Belastung mit Schadstoffen gilt nicht generell und ist nicht stadtspezifisch: Ackerböden können z.B. ebenfalls durch wiederholte Klärschlammgaben toxisch wirkende Schwermetallgehalte aufweisen und für natürliche Böden ultrabasischer Gesteine kann ähnliches gelten.

Wird der Auftrag hingegen als anthropogene Lithogenese angesehen, sind Böden aus diesem Auftrag entsprechend ihrer späteren pedogenen Prägung und damit Horizontierung (vor allem durch Humusakkumulation und Gefügebildung, oft auch durch Vergleyung, Pseudovergleyung, Entkalkung und Versauerung) analog Böden natürlicher Gesteine zu klassifizieren. Dabei wurden in städtischen Verdichtungsräumen die folgenden Böden häufig angetroffen (Grenzius 1987, Cordsen u.a. 1988):

Lockersyroseme mit Ai - 1C	aus umgelagerten
Regosole mit Ah-1C (<2% CaCO <sub>3</sub> )	natürlichen oder tech-
Pararendzinen mit Ah-1C (>2% CaCO <sub>3</sub> )	nogenen Substraten
Gleye mit A(o)h-(Go)-Gr	

Nach Beobachtungen in Berlin entwickeln sich aus Aufträgen Go- und Gr-Horizonte und damit Gleye innerhalb weniger Jahre, Ah-Horizonte und damit Regosole bzw. Pararendzinen innerhalb weniger Jahrzehnte.



Eine Klassifizierung nach pedogener Prägung erscheint auch aus ökologischer Sicht sinnvoll, denn Pararendzinen aus Bauschutt weisen z.B. im Gegensatz zu frischem Bauschutt einen ähnlich hohen Individuen- und Artenbestand an Pflanzen und Bodenorganismen auf wie voll entwickelte Böden natürlicher Gesteine (z.B. Weigmann u.a. 1981); Gleye aus künstlichem Auftrag unterscheiden sich in ihrer Luftarmut nicht von solchem natürlicher Gesteine.

Der Arbeitskreis Bodensystematik favorisiert letzteres und schlägt eine Klassifizierung nach der herkömmlichen Systematik mit der Substratangabe bei der Bodenform vor. In Diskussion ist, ob frische, keine pedogene Prägung zeigende (dann meist vegetationsfrei) Böden als Deposole bezeichnet werden und pedogen veränderte die Vorsilbe Depo erhalten sollen (z.B. Depopararendzina).

Eine Sonderstellung nehmen Böden ein, deren Ausgangssubstrat eine vom üblichen abweichende Pedogenese bewirkt. Hierzu gehören Böden aus Müll und Klärschlamm. Diese Substrate enthalten viel eiweißreiche, leicht abbaubare organische Substanz, so daß in entsprechenden Deponien (40 - 80 Jahre lang) intensive mikrobielle Umsetzungen ablaufen, die (bei erhöhter Lagerungsdichte) unter anaeroben Bedingungen Methan und andere Deponiegase entstehen lassen (Blume u.a. 1983, Siem u.a. 1987). Solche Böden enthalten mindestens 5 % Methan in der Bodenluft und sind durch Metallsulfide schwarz gefärbt (= Cr-Horizont), während der huminstoffangereicherte, lockere und dann O<sub>2</sub>-reiche Oberboden oft durch verrostete Wurzelröhren und Aggregatoberflächen charakterisiert ist (= Aoh). Für diese Böden ist der Name Methanosol (Siem u.a. 1987) in Diskussion, wobei bisher die folgenden Untereinheiten beobachtet werden konnten:

"Syro(sem-)Methanosol" mit Ai-Cr  
"Rego(sol-)Methanosol" mit Aoh-(Co)-Cr  
"Gley-Methanosol" mit Aoh-(Go)-Cr  
"Stagno(sol-)Methanosol" mit Aoh-Sr-(Cr).

Eine den "Methanosolen" ähnliche Morphe mit Aoh-Cr-Horizontierung sowie oft starke Versauerung zeigen Böden aus sulfidreichem Bergematerial des Ruhrgebietes (Kerth 1988) dem ebenfalls in der Systematik Rechnung zu tragen wäre. Entsprechende Bildungen sind allerdings nicht stadtspezifisch: Als Grundwasserböden zeigen Marschböden aus sulfidhaltigem Schlick die gleiche Morphe und Genese und können als schwefelreiche Humusmarsch auch sehr sauer sein (AkB 1985), als Landböden z.B. Bildungen aus dem (sulfidhaltigen) norddeutschen Geschiebemergel (Betzler 1982) oder dem süddeutschen Posidonienschiefer (Zwölfer 1962). Da bei Landböden aus sulfidhaltigen Gesteinen die sulfidbedingte Morphe erst in größerer Bodentiefe zu beobachten ist, war eine Berücksichtigung in der Bodenklassifikation nicht erforderlich.

### Zusammenfassung

In städtischen Verdichtungsräumen treten versiegelte Böden, veränderte Böden natürlicher Entwicklung und Böden der/aus Aufträge(n) auf. Ein Auftrag wird teils als anthropogene Pedogenese angesehen, woraus die Klassifikation als Auftragsboden folgt, teils als anthropogene Lithogenese, woraus dann keine klassifikatorische Sonderstellung folgt. Aus pedogenetischen und ökologischen Gründen ist letzteres vorzuziehen. Böden aus/neben Müll- oder Klärschlammdeponien sowie über schadhafte Erdgasleitungen enthalten Methan

in der Bodenluft, sind redoximorph verändert und sollten daher in der Klassifikation eine eigene Einheit bilden.

### Literatur

- AG Bodenkunde der Geolog. Landesämter (1982): Bodenkundl. Kartieranleitung. Schweizerbart, Stuttgart
- Arbeitskreis Bodensystematik der DBG (1985): Systematik der Böden der BRD. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 44, 1-91
- Betzer, H.I. (1982): Die Bodengesellschaft der jungweichselzeitl. kuppigen Grundmoränenlandschaft Ostholsteins. Diss. Göttingen
- Blume, H.-P. (1987): Bodenkartierung von städtischen Verdichtungsräumen. Die Heimat (Neumünster) 94, 280-288
- Blume, H.-P., Hofmann, I., Mouimou, D. und Zingk, M. (1983): Bodengesellschaft auf und neben einer Mülldeponie. Z. Pflanzenernähr. Bodenkde 146, 62-71
- Cordsen, E., Siem, H.-K., Blume, H.-P. und Finnern, H. (1988): Bodenkarte 1 : 20000 Stadt Kiel und Umgebung. Geolog. Landesamt Kiel
- FAO-Unesco (1985): Soil maps of the world, third draft of the legend, Rom
- Grenzius, R. (1987): Die Böden Berlins (W), mit Karte, Diss. Tech. Univ. Berlin
- Grenzius, R. und Blume, H.-P. (1985): 01.01 Bodengesellschaften, 1 : 50000; im Umweltatlas Berlin, Kulturbuchv. Berlin
- Kerth, M. (1988): Die Oxidation des Pyrits-dominierender chemischer Verwitterungsvorgang in Berghaldenrohböden des Ruhrgebietes. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., in diesem Band
- Siem, H.-K., Cordsen, E., Blume-H.-P. und Finnern, H. (1987): Klassifizierung von Böden anthropogener Lithogenese - vorgestellt am Beispiel von Böden im Stadtgebiet Kiel - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55, 831-836.
- Weigmann, G., Blume, H.-P., Mattes, H. und Sukopp, H. (1981): Ökologie im Hochschulunterricht; in G. Trommer und W. Riedel (Ed.): Didaktik der Ökologie. Aulis, Köln
- Zwölfer, F. (1967): Humusumwandlung in Pelosolen. Diss. Hohenheim

Humusformenentwicklung in Hamburger Stadtwäldern  
und Parks

von

v.Buch, M.-W. und H.Meyer-Steinbrenner\*

1. Einleitung

Humusauflagen in Stadtwäldern und Parks lassen sich häufig nur schwer in die derzeitige Humusformensystematik einordnen (AG BODENKUNDE 1982, FORSTLICHE STANDORTSAUFNAHME 1980).

Die urbanen Humusformen unterscheiden sich häufig von den "klassischen" Waldhumusformen durch Genese, Struktur, physikalische und chemische Eigenschaften (v.BUCH 1982a, b, 1983, MEYER-STEINBRENNER 1986, 1988). Die Humusformenbildung unterliegt in den städtischen Wäldern und Parks einer Vielzahl von typisch urbanen Einflüssen wie saure und Schadstoffimmissionen von Verkehr, Industrie und Haushalten, starker Besucherverkehr, intensive landespflegerische und gärtnerische Eingriffe, ungünstige mikroklimatische Einflüsse von überalterten Hallenbeständen, Anhäufung schwer zersetzbarer Streu von exotischen Gehölzen usw. Unter dem Einfluß der vielfältigen oft auch durch die topographischen Verhältnisse geförderten Einflüsse kann in vielen Stadtwäldern und Parks ein extremer Humusformenwechsel auf kleinstem Raume beobachtet werden (v.BUCH 1983, MEYER-STEINBRENNER 1988).

Beispielhaft soll im ersten Teil der Arbeit auf die Humusformenentwicklung in stark besuchten Hamburger Buchenhallenbeständen (Wohldorfer Wald, Hbg.-Wohldorf, Volksdorfer Wald, Hbg.-Volksdorf) eingegangen werden.

Die Buche ist mit ca. 40% Mengenanteil die wichtigste landschaftsprägende Baumart in der Hansestadt Hamburg. Wegen der hohen Attraktionswirkung und der günstigen Lage im Stadtgebiet unterliegen die Buchenwälder einem besonders intensiven Besucherverkehr, der sich unmittelbar auf die Humusformenentwicklung niederschlägt.

Im zweiten Teil der Arbeit sollen an drei Beispielen einige häufiger beobachtete Parkhumusformen vorgestellt werden.

---

\* Inst.f.Bodenkunde d.Univ.Hamburg, Allende-Platz 2, 2000 Hamburg 13

## 2. Streuverwehung in Buchenaltbeständen

Das Buchenlaub wird leichter als die Streu aller anderen Laubbäume vom Wind transportiert.

In Buchenaltbeständen-Hallenbeständen bei geringer bis fehlender Bodenvegetation kommt es durch Streuverwehung zur Disproportionierung in Anlieferung und Abbau der organischen Substanz und damit zur Degradation der Humusformen. Verschärfungen können eintreten durch offene Bestandesränder, Geländeausformung, Nährelementgehalt des Bodens und der Streu, hohen Säuregehalt, geringe Bodenaktivität und saure Depositionen. Eine erhebliche Verstärkung der Streuverwehungen erfolgt im Stadtwald durch den menschlichen Tritt, durch den nicht die Waldwege benutzenden Spaziergängerverkehr bishin zu regelmäßig benutzten Kinderspielplätzen.

Drei Degradations-Intensitätsstufen werden unterschieden:

- 1) Schädigung vorhandener Bodenvegetation, Aufwirbeln der Streu, Bildung von mosaikartigen Verteilungen verschiedener Humusformen
  - Aushagerungen mit Resten auswehungsresistenter Streufractionen ( Reisigstücke, Fruchtschalen, Früchte und Spelzen = Grobstreu )
  - Partien mit Streuanreicherungen, oft mächtigen Auflagen
  - Stellen unvollständiger bis fehlender Auswehung
  - Stammteilerbildungen rings um die Stämme
- 2) Zertreten der Grobstreu und der alten Humusaufgaben, Abtransport des zertretenen Materials durch Wind- oder Wassererosion;  
Beginnende Ansiedelung von Glanzmoos, Kurzmoos und Algen;  
Verdichtung des obersten Mineralbodens
- 3) Verminderung der organischen Substanz bis auf geringe Reste;  
Mineralbodenabrasion, manchmal auch Übersandungen;  
Starke Bodenverdichtung der obersten 10-15 cm, die von Feinwurzeln gemieden werden;  
Buchenstarkwurzeln "wachsen aus dem Boden";  
Bodenoberfläche bedeckt mit Algen, Kurzmoos, Glanzmoos;

Die Auswehungsflächen sind bezüglich Wasserhaushalt, Bodenaktivität und Versauerung noch erheblich ungünstiger als die Einwehungspartien. Bestandeskalkungen dringen sehr langsam in den Boden ein. In Hanglagen der 3. Degradationsstufe kann der Kalk vollständig erodiert werden.

### 3. Humusformen in Hamburger Parks

Im Unterschied zu den vorher besprochenen Humusformen (Hagerhumusformen, Streuanreicherung), die sowohl in Stadtwäldern als auch in Parks vorkommen, sind die folgenden drei Beispiele ausschliesslich in den Hamburger Parks nachgewiesen worden. In ungepflegten, dichten Rhododendronaltbeständen werden häufig mächtige Rohhumusauflagen ausgebildet.

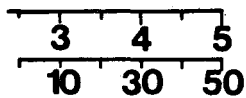
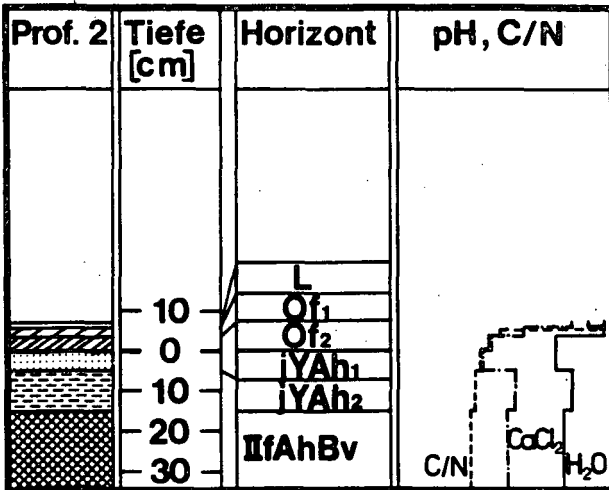
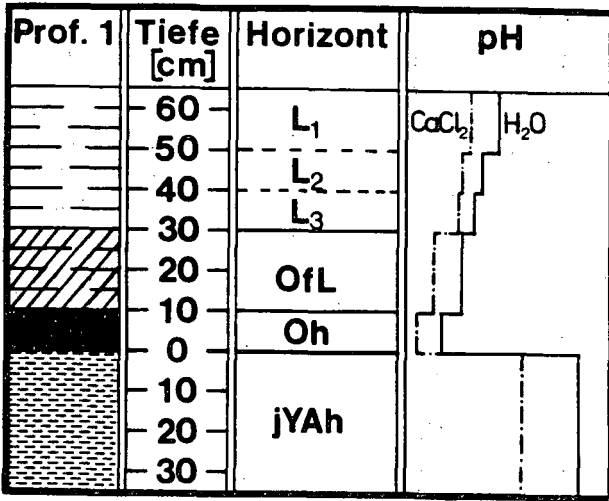
Profil 1 (Abb. 1: Hirschpark, Hbg.-Nienstedten) wurde in einem ca. 80 - 100 jährigen umfangreichen Rhododendronbestand aufgenommen, in dem nach Auskunft der zuständigen Gartenbaubehörde praktisch keine Bodenbearbeitungs- und Düngemaßnahmen vorgenommen werden.

Die Gesamtmächtigkeit der Rohhumusauflage beträgt ca. 65cm. Die ca. 35cm mächtige Streuschicht ist nur im unteren Teil (L3) etwas zersetzt und leitet über in einen ca. 20cm mächtigen OfL-Übergangshorizont, der erkennbar zersetzt ist. Nach unten schließt sich ein etwa 10cm mächtiger tiefschwarzer, sehr dichter Oh-Horizont von schmieriger Konsistenz an. Die Rohhumusauflage ist auf einem Deckkulturboden aus allochthonem Material, das Anfang des 19. Jahrhunderts aus dem Alten Land geholt und zwecks Melioration und Begründung des Hirschparks aufgetragen wurde, aufgewachsen.

Die Tiefenfunktion für die Bodenacidität ( $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ ) zeigt in der organischen Auflage eine sehr stark saure (L1-L3) bzw. extrem saure Reaktion (OfL, Oh) und steigt jedoch im jYAh-Horizont auf ca.  $\text{pH}4$  an.

Das Aufwachsen einer derartig mächtigen Rohhumusauflage auf einem relativ günstigen Mineralboden läßt sich nicht allein mit der aktuellen Versauerung durch Schadstoffimmissionen erklären, sondern dürfte in erster Linie auf die Anhäufung schwer zersetzbarer Streu von exotischen, nicht standortsgerechten Gehölzen zurückzuführen sein, die von den autochtonen Zersetzerorganismen kaum angenommen wird.

Profil 2 (Abb. 2: Jenischpark, Hbg.-Nienstedten) zeigt einen sauren F-Mull aus Buchenstreu, der auf einem zweischichtigen Deckkulturboden aus schwach lehmigem Sand über sandigem Lehm aufgewachsen ist. F-Mull-Formen wurden in vielen Parks mit sehr guten, wüchsigen Altbuchenbeständen beobachtet und dürften sich aus günstigen Mull-Moderformen entwickelt haben. Häufig wurden in den Mineralböden die fossilen Wohngänge von endogäischen Regenwürmern, namentlich von *Lumbricus terrestris*, nachgewiesen. Die sehr stark saure Bodenreaktion dürfte auf die aktuelle Bodenversauerung zurückzuführen sein und entscheidenden Einfluß auf die Ausbildung des sauren F-Mulls genommen haben.



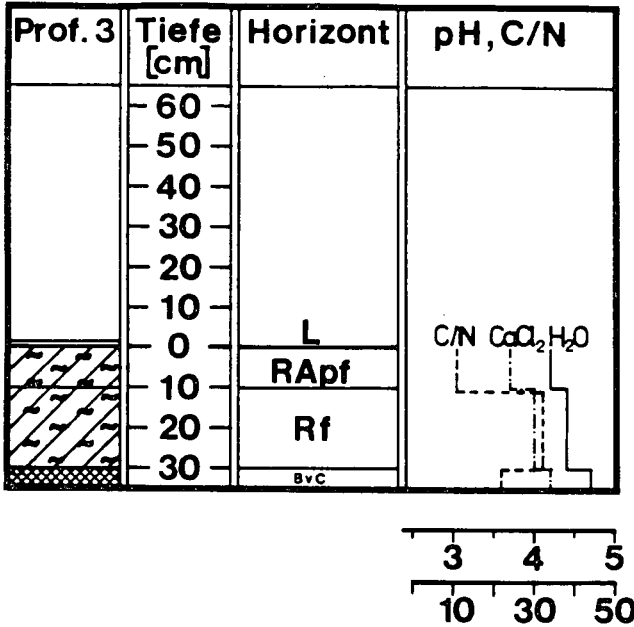


Abb. 1-3 (Profil 1-3): Profilaufbau und Tiefenverläufe von pH(H<sub>2</sub>O, CaCl<sub>2</sub>)-Werten und C/N-Verhältnissen.

Profil 3 (Abb. 3: Stadtpark, Hbg.-Winterhude) ist als Sonderfall anzusehen, der unter dem ständigen Einfluß periodischer gärtnerischer Tätigkeit entstanden ist. Durch ständige Einmischung von Bestandesstreu (Eichenlaub, Rhododendronlaub) sowie durch Anreicherung mit Torf entstand ein sehr stark humoser (h<sub>5</sub>) bis extrem humoser (h<sub>6</sub>) R-Horizont, in dessen oberem Abschnitt (RApf, 0-10cm Tiefe) der Humusgehalt 11,2% beträgt, während im unteren Abschnitt (Rf, 10-30cm Tiefe) der Humusgehalt auf 32,2% ansteigt. Das C/N-Verhältnis beträgt im RApf-Horizont durch den Einfluß der jährlichen Applikation von Gehölzdüngern 11,3 wohingegen es im Rf-Horizont auf 32,1 ansteigt, da dieser nur unregelmäßig bearbeitet wird. Die Bodenreaktion (pH(CaCl<sub>2</sub>)) ist sehr stark sauer (Rhododendronbestände). Ein dünner L-Horizont kann sich während der Vegetationsperiode halten, wird aber regelmäßig zum Herbstende hin zerstört (Bodenbearbeitung). Im gesamten R-Horizont wurden endogäische Regenwürmer beobachtet.

#### 4. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurden anhand einiger Beispiele Humusformen aus Stadtwäldern und Parks vorgestellt, die nicht mit der herkömmlichen Systematik zu

klassifizieren sind. Wegen der unterschiedlichen Genese und strukturellen Eigenheiten der urbanen Humusformen erscheint es erforderlich, diese außerhalb der klassischen Humusformensystematik neu zu klassifizieren.

## 5. Literatur

- AG BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3.Aufl., Hannover.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER AG FORSTEINRICHTUNG (1980): Forstliche Standortsaufnahme. 4.Aufl., Münster-Hiltrup.
- v.BUCH, M.-W. (1982): Streuverwehungen, Trittvfestigungen und der Zustand der Naturverjüngung in Buchenaltbeständen in den Revieren Wohldorf und Volksdorf. LFV Hamburg.- Unveröffentlichter Bericht an die LFV Hamburg.
- v.BUCH, M.-W. (1982): Humusformen umweltbelasteter Bestände Hamburger Waldungen. - Forstarch. 53: 46-51.
- v.BUCH, M.-W. (1983): Micro-morphological characteristics of humus forms as indicators of increased environmental stress in Hamburg's forests.- In: B.ULRICH & J.PANKRATH (eds.): Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems: 247-255.
- MEYER-STEINBRENNER, H. (1986): Untersuchungen zur Bodenversauerung unter Buchenaltbeständen in Hamburger Parks.- Hamburger Bodenkd. Arb. 1: 177-196.
- MEYER-STEINBRENNER, H. (1988): Bodenkundliche Untersuchungen auf sanierten und unbehandelten Dauerbeobachtungsflächen in Hamburger Parkanlagen.- Natursch. u. Landschaftspfl. 20/21. Im Druck.



**Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel und Umland**

von

**CORDSEN, E.\***, **H.-K. SIEM\*\***, **H.-P. BLUME\*** und **H. FINNERN\*\***

Anläßlich der Fachtagung der DBG-Kommission V 'Urbane Böden' am 6. und 7. Mai 1988 in Kiel wurde die in Zusammenarbeit mit dem Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde erarbeitete und vom Geologischen Landesamt 1988 herausgegebene '**Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel und Umland**' in Form eines Posters vorgestellt. Über Landschaftsraum sowie **Vorgehensweise bei der Erstellung** der Bodenkarte und **Typisierung** insbesondere der Böden **anthropogener Lithogenese** siehe CORDSEN u.a. (1987) und SIEM u.a. (1987) sowie BLUME (1988, in diesem Band).

**1. Äußere Gestaltung:** Der Druck der zweiteiligen, mehrfarbigen Karte erfolgte im Offsetverfahren im Dezernat Kartographie der Abteilung Bodenkunde des Geologischen Landesamtes. Die **Kartenrandausstattung** umfaßt u.a. die Legende der Bodeneinheiten, die Legende der Einheiten des Versiegelungsgrades und das Bodenartendiagramm des Feinbodens. Mit Hilfe größerer Farbtintensität wurden die **Bodeneinheiten** der Freiräume von denen der Verdichtungsräume abgesetzt. Bodeneinheiten gleichen Leitbodentyps weisen gleiche Farbtöne auf. Unterschiedliche Bodeneinheiten gleichen Farbtons werden durch Zifferneinschreibungen gekennzeichnet. Zur besseren Lesbarkeit sind Hauptverbindungsstraßen nicht von Bodeneinheiten überlagert. Das ca. 150 km<sup>2</sup> große Untersuchungsgebiet liegt als Insel innerhalb der Rahmenkarte. Die **Versiegelungseinheiten** werden mit Ausnahme der ersten Stufe durch Raster und ohne Begrenzung dargestellt.

**2. Kartengrundlage:** Als Kartengrundlage für den Druck diente das auf den Maßstab **1:20000** verkleinerte **Rahmenkartenwerk Stadtkarte 1:5000** vom Stadtvermessungsamt Kiel. Bei der Auswahl der Kartengrundlage waren die Kartenelemente und ihre Aktualität bestimmend. Als Folgemaßstab durch Verkleinerung war eine gute Übertragbarkeit der Informationen vom Aufnahmemaßstab 1:5000 gewährleistet. Ebenso wie die Kartenelemente Grundriß, Höhenlinien, Signaturen und Gewässer bei der Abgrenzung der Boden- und Versiegelungseinheiten herangezogen wurden (CORDSEN u.a., 1987, Tab.1), dienen sie umgekehrt der Interpretation dieser Einheiten.

**3. Bodeneinheiten:** Die Karte wurde mit 41 Bodeneinheiten erstellt. Auf bodenty-

---

\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde,  
Universität Kiel, Olshausenstraße 40/60, 2300 Kiel 1

\*\* Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein,  
Mercatorstraße 7, 2300 Kiel 1

pologische und -systematische Besonderheiten gehen SIEM u.a. (1987), BLUME (1987, 1988, in diesem Band) und SIEM und CORDESEN (1988) ein. Sie lassen sich nach HAASE und SCHMIDT (1970) aufgrund ihrer hohen Bodenformen-Variabilität zwischen topischer und chorischer Dimension ansiedeln. Deshalb umfaßt eine Bodeneinheit in der Regel neben dem **Leitboden** eine Reihe von **Begleitböden**, die aber nicht notwendigerweise alle in jeder Karteneinheit enthalten sein müssen. Im wesentlichen läßt sich das Bodenmuster der jeweiligen Einheiten auf die bestimmenden Faktoren **Relief, Substrat oder Nutzung** zurückführen, die auch gemeinsam wirken können. Innerhalb reliefbedingter Bodenmuster läßt sich die räumliche Verteilung der Böden mit Hilfe der Höhenlinien erschließen. Benachbarte Böden mit inneren Wirkungsgefügen (SCHLICHTING, 1970; siehe auch CORDESEN u.a., 1987, Abb.2 oben) werden hier nach dem Ansatz von SCHMIDT, R. (1973) in Hanggefüge einfach orientierter Kopplungsrichtung (Abb.2) und Senkengefüge mehrfach orientierter Kopplungsrichtung getrennt. Z.B. dominieren in der Bodeneinheit 19 die Parabraunerden aus Geschiebemergel. Unter **Reliefeinfluß** sind der Kuppenbereich und die Hangschulter durch Krümenabtrag, kleinere Hangdellen und Zwischensenken sowie die Unterhangbereiche durch Krümenauftrag und der Hangfuß durch Grundwasser beeinflußt. Das entstandene Bodenmuster kann durch Stau- und Hangzugwasser modifiziert werden. Nach SCHMIDT, I. (1975) ist dieses ein streifiges Verteilungsmuster (Abb.1), das an ein Senkengefüge mit konzentrischem Verteilungsmuster (Niedermooren) anschließen kann.

Bodenmuster in Verdichtungsräumen werden im wesentlichen durch **anthropogen umgelagerte Substrate** und deren räumliche Verteilung bestimmt. Eine orientierte Kopplungsrichtung zwischen den beteiligten Böden ist meist nicht erkennbar. So dominiert in der Bodeneinheit 8 die Pararendzina aus anthropogen umgelagerter Krume über carbonathaltigen bis -reichen anthropogen umgelagerten Lehmen und Sanden. Daneben haben sich aus carbonatfreien Sanden und Lehmen Regosole sowie im Bereich undichter Gasleitungen Methanosole entwickelt. Dieses Nebeneinander von Böden ohne regelhafte Anordnung läßt sich als Plattengefüge (nach SCHMIDT, 1973; Abb.4), das Verteilungsmuster als flächig beschreiben (Abb.3).

Auch **anthropogene Nutzungen** wirken gestaltend auf Boden- und Substratmuster. So ist der Leitboden Pseudogley-Parabraunerde in der Bodeneinheit 20 bei Friedhofsnutzung von Gräbern durchsetzt. In diesen haben sich sog. Nekrosole (nach GRENZIUS, 1987; in der Legende nicht als Begleitboden aufgeführt), Böden tiefgründig erhöhten Humusgehaltes, intensiver Durchmischung und Durchfeuchtung, entwickelt. Ihre regelhafte Verteilung spiegelt die jeweilige Friedhofsordnung wider (Abb.5); eine Kopplung ist auch hier nicht erkennbar (Abb.6).

Selbst Leit- und Begleittypen können in ihren Merkmalsausprägungen noch innerhalb einer definierten Bandbreite schwanken. Dies gilt z.B. für Hydromorphiegrade, Entkalkungstiefen und Humusmächtigkeiten einer Parabraunerde sowie für die stoffliche Zusammensetzung einer Pararendzina aus Bauschutt und Bodenaushub.

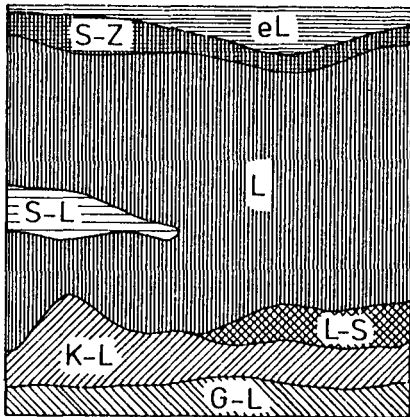


Abb.1: Streifiges Verteilungsmuster der Bodeneinheit 19, Parabraunerde (L), basenreich, aus Geschiebemergel, unter Acker (schematisch), und

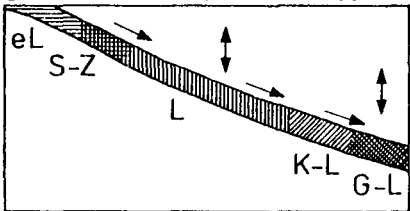


Abb.2: Hanggefüge einfach orientierter Kopplungsrichtung hangabwärts (→), regelhafte Anordnung, mit Rumpf-Pb. (eL), Pseudogley-Pb. (S-L), Pb.-Pseudogley (L-S), Pseudogley-Pararendzina (S-Z), Kolluviosol-Pb. (K-L), Gley-Pb. (G-L)

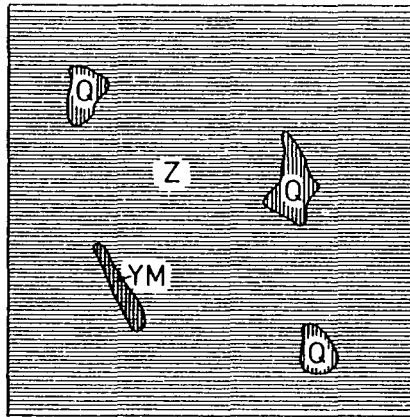


Abb.3: Flächiges Verteilungsmuster der Bodeneinheit 8, Pararendzina (Z) aus umgelagerter Krume über Lehm oder Sand (schematisch), und

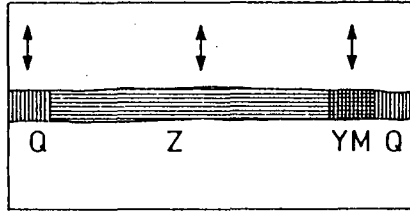


Abb.4: Plattengefüge nicht orientierter Kopplungsrichtung (↕), ohne regelhafte Anordnung, mit Regosol (Q), Methanosol (YM)

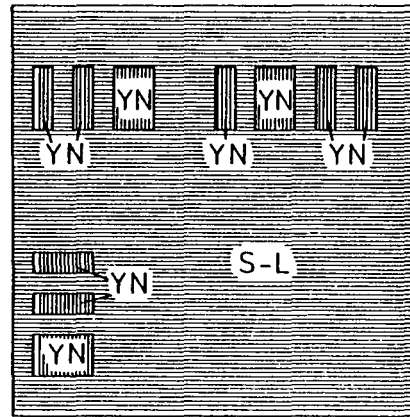


Abb.5: Flächiges Verteilungsmuster der Bodeneinheit 20, Pseudogley-Parabraunerde (S-L) aus Geschiebemergel (schematisch) und

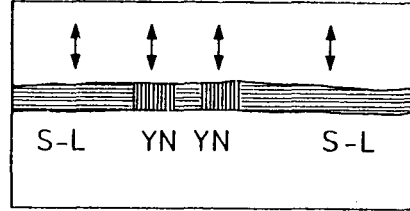
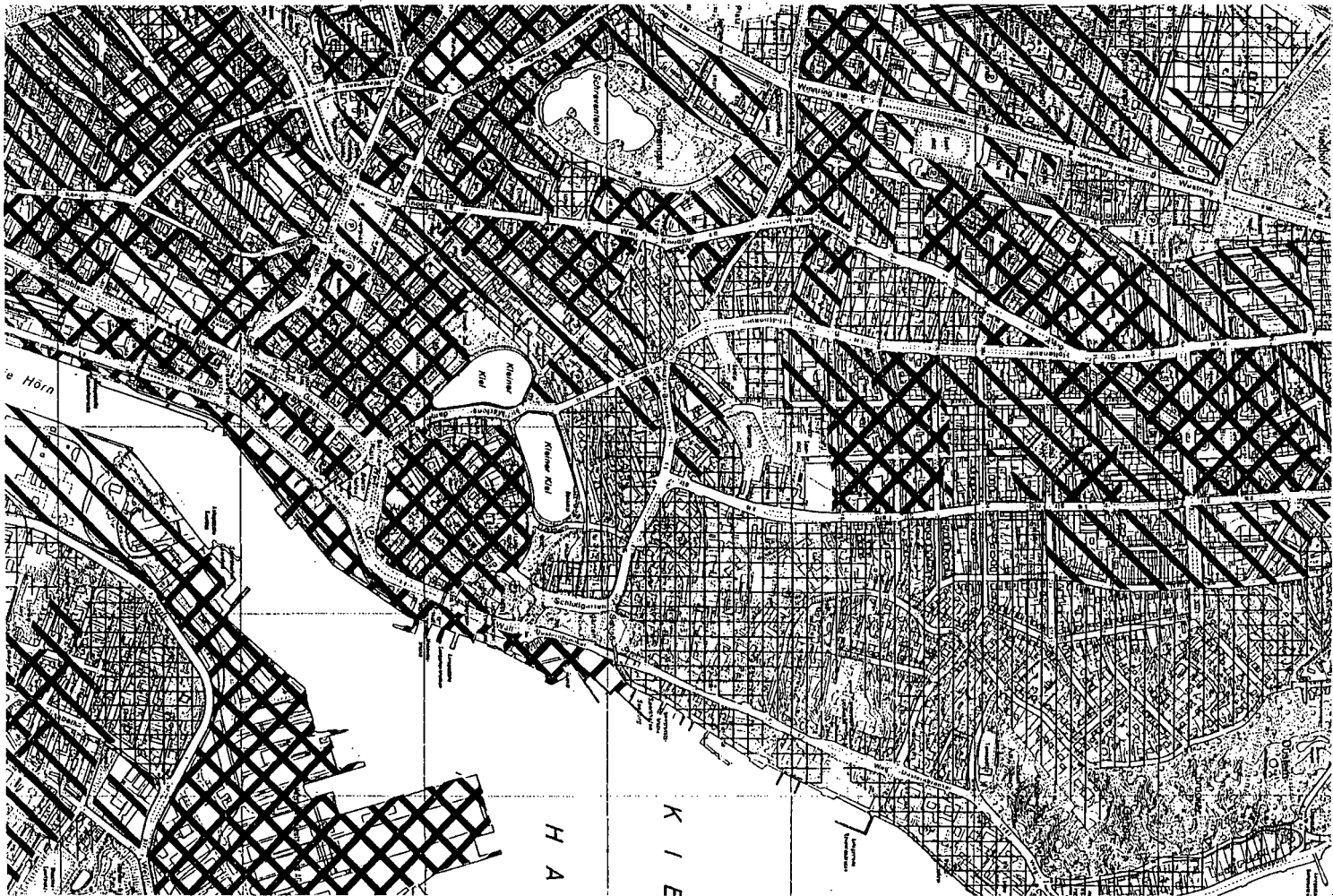


Abb.6: Plattengefüge nicht orientierter Kopplungsrichtung (↕), regelhafte Anordnung durch Friedhofsnutzung, mit Nekrosol (YN; s. Text) neben weiteren Braunerde-, Parabraunerde- und Pseudogley-Übergangstypen (nicht dargestellt)



Einheiten des Versiegelungsgrades

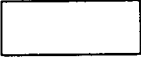
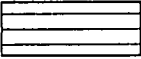



	Versiegelung		Nutzungen
	%	Stufe	
	0- 15	gering	Ackerland, Grünland, Brache; Forstliche Nutzung, Waldfläche, Gehölz; Sumpf, Strand; Gewässer, Wasserfläche, Fließgewässer; Kleingarten, Friedhof; Park, Öffentliches Grün, Campingplatz; Flugplatz, Sportplatz
	10- 50	mäßig	Bebauung, Typ A, Freistehende Häuser mit Hausgarten, 1- bis 2geschossig; Bebauung, Typ B, Reihenhäuser mit Haus- garten, 1- bis 2geschossig
	45- 75	mittel	Bebauung, Typ D, Freistehende Häuser, Zeilenbau, Gemeinschaftsgrün, mehr als 2geschossig; Mischbebauung, Typen C und D; Öffentliche Gebäude, Schulen, Ämter; ältere Gewerbe- und Industriegebiete
	70- 90	stark	Bebauung, Typ C, Baublock, Innenhof mit Grün, mehr als 2geschossig; Mischbebauung, Typen C und E; neuere Gewerbe- und Industriegebiete
	85-100	sehr stark	Bebauung, Typ E, Baublock, Innenhof ohne Grün, mehr als 2geschossig; Gewerbe- und Industriegebiete der Schwerindustrie

Abb.7: Ausschnitt der Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel und Umland,

← Teilthema Versiegelung, mit Legende

Hier kann die Substratzusammensetzung von mörtelhaltigem Ziegelgemenge bis hin zu metallhaltigem Holzgemenge auf engstem, kartographisch nicht mehr darstellbarem Raum ohne erkennbare Regelmäßigkeit reichen.

Diese inhaltliche Bodenvielfalt hat Auswirkungen auf die **Standorteigenschaften**.

**4. Einheiten des Versiegelungsgrades:** In dieser amtlichen Bodenkarte wird erstmals im Rahmen der Landesaufnahme der Grad der **Flächenversiegelung** mit fünf Einheiten dargestellt (Abb.7). Dieses hat im wesentlichen zwei Gründe: zum einen enthalten die Karteneinheiten nicht nur Böden, sondern auch versiegelte Flächen, zum anderen bietet die Überlagerung der Böden durch Einheiten des Versiegelungsgrades eine zusätzliche Information für Maßnahmen im Bereich des Bodenschutzes und der Planung. Zur **Quantifizierung** der bereits durch Elemente der Kartengrundlage dargestellten Versiegelung, wurde der Versiegelungsgrad gewählt, der das Verhältnis von versiegelter Fläche zu einer Bezugsfläche angibt. Als Bezugsfläche dienen Flächen bestimmter Nutzung, da ein enger Zusammenhang zwischen Art der Flächennutzung und Grad der Flächenversiegelung besteht

(BÖCKER, 1985). Grundlage bilden 19 über Nutzung und Bebauungstyp definierte **Nutzungseinheiten** mit ihren aus IR-Luftbildern, topographischen Karten und Geländebegehungen ermittelten Versiegelungsgraden für repräsentative Beispielflächen. Aus diesen 19 Nutzungseinheiten wurden die fünf Einheiten des Versiegelungsgrades abgeleitet (Abb.7, Legende).

**5. Verwendungsmöglichkeiten:** Die hohen Produktionskosten der Karte sind nur dann zu rechtfertigen, wenn die Karte Kosten im Rahmen gesellschaftlicher und individueller Tätigkeiten verhindern oder vermindern hilft und dem Bodenschutz dient. Dieses kann sie im Bereich land-, forst- und gartenbaulicher Bodennutzung durch Aussagen zu **Standorteigenschaften** im Hinblick auf anzubauende Pflanzen, Bearbeitungs- und Meliorierungsmaßnahmen leisten. Im **Planungsbereich** ist sie unabdingbare Voraussetzung und Hinweisgeber auf Haupt- und Nebenwirkungen geplanter und tatsächlicher Eingriffe und Nutzungen (Straßenbau und -nutzung, Grundstücksbebauung und -nutzung, Gewässerbau und Ufernutzung, Freizeitanlagenbau und -nutzung, Grundwassererschließung und -nutzung). Trotz Übersichtscharakter ist das Auflösungsvermögen der Karte ausreichend, um z.B. Bereiche mit unerwünschtem Stoffbestand und -transfer (z.B. **Altablagerungen und -standorte**) direkt oder indirekt zu erfassen (hierzu siehe auch ARBEITSKREIS STADTBÖDEN, 1988, in diesem Band; BLUME, 1987; CORDSEN u.a., 1987).

**6. Literatur:** (Weitere Literaturangaben siehe CORDSEN u.a., 1987; SIEM u.a., 1987) ARBEITSKREIS Stadtböden der Komm. V der DBG (1988): Aufgaben, Inhalte und Aufbau eines Konzeptes zur Stadtbodenkartierung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., in diesem Band.

Blume, H.-P. (1987): Bodenkartierung von städtischen Verdichtungsräumen. Die Heimat 94, 9, 280-288.

Blume, H.-P. (1988): Zur Klassifikation der Böden städtischer Verdichtungsräume. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., in diesem Band.

Böcker, R. (1985): Bodenversiegelung - Verlust vegetationsbedeckter Flächen in Ballungsräumen. Landschaft + Stadt 17, 57-61.

Cordsen, E., H.-K. Siem, H. Finnern und H.-P. Blume (1987): Vorgehensweise bei der Erstellung der Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/II, 729-734.

Cordsen, E., H.-K. Siem, H.-P. Blume und H. Finnern (1988): Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel und Umland. Herausgegeben vom Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein, Kiel.

Grenzius, R. (1987): Die Böden Berlins (West). Diss. TU Berlin.

Haase, G. und R. Schmidt (1970): Die Struktur der Bodendecke und ihre Kennzeichnung. Albrecht-Thaer-Archiv 14, 399-412.

Schlichting, E. (1970): Bodensystematik und Bodensoziologie. Z. Pflanzenernähr. und Bodenkunde 127, 1-9.

Schmidt, I. (1975): Physiotopegefüge und ihre Interpretation für Meliorationen, dargestellt am Beispiel des Oberlausitzer Berglandes. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 49, Nr.2.

Schmidt, R. (1973): Bodengeographische und geoökologische Grundlagen für die Beurteilung der Agrarstandorte der DDR unter den Bedingungen der sozialistischen Intensivierung der Landwirtschaft. Dresden, Diss B.

Siem, H.-K., E. Cordsen, H.-P. Blume und H. Finnern (1987): Klassifizierung von Böden anthropogener Lithogenese, vorgestellt am Beispiel von Böden im Stadtgebiet Kiel. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 55/II, 831-836.

Siem, H.-K. und E. Cordsen (1988): Exkursionsführer zur Fachtagung 'Urbane Böden' der Komm. V der DBG, Kiel, unveröffentlicht.

Eigenschaften und Entwicklung von rekultivierten Böden  
auf Laacher See Pyroklastika

von

DETTKE, R. und D. SCHRÖDER \*

1. Einleitung

Im Neuwieder Becken wurden bisher ca. 7 700 ha aus Laacher See Pyroklastika vorwiegend landwirtschaftlich rekultiviert (BIMSVBAND NEUWIED 1987). Die Ausgangsböden sind Basenreiche Lockerbraunerden aus ca. 11 200 Jahre alten Ablagerungen des Laacher See Ausbruchs, die zumeist auf Bims, einem plinianisch geförderten trachytischen Lapilli fall-out, entwickelt sind. Entlang der Paläotäler entstanden die Lockerbraunerden auf Tauch, einem lokalen Begriff für feinere Aschenstromablagerungen.

Bei der Ausbeute der Bimsschichten wird der Boden völlig durchmischt, da eine separate Abfuhr des Ap und seine anschließende Aufbringung zuoberst gesetzlich nicht vorgeschrieben ist. Das Abräumen der Deckschichten geschieht mit Planier-  
raupen. Zur Ausbeute des Bims werden zumeist Schürfkübelbagger, in den Tauchgruben von meist >10 m Tiefe v.a. Scraper verwendet. Die Rekultivierung der Gruben beschränkt sich auf ihre Verfüllung mit dem Abraum und der anschließenden Wiedereinplanierung. Meist erfolgt noch eine Lockerung der aufgebrachten Schicht von 50-70 cm Tiefe mit dem an der Planierraupe befestigten Heckaufreißer. I.d.R. tritt bei diesen Arbeitsgängen eine starke Vermischung des Abraumes mit unverwittertem vulkanischen Material ein.

Die Mächtigkeit der rekultivierten Böden richtet sich nach der Menge an anfallendem Abraum. Die anthropogenen Böden sind typologisch zumeist Auftragsböden, in den Randbereichen des Beckens auch Deckkulturböden.

Die ersten und einzigen Hinweise bzgl. rekultivierter Böden auf Laacher See Pyroklastika finden sich bei STÖHR (1966 und 1967).

2. Untersuchungsgebiet und Methoden

Die 12 untersuchten Profile befinden sich im Kernraum des Neuwieder Beckens, der

Pellenz. An 6 Standorten der Gemarkungen Niedermendig, Plaidt und Saffig wurden je 2 Böden in 4 Tiefen bis zu 1 m beprobt. Vier Profile waren auf Tauch, 8 auf Bims, davon 2 als Deckkulturböden entwickelt. Neben dem Substrat wurde eine junge (2-12 Jahre) und eine alte (13-23 Jahre) Variante unterschieden. Zusätzlich wurden Mischproben von Oberböden auf bis zu 33 Jahren alten Flächen entnommen.

Die Untersuchungsmethoden sind in SCHLICHTING u. BLUME (1966) genannt. Daneben wurden Allophantests nach FURKERT u. FIELDS (1968) und WADA u. KAKUTO (1985) durchgeführt. Die ermittelten Daten wurden varianz-, regressions- und korrelationsanalytisch untersucht.

### 3. Ergebnisse

#### *3.1 Feldbodenkundliche Eigenschaften*

Bims- und Tauchböden unterscheiden sich makroskopisch am deutlichsten in ihrem Grusgehalt. Er liegt bei den Bimsböden volumetrisch zwischen 10-30% und beträgt bei den Tauchböden i.d.R. <5%. Die Bodenart des Feinbodens ist bei beiden Substraten ein schluffiger bis lehmiger Sand.

Unterhalb des Ap sind die rekultivierten Böden deutlich verdichtet, was wegen des hohen Gewichtes der Scraper besonders die Tauchböden betrifft und die Durchwurzelung stark hemmt. Das Gefüge variiert je nach Skelettgehalt zwischen Einzelkorn-, Krümel- und Subpolyedergefüge.

#### *3.2 Bodenphysikalische Eigenschaften*

Die Korngrößenanalyse ergibt für die Bimsböden im Mittel mit 65% Sandanteil einen lehmigen Sand. Die beim Ausgangsboden ausgeprägte Graduierung in einen feineren Ober- und einen groben Unterboden geht durch die Vermischung des Substrates völlig verloren.

Die Tauchböden sind etwas feiner texturiert und bilden zumeist einen schluffigen Sand mit 58% Sand aus. Die Tongehalte betragen jeweils ca. 7%.

Die Böden haben ein sehr hohes Gesamtporen- und Grobporenvolumen (Tab. 1). Die pflanzenverfügbaren Wassergehalte liegen mit knapp 20% im erstaunlich günstigen Bereich. Dies wird mit der hohen Eigenporosität des Bimses, die mit dem Grusdurchmesser zunimmt, erklärt. So liegen nach DOAK (1972) 70-96% der Bimsporen im Bereich von 20 bis 0,2  $\mu\text{m}$ , tragen also zur nFK bei. Neuseeländischen Untersu-



chungen zufolge speichern selbst Bimsporen von 60 µm Durchmesser noch das Wasser (GIBBS 1980). Die relative Erhöhung des Grusanteils der rekultivierten Böden steigert daher i. Vgl. zu den gewachsenen Böden die nFK (vgl. HENZLER u. SCHRÖDER 1987). Die Lagerungsdichten weisen eine große Heterogenität sowohl innerhalb der Profile als auch zwischen den Profilen auf. Die Mittelwerte von 1,01 (Bims) und 1,32 (Tauch) liegen bei letzterem im für vulkanische Böden relativ hohen Bereich, was v.a. auf die Verdichtung zurückzuführen ist, wie auch die abnorm hohen Eindringwiderstände von durchschnittlich 42 N/cm<sup>2</sup> im jY 1 Horizont bei den Tauchböden belegen: Die Abnahme der Lagerungsdichte mit der Tiefe geht bei den rekultivierten Böden ebenfalls verloren. Die Luftdurchlässigkeit wird stark durch die Verdichtung beeinflusst, wie sich bei den Tauchböden im ausgeprägten Minimum im Pflugsohlenbereich zeigt. Dagegen weisen die Bimsböden bei geringerer Verdichtung gute ka-Werte auf.

### *3.3 Bodenchemische Eigenschaften*

Die pH-Werte liegen sowohl bei den Bims- als auch bei den Tauchböden durch die Aufbringung von frischem vulkanischen Material im schwach sauren bis leicht alkalischen Bereich. Sie nehmen i.a. durch die Auswaschung von Basen nach oben und mit dem Alter der Böden leicht ab (s. Tab. 2).

Die C-Gehalte betragen bei den rekultivierten Böden im Ap im Mittel 0,64% und fallen zur Tiefe stark ab.

Wie beim Kohlenstoff sind auch die N-Gehalte i. Vgl. zu den gewachsenen Böden wegen der kurzen Nutzungszeit geringer.

Unter Berücksichtigung der geringen Tongehalte von ca. 7% fallen bei beiden Substraten die recht hohen Austauschkapazitäten auf, die im jYap durch den höheren Gehalt an organischer Substanz mit über 11 mval/100 g Feinboden am höchsten liegen. Wie Abb. 1 zeigt, sinkt die Austauschkapazität mit zunehmendem Tonanteil ab. Dies liegt darin begründet, daß tonarmes Substrat wenig verwittert ist und daher höhere Anteile an sorptionsstarkem Allophan hat. Diese Beziehung spiegelt sich bei den Lockerbraunerden in nach unten, d.h. zum unverwitterten Substrat hin, zunehmenden Austauschkapazitäten mit ähnlichen Werten wieder (STÖHR 1967). Für die Anwesenheit von Allophan sprechen neben den z.T. positiven Allophantests auch die Aktivitätsgrade des Eisens von erheblich über 0,2 (GREZ 1977).

Die Tonsubstanz ist hauptsächlich mit Ca abgesättigt, gefolgt von Mg und relativ viel K. Beim Na ist schon eine Verlagerung zu erkennen.

#### 4. Bodenentwicklung

Die deutlichste Entwicklung der rekultivierten Böden zeigt sich im C-Gehalt. Im Ap steigt er sehr rasch von ca. 0,3% in einer Sättigungskurve auf nahe 1% nach 33 Jahren und erreicht damit den Wert der gewachsenen Böden. Der Anstieg von 0,06%/Jahr während der ersten Dekade fällt somit deutlich höher als z.B. in den rekultivierten Lößböden aus (HAUBOLD, HENKES u. SCHRÖDER 1987). Er wird auf die allophanische Tonsubstanz zurückgeführt, die stabile Komplexe mit der organischen Substanz bildet und diese vor mikrobieller Zersetzung schützt (JACKMANN 1960, TAYLOR u. WILSON 1979). Der N-Gehalt steigt ebenfalls deutlich mit dem Alter.

#### 5. Zusammenfassung

Die aufgezeigten bodenchemischen Eigenschaften der rekultivierten Böden sind günstiger als die der gewachsenen. Dies gilt insbesondere für das Nährstoffreservoir und die Austauschkapazität, die jedoch wegen der variablen Ladung des Allophans vom pH der Bodenlösung abhängig ist. Der Humusgehalt erreicht in 3 Jahrzehnten ungefähr den ortsüblichen Wert.

Die bodenphysikalischen Daten zeigen dagegen die z.T. starke Verdichtung der Böden an, die den Wurzelraum, bei den Tauchböden zudem die Belüftung verringern. Die Bodeneigenschaften insgesamt könnten verbessert werden, wenn die Krume separat gewonnen und zuoberst unverdichtet wieder aufgebracht würde. Unvermeidbare Verdichtungen müßten aufgelockert werden.

Die Bewertung der Neulandböden durch die Bodenschätzung bewegt sich bei gut rekultivierten Böden zwischen 45 und 55 Punkten. Die Erträge liegen in den ersten 5 Jahren um ca. 10-20% unter denen des Altlandes, steigen aber durch Bearbeitung und Humusanreicherung langsam auf das normale Maß wieder an.

#### 6. Literatur

- BIMSVERBAND NEUWIED (1987): mündl. Mitteilung.  
DOAK, W.H. (1972): Cation retention and solute transport related to porosity of pumiceous soils. Diss. Oregon State University.  
FURKERT, R.J. and FIELDS, M. (1968): Allophane in New Zealand Soils.- In: 9th International Soil Science Congress, Band III, 133-141, Adelaide.  
GIBBS, H.S. (1980): New Zealand Soils, an introduction, Wellington.  
GREZ, R. (1977): Nährelementgehalt und Genese von Böden aus vulkanischen Aschen in Südchile; Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 6, Freiburg.  
HAUBOLD, M., HENKES, L. u. D. SCHRÖDER (1987): Qualität und Entwicklung rekultivierter Böden aus Löß. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 173-178.

- HENZLER, B. u. SCHRÖDER, D. (1987): Böden aus Pyroklastiten im Laacher See Gebiet. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 55/II, 771-776.
- JACKMAN, R.H. (1960): Organic matter stability and nutrient availability in Taupo pumice. - *New Zealand Journal of Agricultural Research* 3, 6-23.
- SCHLICHTING, E. u. BLUME, H.P. (1966): *Bodenkundliches Praktikum*, Hamburg.
- STÖHR, W.T. (1966): Die Bimseruptionen im Laacher See Gebiet, ihre Bedeutung für die Quartärforschung und Bodenkunde im Mainzer Becken und in den südwestlichen Teilen des Rheinischen Schiefergebirges. - *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft* 116 (1964), 994-1003, Hannover.
- STÖHR, W.T. (1967): *Exkursionsführer*. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 6, 58-72.
- TAYLOR, D.H. u. WILSON, A.T. (1979): The adsorption of yeast RNA by allophane. - *Clays and Clay Minerals* 27, 261-268.
- WADA, K. und KAKUTO, Y. (1985): A spot test with toluidine blue for allophane and imogolite. - *Soil Science Society of America, Journal* 49, 276-278.

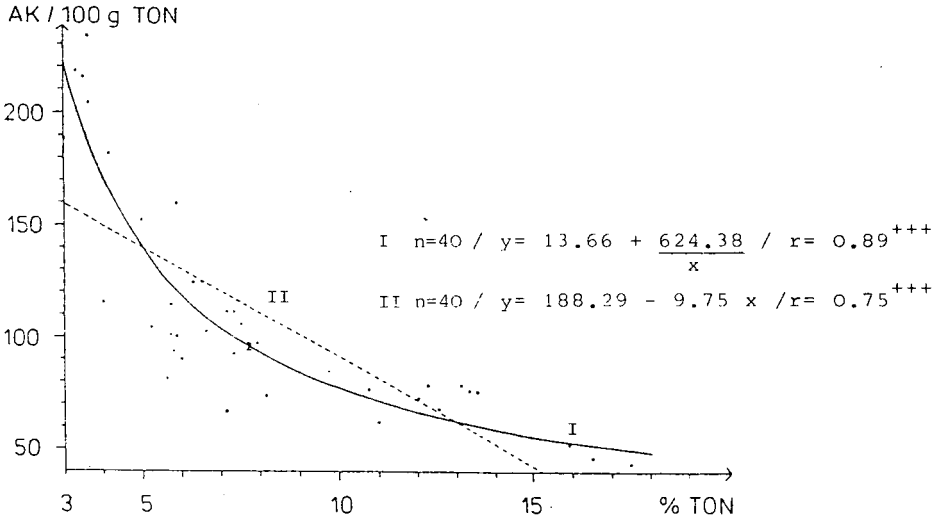


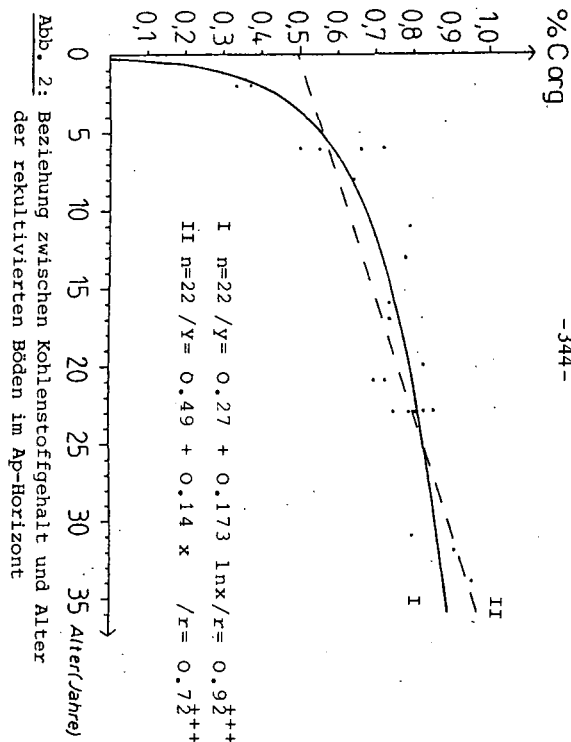
Abb. 1: Regression zwischen dem Tongehalt (x) und der Austauschkapazität/100 g Ton (y)

Tab. 1 Bodenphysikalische Eigenschaften der rekultivierten Böden

Hor./Tiefe (cm)	Ges. PV (%)	P>50µm (%)	P 50-10µm	P 10-0.2µm	P<0.2µm (%)	ka <sub>2</sub> (µm <sup>2</sup> )	kf (cm/d)	Rt <sub>3</sub> (g/cm <sup>3</sup> )	Ew <sub>2</sub> (N/cm <sup>2</sup> )
Bimsböden (n=8)									
jYAp 0-30	63.8	33.0	3.9	18.2	8.8	10.18	3877	1.03	23
jY 1 30-50	60.3	29.4	3.3	15.5	11.5	11.00	5123	1.09	32
jY 2 50-70	64.7	29.5	4.2	18.3	12.2	14.53	7259	0.97	33
jY 3 70-90	65.6	28.0	3.7	21.4	12.9	13.99	7915	0.94	35
Tauchböden (n=4)									
jYAp 0-30	53.1	20.7	3.9	16.9	11.7	2.30	1025	1.33	24
jY 1 30-50	51.2	12.7	5.7	21.9	10.7	0.62	1353	1.34	42
jY 2 50-70	52.3	14.3	4.9	20.4	12.9	1.79	1308	1.38	36
jY 3 70-90	56.3	19.3	5.9	20.2	11.1	1.95	1976	1.22	35

Tab. 2 Bodenchemische Eigenschaften der rekultivierten Böden

Hor./Tiefe (cm)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	C (%)	N (%)	T-Wert	Ca (mval/100 g)	Mg	K	Na	Fe <sub>o</sub> /Fe <sub>d</sub>
Bimsböden (n=8)									
jYAp 0-30	6.16	0.66	0.05	11.53	5.94	1.37	1.01	0.23	0.51
jY 1 30-50	6.43	0.33	n.b.	10.54	4.97	1.24	0.92	0.28	0.52
jY 2 50-70	6.66	0.18	n.b.	9.87	4.39	1.64	1.01	0.30	0.44
jY 3 70-90	6.75	0.22	n.b.	9.96	4.96	2.09	0.92	0.30	0.44
Tauchböden (n=4)									
jYAp 0-30	6.89	0.62	0.06	11.66	6.68	2.02	0.56	0.16	0.72
jY 1 30-50	7.07	0.11	n.b.	7.19	3.95	1.33	0.41	0.18	0.30
jY 2 50-70	6.90	0.08	n.b.	7.86	4.32	1.92	0.22	0.23	0.33
jY 3 70-90	6.98	0.11	n.b.	6.76	3.70	1.72	0.30	0.22	0.33



Verfahren einer bodenschonenden Deponierung von  
Autobahn-Aushub und nachfolgender  
Rekultivierung auf einer Muschelkalkhochfläche im Saargau

von

EMMERLING, Ch. u. D. SCHRÖDER\*

**1. Vorbemerkung**

Beim Bau der BAB A8 von Merzig (Saarland) nach Perl (Bundesgrenze nach Luxemburg) fallen in einem Einschnittbereich in die Randstufe des mm und mo ca. 2,2mio m<sup>3</sup> Überschußmassen an. Diese Gesteinsmassen sollen in einer flachen Geländesenke in unmittelbarer Nähe zur Autobahn auf 30ha deponiert werden. Die Deponiefläche ist Teil einer sanftwelligen, 400m hoch gelegenen, lößüberdeckten Kalkhochfläche. Sie wird z.Z. intensiv landwirtschaftlich genutzt. Wegen der hohen Bodenqualität und der Landknappheit in der betreffenden Gemeinde soll eine bestmögliche Reproduktion der in Anspruch genommenen Böden erfolgen.

Das zu deponierende Material (Kalkstein und Tonstein) eignet sich nicht für eine landwirtschaftliche Rekultivierung. Deshalb müssen die auf der Deponie anstehenden Böden vor der Ablagerung des Autobahn-Aushubs geborgen und anschließend wieder aufgebracht werden.

**2. Substratmenge und Substratqualität**

Einer Rekultivierung muß die Inventur des rekultivierungsfähigen Deckschichtenmaterials vorangehen (WOHLRAB 1973, 1984; EHLERS 1984). Deshalb wurde zunächst eine bodenkundliche Kartierung vorgenommen. In Abb.1 sind die repräsentativen Bodentypen des Untersuchungsgebietes dargestellt.

Als Substrate herrschen Lößlehm und Terra fusca vor. Der Lößlehm weist großflächig eine Mächtigkeit von >1m auf, mittlere Mächtigkeiten von 40-80cm kommen auf ca. 20%, humoser Oberboden als Lößschleier ist auf ca. 30% der Fläche verbreitet. Die Terra fusca unterliegt in unterschiedlicher Mächtigkeit dem Lößlehm.

\* Universität Trier, FBIII, Abt. Bodenkunde, Pf 3825, 5500 Trier

Nach Erfassung von Bodentyp und Substrat wurde die Eignung der jeweiligen Substrate für eine landwirtschaftliche Rekultivierung ermittelt. In Tab.1 sind einige wichtige bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften als Mittelwerte von 7 untersuchten Profilen aufgeführt. Aufgrund dieser Ergebnisse können die Substrate hinsichtlich ihrer Eignung für den Aufbau der Neulandböden folgendermaßen bewertet werden:

- Der Lößlehm besitzt in den oberen 50cm Tiefe durchweg günstige Eigenschaften für eine Rekultivierung
- Lößlehm zwischen 50 und 80cm Tiefe kann insgesamt als mittelmäßig beurteilt werden
- Die Terra fusca besitzt für die Rekultivierung insgesamt ungünstige physikalische, aber günstige chemische Eigenschaften

Als geeignetes Substrat für den neu aufzubauenden Oberboden bietet sich somit der Löß und seine Derivate an. Zum Aufbau des Unterbodens eignet sich die Terra fusca, insbesondere wenn sie mit Lößlehm vermischt wird. Aus Gründen des praktischen Abbaus sollen Krume und Lößlehm bis 50cm Tiefe gemeinsam abgegraben und später als Oberboden verwendet werden. Der Rest des Lößlehms soll dann gemeinsam mit der unterliegenden Terra fusca gewonnen und als Unterboden 70cm mächtig aufgebracht werden.

Eine Bilanzierung der Substrate erbrachte, daß für die Oberbodenrekultivierung ca. 110.000 m<sup>3</sup> zur Verfügung stehen, für eine Fläche von 30ha aber ein Fehlbedarf von ca. 40.000 m<sup>3</sup> besteht. Für den Aufbau der Unterböden stehen ca. 190.000 m<sup>3</sup> zur Verfügung, es fehlen aber ca. 20.00 m<sup>3</sup>. Die fehlenden Mengen müssen aus dem Trassenabschnitt gedeckt werden.

### **3. Rekultivierungsverfahren**

#### **3.1 Abbau-, Zwischenlagerung- und Deponieplanung**

Zur Reproduktion von hochwertigen Nutzflächen müssen die Böden nach schonender, unverdichteter Ablagerung des Autobahnaushubes wieder in ihrer ursprünglichen Schichtung aufgebracht werden. Außerdem muß eine Gründigkeit von mindestens 1,2m erreicht werden, wobei die Neulandböden aus 50cm Oberbodenmaterial und mindestens 70cm Unterbodenmaterial aufgebaut sein sollen. Deshalb muß zunächst das Oberbodenma-

terial abgegraben werden, das sich aus 20-30cm humosem Oberboden und 20-30cm anschließendem Lößlehm zusammensetzt. Die Terra fusca darf nicht als Oberbodenmaterial verwendet werden. Danach kann der restliche Boden (Lößlehm und Terra fusca) bis zum anstehenden Gestein abgegraben werden. Die häufigsten und nachhatigsten Schäden, die bei einer Rekultivierungsmaßnahme auftreten können, sind Verdichtungen. Daher hat zur Vermeidung von Folgeschäden der Abbau der anstehenden Böden, die teilweise Zwischenlagerung, ihr nachfolgender Auftrag, sowie jeder weitere Arbeitsschritt so zu erfolgen, daß die Böden nicht befahren und gepreßt werden. Zudem sind die Arbeiten witterungsbedingt. Sie dürfen nur bei trockener Witterung und bei abgetrockneten Böden erfolgen. Zuvor sollten tiefwurzelnde Pflanzen zum Wasserentzug und zur Gefügestabilisierung angebaut werden. In Abb.2 wird ein möglicher Abbauabschnitt skizziert:

Der erste Schritt ist die Gewinnung des Oberbodens mit dem Bagger, der getrennt vom anschließend abzubauenen Unterboden zunächst zwischengelagert werden muß. In diesem ausgeräumten Streifen kann die Deponierung mit Autobahnaushub beginnen. Von einem nächsten Abbaustreifen von 3-4m Breite muß ebenfalls ein Teil des Oberbodens zwischengelagert werden. Danach kann der Unterboden dieses Streifens auf das bereits verkippte Deponiematerial streifenweise verkippt werden. Von einem weiteren Abbaustreifen erfolgt der Auftrag des Oberbodens in gleicher Weise auf den abgelagerten Unterboden, so daß wieder Unterbodenmaterial zum Auftragen auf mittlerweile abgelagerten Autobahnaushub freiliegt. In dieser Weise wird fortgefahren, bis abschließend das zwischengelagerte Material eingebracht werden kann.

### **3.2 Erforderliche Meliorationsmaßnahmen**

Da in den neu aufgetragenen gefügelabilen Böden Verdichtungen auftreten können und die Durchlässigkeit des Deponiematerials nicht sicher vorhersehbar ist, muß Vorflut für ein eventuell erforderliches Drainagesystem vorgesehen werden. Deshalb sind  $\approx 2\text{m}$  tiefe Gräben im Abstand von  $\approx 200\text{m}$  anzulegen.

Um das labile Bodengefüge der Neulandböden nicht zu sehr zu beanspruchen, sollte in den folgenden 4-5 Jahren eine bodenschonende Folgebewirtschaftung erfolgen. Der Boden darf nur nach ausreichender Abtrocknung mit leichtem Gerät und breiter Bereifung befahren werden. Die Bodenbearbeitung sollte auf ein Minimum beschränkt werden. Alle Möglichkeiten einer guten Humusversorgung sind zu nutzen. Getreide sollte im Wechsel mit Tiefwurzlern angebaut werden.

#### **4. Neulandbewertung**

In der Abb.1 sind den repräsentativen Böden des Untersuchungsgebietes auch die Bodenzahlen zugeordnet worden. Daneben ist der Aufbau der Neulandböden dargestellt. Die Neulandböden werden relativ gleichmäßig aufgebaut sein und die Bewertung L4 LÖ/D 60-65 erhalten und somit besser bewertet werden können als der Durchschnitt der anstehenden Böden.

#### **5. Literatur**

- WOHLRAB, B. 1970:** Die Rekultivierung von Tagebauen aus bodenkundlich-kulturtechnischer Sicht. Zeitschrift f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, 11, 129-138.
- WOHLRAB, B. 1984:** Rekultivierung von Abgrabungen oberflächennaher Bodenschätze als konstruktiver Beitrag zur Umweltgestaltung. Wasser u. Boden 9, 430-433.
- EHLERS, M. 1984:** Grundlagen und Modelle für die planmäßige Reintegration von Abgrabungsflächen in die umgebende Kulturlandschaft mit dem Ziel nachhaltiger und bedarfsgerechter Folgenutzung. Diss. Gießen.



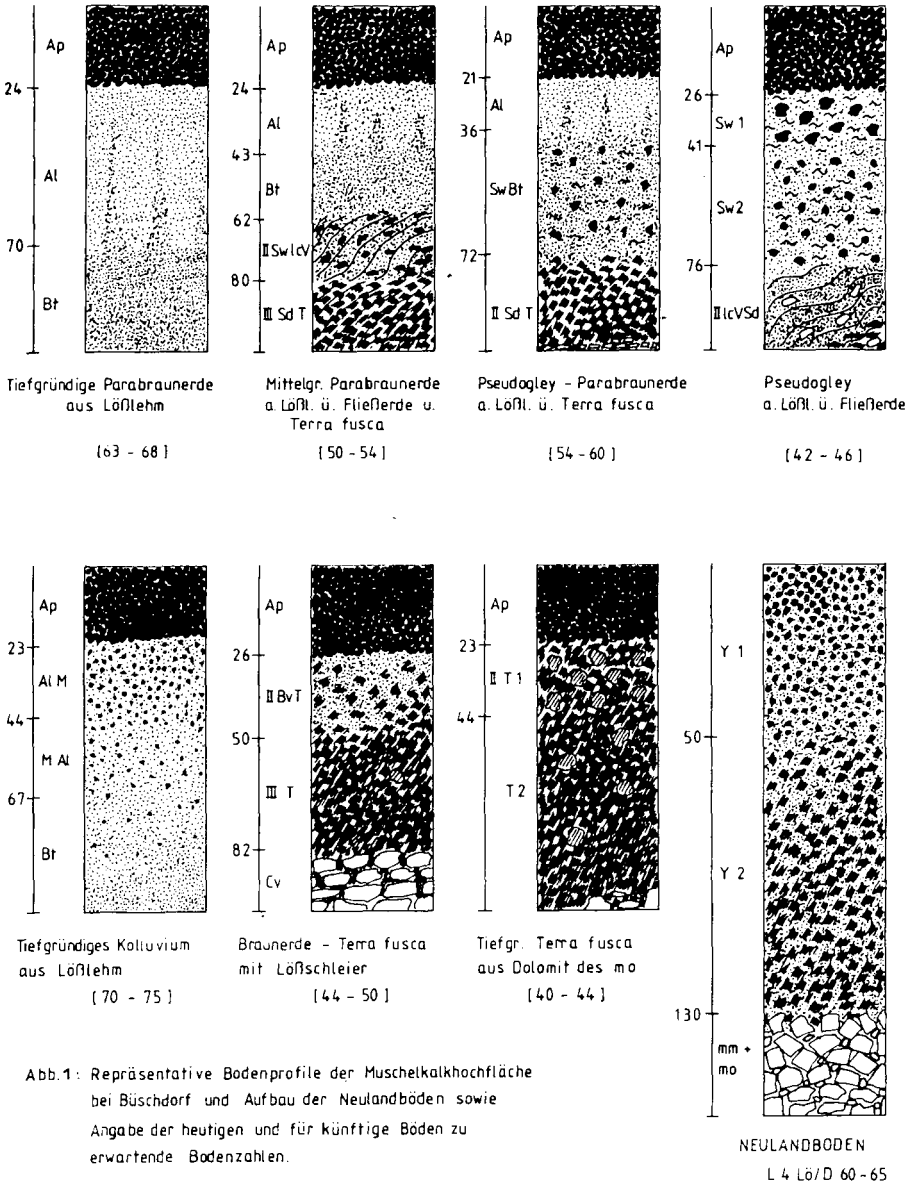


Abb. 1: Repräsentative Bodenprofile der Muschelkalkhochfläche bei Büschdorf und Aufbau der Neulandböden sowie Angabe der heutigen und für künftige Böden zu erwartende Bodenzahlen.

NEULANDBODEN  
L 4 L6/D 60-65

Tab.1: Eigenschaften und Bewertung von Lößlehm- und Terra fusca- Material für die Rekultivierung (Mittelwerte aus 7 Repräsentativprofilen)

Substrat	n	Hor.	Tiefe cm	B-Art	GPV %	P>10 %	P10-02 %	P<02 %	Ew N/ cm <sup>2</sup> d	Kf cm/ d	Ka µm <sup>2</sup>	pH CaCl <sub>2</sub>	Org.S. %	T mval/ 100g B.
Lößlehm	7	Ap	0-30	uL	48	13	16	19	24	53	24	5,7	2,2	14
Lößlehm	5	A1/ Sw1	30-50	uL	46	10	16	19	22	6	12	5,6	0,8	11
Lößlehm	7	Bt/lcV Sw2	50-80	utL-uT	45	7	11	27	32	2	2	5,5	0,3	16
Terra fusca	6	BvT/ T	50+	1T-T	53	6	11	35	>50	0,7	0,6	6,1	0,7	21
Lößlehm	7	Ap	0-30	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	0
Lößlehm	5	A1/ Sw1	30-50	+	+	+	+	+	+	0	+	+	+	0
Lößlehm	7	Bt/lcV Sw2	50-80	0	+	-	0	0	0	0	0	+	0	0
Terra fusca	6	BvT/ T	50+	-	0	-	0	-	-	-	-	+	+	+

Beurteilung: + günstig, ausreichend  
 0 mittel, indifferent  
 - ungünstig, gering

n = Anzahl der untersuchten Horizonte  
 aus 7 Profilgruben

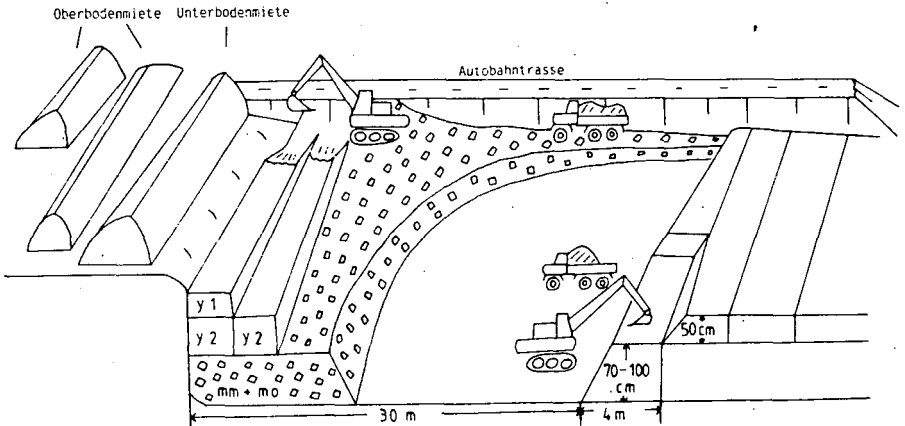


Abb.2 : Verfahren einer bodenschonenden Deponierung von Autobahn-Aushub und Rekultivierung landwirtschaftlicher Nutzfläche

Besiedlung städtischer Böden durch Regenwürmer, Enchytraeiden und bodenlebende Gehäuseschnecken

von

Fründ, H.-C.<sup>+</sup>, B. Ruzkowski<sup>+</sup>, M. Söntgen<sup>++</sup> u. U. Graefe<sup>+</sup>

Über die Belebtheit städtischer Böden ist bisher relativ wenig bekannt. Die hier vorgestellten ersten Ergebnisse aus dem Projekt "Untersuchungen zur bodenökologischen Funktion von Freiflächen im Stadtbereich" sollen am Beispiel von Bonn-Bad Godesberg einen Beitrag zu folgenden Fragen leisten:

- Wie stark sind städtische Böden mit Regenwürmern, Enchytraeiden und Schnecken besiedelt? Welche ökologische Rolle ist für diese Tiergruppen in der Stadt anzunehmen?
- Wie wirkt sich die gärtnerische Gestaltung städtischer Freiflächen und ihre Lage im Stadtgebiet auf den Bodentierbesatz aus?
- Welche Bodeneigenschaften sind für die Häufigkeit der Regenwürmer, Enchytraeiden und Bodenschnecken in der Stadt entscheidend, und wie sind die biotischen Wechselbeziehungen zwischen diesen Tiergruppen in der Stadt?

Die 42 Probeflächen im Stadtgebiet von Bonn-Bad Godesberg werden seit 1987 untersucht. Die räumliche Lage reicht vom walddahen Randbereich bis in die innerstädtische Fußgängerzone. Die Vegetation umfaßt Ruderalvegetation, Wiesenbrachen, intensiv gepflegte Parkrasen wie auch Ziergehölze, Gebüsch und einzelne Baumscheiben. Das Alter der untersuchten Flächen reicht von frisch angelegt bis zu über 50-jährigen Grünanlagen.

Methoden

Für die Profilbohrung wurden ein Pürckhauer-Bohrstock und ein Kammerbohrer für steinige Böden (Ø 7 cm, Hersteller: Fa. Eljkelkamp) verwendet. Pro Fläche wurden 2-3 Bohrungen vorgenommen. In der Regel wurde mindestens bis zum Erreichen des natürlich gelagerten Bodens, höchstens aber bis in 2 m Tiefe gebohrt. Aus den einzelnen Horizonten wurden Beutelp Proben entnommen. An einer Auswahl dieser Proben wurden zur Eichung der Feldansprache Humusgehalt, Carbonatgehalt und Textur bestimmt. Der pH-Wert wurde an Mischproben aus 0-20 cm Tiefe in 0,1 m CaCl<sub>2</sub> ermittelt.

Erfassung der Bodentiere

Die Regenwürmer wurden im Mai und im Oktober 1987 mit elektrischem Strom nach der modifizierten THIELEMANN'schen Oktettmethode gefangen (THIELEMANN 1986). Spannung: 50 bis 150 Volt, in 8 Stufen ansteigend. Extraktionszeit: 20 Min. Extraktionsfläche: 0,346 m<sup>2</sup>, z.T. auch 0,25 m<sup>2</sup> oder 0,125 m<sup>2</sup>. Das insgesamt auf jeder Untersuchungsfläche beprobte Areal betrug ca. 1 m<sup>2</sup>, bei kleinen Baumscheiben z.T. nur 1/2 m<sup>2</sup>.

Für die Erfassung der Enchytraeiden wurden Stechzylinderproben mit einer Grundfläche von 25 cm<sup>2</sup> und 4 cm Tiefe in jeweils 5 Parallelen aus der oberen Bodenschicht entnommen und mit einer vereinfachten Wassertauchmethode (GRAEFE im Druck) extrahiert. Die Probenahme wurde im April durchgeführt und im Dezember wiederholt.

Die hemiedaphisch lebenden Gehäuseschnecken wurden aus Bodenproben (Aushubfläche 25 x 25 cm, Tiefe ca. 10 cm) in einem vereinfachten Schlammverfahren nach VAG-VÖLGYI (1952) gewonnen. Die Methode erfaßt mittelgroße und kleine Arten mit Gehäuseseggrößen zwischen 1,5 und 15 mm und ihre Jugendstadien (bis 0,3 mm). Je Fläche wurden vier Stichproben zu verschiedenen Terminen genommen.

+ IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH,  
Ernst-Sievers-Straße 107, 4500 Osnabrück

++ Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie,  
Konstantinstraße 110, 5300 Bonn 2

### Statistische Prüfungen

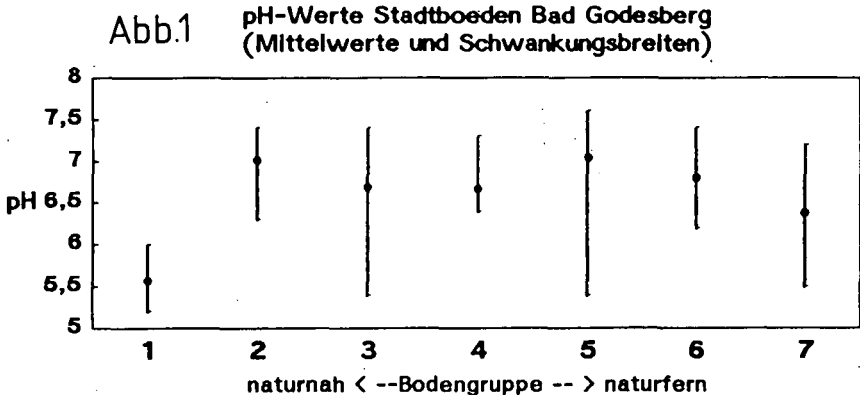
Zur Ermittlung der jeweils bedeutsamen Standortfaktoren wurden die 42 Untersuchungsflächen auf der Grundlage von Schätzungen für die Parameter Nutzungstyp, Boden, Pflegeintensität, Verkehrsnähe, Nutzungsalter, Eutrophierungsgrad und Messungen/Kartenauswertung für die Parameter Lage zum Stadtzentrum, Größe, pH-Wert in 7 (Nutzung, Boden) bzw. 5 Klassen eingestuft. Mit einfacher Varianzanalyse wurde geprüft, ob für die verschiedenen Parameter signifikante Unterschiede des Bodentierbesatzes zwischen den Klassen bestehen.

### Ergebnisse

#### Beschreibung der untersuchten Standorte

Die Böden der untersuchten Standorte lassen sich grob in weitgehend natürliche und Aufschüttungsböden einteilen. Im Raum Bad Godesberg überwiegen von Natur aus Braunerden, Parabraunerden, Auenböden und Kolluvien aus Löß und Lehm. Die Aufschüttungsböden lassen sich nach Art und Schichtung des aufgebrauchten Materials, Stein-gehalt und Gründigkeit gruppieren. Die Böden der 42 Standorte wurden in sieben verschiedene Gruppen eingeteilt.

- 1: Weitgehend natürlich wirkende Böden (Braunerden, Parabraunerden, Kolluvium). Die 5 untersuchten Standorte dieser Gruppe gehören zu einer brachliegenden Obstwiese im Außenbereich und zu zwei alten Parkanlagen. Die Böden sind im allgemeinen carbonatfrei und weisen einen niedrigeren pH-Wert als die Aufschüttungsböden auf (siehe Abb. 1).



- 2: Böden mit anthropogener Deckschicht aus überwiegend Feinboden. 12 der untersuchten Standorte wurden in diese Bodengruppe eingeordnet. Die Nutzungsarten sind Rasen, Wiese, Baumscheiben, natürliche Gebüsche und Ziergehölz-Grünanlagen. Kennzeichnend ist eine im Durchschnitt 1m starke Deckschicht aus natürlichem Feinbodensubstrat mit Beimengung von Grus, Steinen, Ziegel, Kohle und ähnlichen Materialien, die weniger als 5% ausmachen. Bei den als Grünanlage angelegten Flächen wurde durch Aufbringung einer ca. 30 cm starken humosen Schicht ein den natürlichen Böden ähnlicher Profilaufbau geschaffen. Unabhängig vom Vorhandensein dieses künstlichen Ah entwickelte sich ein je nach Alter und Art der Vegetation unterschiedlich ausgeprägter natürlicher Ah von 3-8 cm. Carbonate sind fast immer vorhanden, und zwar verstärkt in der unteren Schicht, wo sie inhomogen verteilt sind.
- 3: Böden mit anthropogener Deckschicht mit deutlichem Skelettanteil. Es wurden ein mit Hochstauden und Pappeln bewachsener Randstreifen neben einem Parkplatz mit Wochenmarkt, ein Innenhof im Innenstadtbereich mit Ruderalvegetation,

ein ca. 3 Jahre alter Bauaushub-Hügel, eine einmal jährlich gemähte Wiesenfläche und ein mit Bodendeckern bewachsenes Beet an einer Straßenkreuzung untersucht. Die Flächen entsprechen in ihrem Profilaufbau im Prinzip denen der Gruppe 2. Der Skelettanteil macht hier jedoch mehr als 10 % aus und wirkt damit prägend auf den Charakter des Bodens. Der Steingehalt hat aber keinen Einfluß auf die Gründigkeit der Böden.

**4: Durch häufige gärtnerische Bearbeitung gelockerte und oberflächlich mit organischem Material angereicherte Böden.**

Diese Böden sind in unserer Untersuchung durch vier beetartige Baumscheiben vertreten. Sie werden regelmäßig - z.T. mehrmals im Jahr - mit Sommerblumen bepflanzt. Diese Böden sind deutlich zweischichtig: Die bis 30 cm mächtige, stark humose Schicht lagert übergangslos auf z.T. steinigem Aufschüttungen.

**5: Böden mit anthropogener Deckschicht und verdichtetem Untergrund.**

Die 5 untersuchten Standorte sind Straßenbegleitgrün (Fahrbahnteiler, Parkstreifen-Gliederung) und mit Ziergehölzen oder Gras bepflanzt.

Diese Böden wurden als Beete aufgebaut und haben eine typische Horizontabfolge: Auf dem in ca. 50 cm Tiefe liegenden stark verdichteten Untergrund aus Kies, Bausand und Schotter befindet sich eine Aufschüttung aus humusarmem Feinboden, auf die in den obersten 10-15 Bodenzentimetern humusreicheres Material (Mutterboden) folgt.

**6: Stark verdichtete kies- und schutthaltige Böden mit einem bis zu 10 cm starken lehmig-sandigen AH-Horizont.**

Bei den untersuchten Standorten handelt es sich um alte Baumscheiben im Villenviertel und um einen Parkplatz mit Gittersteinpflaster.

Durch Tritt und Befahren sind die Böden durchgehend verdichtet. Die Vegetation ist stark beeinträchtigt. In den Gittersteinen ist der eingefüllte Mutterboden nur stellenweise verdichtet. Die Mutterbodenschicht ist ca. 8cm stark und liegt auf dem Pflaster-sand.

**7: Böden, mit einer Abdeckung aus technischem Substrat (Blähton, Bims, Splitt).**

Aus dieser Gruppe wurden Baumscheiben in der Fußgängerzone der Innenstadt und im Villenviertel sowie ein Standort an einem Parkplatz mit wassergebundener Decke untersucht.

In den Ritzen der primär lebensfeindlichen Abdeckung entstanden rohumusartige Ablagerungen, die die Grundlage für eine spärliche Vegetation sind. Eine Verbindung zum eigentlichen Boden besteht nicht. Dieser ist unterhalb der Fremdmaterialauflage ähnlich beschaffen wie bei den vorher beschriebenen Gruppen.

### **Regenwürmer**

Die mittleren Siedlungsdichten in den sieben oben charakterisierten Bodengruppen zeigt Abbildung 1. In den untersuchten Böden wurde ein Regenwurmbesatz zwischen Null und 538 Tieren pro m<sup>2</sup> festgestellt. Besonders zahlreich waren die häufig gemähten Parkrasen von Regenwürmern besiedelt. In den Böden mit Auflagen aus technischem Substrat konnten überhaupt keine Regenwürmer gefunden werden. Die maximale Biomasse lag bei 280 Gramm Frischgewicht (formalinfixiert) pro m<sup>2</sup>. Dieser Wert wurde in einem stark eutrophierten Saum am Rande eines Wochenmarkt-Platzes ermittelt. Im Oktober 1987 wurde eine durchschnittlich ungefähr 1,8 mal höhere Regenwurmdichte als im Mai desselben Jahres festgestellt.

Die Artenzahl der Regenwürmer bewegte sich zwischen einer (bzw. Null) und 8 Arten an einem Standort. Rasenflächen mit mäßiger bis geringer Trittbelastung und Standorte mit relativ spontaner Vegetation und naturnahen Bodenverhältnissen zeichneten sich durch Artenreichtum aus. Die häufigsten Arten sind *Lumbricus terrestris*, der auf allen Flächen gefunden wurde, wo überhaupt Regenwürmer vorkamen, und *Allolobophora caliginosa*. Abbildung 2 zeigt ein Absinken der Regenwurm-Artenvielfalt mit zunehmender Entfernung von natürlichen Bodenverhältnissen. Die etwas trendwidrig höheren Artenzahlen in der Bodengruppe 4 (gärtnerisch stark beeinflusste Böden) beruht auf offensichtlich mit Kompost oder Rindenmulch eingeschleppten Arten.

### **Enchytraeiden**

Es wurden Enchytraeidendichten von unter 1.000 bis über 25.000 Individuen pro m<sup>2</sup> festgestellt. Die Einteilung in die sieben Bodengruppen ergibt bei der mittleren Enchy-

traeendichte keine signifikanten Unterschiede (Abb.4), wohl aber bei einer Eingruppierung nach der Dauer der gegenwärtigen Nutzung. Aus Abb. 3 ist die Zunahme der Enchytraeenabundanz mit steigendem Alter der Flächen ersichtlich.

**Schnecken**

In Abbildung 5 sind die mittleren Siedlungsdichten der Bodenschnecken in den 7 Bodengruppen gezeigt. Die Unterschiede sind nicht signifikant. Maximale Abundanzen bis über 2.000 Individuen pro m<sup>2</sup> wurden in Grünflächen an stark befahrenen Straßen festgestellt, minimale Schneckenbesiedlung in verdichteten Rasenflächen und Baumscheiben. Die mit Bims abgedeckten Baumscheiben in der Fußgängerzone waren schneckenfrei. Abbildung 6 zeigt, daß bei Gruppierung der Standorte nach pH-Klassen die Böden mit neutraler bis schwach alkalischer Bodenreaktion deutlich (und auch statistisch signifikant) höhere Schneckenabundanzen haben als die mit Werten unter pH 6.6.

Die Artenzahl der Schnecken schwankte zwischen Null und 11 an einem Standort. Naturnahe Brachflächen waren am artenreichsten, in verdichteten Baumscheiben kam häufig nur eine Art vor. In den meisten Böden traten mindestens 3 Arten auf.

**Beziehungen zwischen den 3 Tiergruppen**

Eindeutige Korrelationen zwischen den Häufigkeiten der Tiergruppen an den 42 Standorten sind nicht zu erkennen. Auch die an 12 Standorten von Norbert Weritz (Trier) untersuchten mikrobiologischen Parameter zeigen keinen Zusammenhang mit den hier behandelten Bodentieren. Die berechneten Korrelationskoeffizienten liegen unterhalb oder nahe der 5%-Signifikanzschwelle (Tab. 1). Die Differenzen zwischen den beiden Korrelationskoeffizienten (Produktmoment- und Rangkorrelation) erklären sich durch deren unterschiedliche Berücksichtigung der extremen Spitzenwerte einzelner Standorte.

Tabelle 1: Korrelationen zwischen biologischen Parametern.

	n = 42 r(5%) = r <sub>s</sub> (5%) = 0,31 Lu.I. Lu.G. Ench. Gastr.				n = 12 r(5%) = r <sub>s</sub> (5%) = 0,58 M.Bio.Urea. Xyla. Kata.			
Lumbric I.		0,93	0,20	0,34	-0,25	-0,08	0,17	-0,42
Lumb. Gew.	0,87		0,21	0,34	-0,06	0,08	0,27	-0,18
Enchy. Ind.	0,39	0,35		-0,19	-0,48	0,18	0,14	0,03
Gastr. Ind.	0,06	0,15	0,02		-0,48	-0,73	-0,19	-0,19
Mikr. Biom.	0,08	0,39	0,17	-0,42	Spearman- r <sub>s</sub> Produkt- moment- r			
Urease	0,16	0,46	0,34	-0,45				
Xylanase	0,04	0,08	-0,15	-0,04				
Katalase	0,00	0,35	0,26	0,01				

Diskussion

Aus Warschau (Bankowska et al. 1985) und München (Esser 1984) werden Regenwurmabundanzen um 100 Individuen/m<sup>2</sup> für städtische Rasenflächen angegeben. Der in dieser Untersuchung ermittelte dreifach höhere Wert beruht vermutlich auf der höheren Effizienz des Elektrofangs. Die in den Bad Godesberger Böden festgestellten Regenwurmmzahlen und -biomassen übersteigen jedoch teilweise die von Grünland-, Wald-, und Ackerböden bekannten Spitzenwerte (Übersicht z.B. in DUNGER 1983). Mit Ausnahme der "technischen" Böden können urbane Bedingungen daher als regenwurmfördernd angesehen werden.

Die in dieser Untersuchung ermittelten Enchytraeenabundanzen liegen im Bereich dessen, was in der freien Landschaft für Böden mit starker Regenwurmkonkurrenz zu erwarten ist (GRAEFE 1988, FRÜND & GRAEFE unveröff.). Enchytraeiden gelten als Pionierarten, deren Häufigkeit bei zunehmender Konkurrenz durch Regenwürmer zurückgeht. Dem widerspricht auf den ersten Blick der niedrige Enchytraeidenbesatz in frisch

angelegten und jungen städtischen Böden. In diesen gärtnerisch aufgebesserten Böden sind die Enchytraeen allerdings von Anfang an der Konkurrenz durch die Regenwürmer ausgesetzt. Die Zunahme der Enchytraeenabundanz in älteren Böden läßt sich unter diesen Umständen durch die Entwicklung eines Lebensraummosaiks unter ungestörten Verhältnissen erklären.

Die Größenordnung der festgestellten Schneckendichten korrespondiert mit Ergebnissen aus dem Lebensraum Weinberg (WILLECKE 1983). Schnecken sind von den hier untersuchten Tiergruppen offensichtlich am stärksten durch den pH beeinflusst. Aus natürlichen und landwirtschaftlichen Böden ist zwar auch für Regenwürmer und Enchytraeiden ein Einfluß des pH auf die Siedlungsdichte bekannt, dieser ist hier aber durch andere Faktoren überlagert. Schnecken scheinen besonders empfindlich gegenüber Bodenverdichtungen zu sein. Dies zeigte sich einerseits dort, wo unterschiedlich trittbelastete Areale vergleichend untersucht wurden. Andererseits erklärt sich hierdurch die große Häufigkeit der Schnecken in den Böden der unzugänglichen Verkehrsinseln und Fahrbahnteiler.

Während für die Artenvielfalt in der Stadt die Standortfaktoren "Lage im Gradienten Stadtrand-Zentrum" und "Pflegeintensität" von entscheidender Bedeutung sind, konnte dies für das quantitative Vorkommen der betrachteten Tiergruppen nicht festgestellt werden. Bei entsprechender Bodenbeschaffenheit werden auch im Stadtzentrum hohe Abundanz erreicht, die eine intensive bodenbiologische Aktivität bewirken, und die - besonders im Falle der Regenwürmer - die Nahrungsgrundlage für stadtbewohnende Wirbeltiere bilden.

### Zusammenfassung

Die Böden des Stadtgebiets von Bonn-Bad Godesberg lassen sich nach Gründigkeit und Beschaffenheit des Substrats in 7 Gruppen einteilen. Häufigkeit und Artenvielfalt der Regenwürmer nehmen mit wachsender Entfernung der Bodenverhältnisse vom natürlichen Zustand ab. Die Regenwurmbesiedlung städtischer Böden kann die von natürlichen Standorten übertreffen. Die Siedlungsdichten der Enchytraeiden und Schnecken entsprechen ungefähr den in der freien Landschaft zu erwartenden Werten. Alte Stadtböden sind stärker von Enchytraeiden besiedelt als solche frisch angelegter Flächen. Auch bei den relativ hohen pH-Werten städtischer Böden ist bei bodenlebenden Gehäuse-schnecken ein Zusammenhang zwischen pH und Schneckenabundanz zu erkennen. Bodenlebende Gehäuseschnecken sind empfindliche Indikatoren für Bodenverdichtungen.

### Literatur

- Bankowska, R.; W. Czechowski, H. Garbaczyk und P. Trojan (1985): Present and prognosticated fauna of the housing estate Bialoleka Dworska, Warsaw. *Memorabilia Zoologica* **40**: 167pp.
- Dunger, W. (1983): Tiere im Boden. Wittenberg-Lutherstadt. 280pp.
- Esser, J. (1984): Untersuchung zur Frage der Bestandsgefährdung des Igels (*Echinus erinaceus*) in Bayern. *Ber. ANL* **8**: 22-62.
- Graefe, U. (1988): Der Einfluß von Sauren Niederschlägen und Bestandeskalkungen auf die Enchytraeidenfauna in Waldböden. *Verh. Ges. Ökol. (Göttingen 1987)* **17** (im Druck).
- (im Druck): Eine vereinfachte Extraktionsmethode für terrestrische Enchytraeiden. *Mitt. hamb. Zool. Mus. Inst.*
- Thielemann, U. (1986): Elektrischer Regenwurmfang mit der Oktett-Methode. *Pedobiologia* **29**: 296-302.
- Vagvölgyi, J. (1952): A new sorting method for snails, applicable also for quantitative researches. *Ann. Hist. Nat. Mus. Nat. Hung.* **3**: 101-104.
- Willecke, S. (1983): Zur Verteilung von Gehäuseschnecken in Weinbergen und angrenzenden Flächen. *Verh. Ges. Ökol. (Mainz 1981)* **10**: 103-114.

Dank: Herr Wolfgang Schulte (Bonn) beteiligte sich bei der Klassifizierung der Standorte. Herrn Norbert Weritz (Trier) danken wir für die Mitteilung der mikrobiologischen Daten und einiger pH-Werte. Herr F. Bailly (Osnabrück) ermöglichte uns in großzügiger

Waise die Durchführung bodenphysikalischer Laboruntersuchungen und beteiligte sich an der Diskussion des Manuskripts, wofür ihm auch an dieser Stelle herzlich gedankt sei. Dem BMFT danken wir für finanzielle Unterstützung.

Abb. 2 Lumbricidae Stadtboeden Bad Godesberg

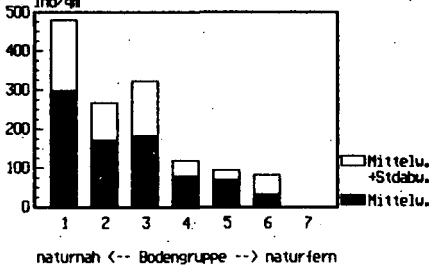


Abb. 3 Lumbricidae Stadtboeden Bad Godesberg

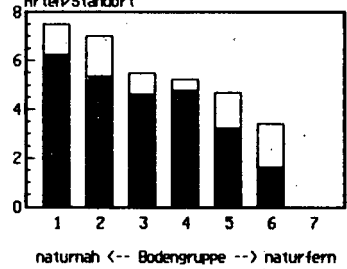


Abb. 4 Enchytraeidae Stadtboeden Bad Godesberg

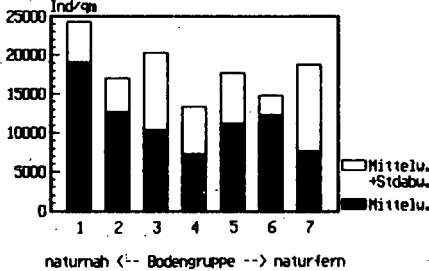


Abb. 5 Enchytraeiden Stadtboeden Bad Godesberg

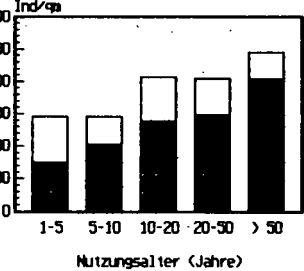


Abb. 6 Gastropoda Stadtboeden Bad Godesberg

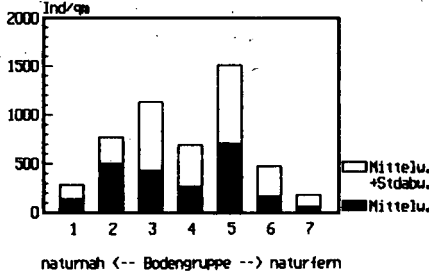
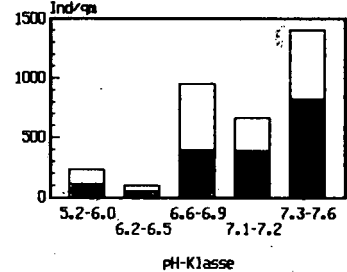


Abb. 7 Gastropoda Stadtboeden Bad Godesberg



**Abb. 2, 4 und 6:** Durchschnittliche Individuenzahlen pro m<sup>2</sup> in den nach Bodeneigenschaften gruppierten Standorten.

**Abb. 3:** Mittlere Lumbricidenartenzahlen pro Standort in den Bodengruppen.

**Abb. 5:** Mittlere Enchytraeidenabundanz in den nach Nutzungsalter gruppierten Standorten.

**Abb. 7:** Mittlere Schneckenabundanz in den nach pH-Werten gruppierten Standorten.



Anthropogen geprägte Böden im Umfeld  
einer Zechensiedlung

von

GIERSE, R., H. GRÄFE, R. KUHS u. W. BURGHARDT\*

1. Einleitung

Zechensiedlungen wurden in der Nachbarschaft zu Montanbetrieben der Kohlegewinnung und -verarbeitung errichtet. Das Umfeld von Zechensiedlungen wird daher in erheblichem Umfang durch die montanindustrielle Bodennutzung bestimmt. Sie ist gekennzeichnet durch Ablagerung von Produktionsresten, was zur Entstehung verschiedener Typen von Auftragsböden führt. Diese Auftragsböden spiegeln damit die Industriegeschichte, aber auch Entwicklung der Ansprüche an die Lebensqualität wieder. Nicht zu übersehen und für die regionale Entwicklung bedeutsam ist die Feststellung, daß Auftragsböden Zeitmarken sind. Hierzu sollen Ergebnisse von Untersuchungen aus dem Umfeld der Zechensiedlung Karnap im Essener Norden im folgenden Beitrag vorgestellt werden.

2. Standorte und Methoden

Es wurden bis 1m Tiefe 12 Profile ausgegraben und angesprochen. Ergänzt wurden diese durch 3 mit dem Bohrstock erfaßte Profile. Die Anlage der Profile erfolgte als Ost-West-Schnitt durch Karnap (Abbildung 1). Als heutige Nutzungsformen der Böden wurden Hortisol, Kleingärten jüngeren Datums, Friedhöfe, Brachen in Siedlungsgebieten, Grünland und Acker, Parkrasen, Straßenrandbepflanzungen, Hartplätze auf Spielplätzen, Plattenweg untersucht. Nicht in die Untersuchung einbezogen wurden als Industrieflächen genutzte Böden.

Der Skelettgehalt wurde durch Trockensiebung, die Körnung des Feinbodens mit der kombinierten Sieb-, Pipettanalyse,  $\text{CaCO}_3$ -Gehalt nach Scheibler, C/N-Gehalt gaschromatographisch, die Schwermetallgehalte Pb, Zn, Cd, Cu und Ni im Königswasseraufschluß mit dem AAS ermittelt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Nachfolgend werden die nutzungsbedingten Entstehungen der Auftragsböden in Essen-Karnap aufgezeigt. Der Auftrag erfolgte über Flugsand oder sandigen Flußablagerungen, auf denen sich überwiegend Gleye, Podsolgleye und Braunerden entwickelten.

\* Angewandte Bodenkunde, Universität-GHS Essen, Universitätsstraße, 4300 Essen 1

Eine systematische Geländeauffüllung zur Gewinnung trockener Standorte konnte nicht sicher festgestellt werden. Bei den ursprünglich teilweise grundwasserbeeinflussten Böden ist jedoch dies als Zielsetzung des Auftrages mit anzunehmen. Ablagerungen von Produktionsresten des Bergbaues sind häufig anzutreffen. Dabei müssen zwei Kategorien unterschieden werden.

1. Großflächige, meist mächtige, auf fest umrissenen Flächen erfolgte, planmäßig vollzogene Ablagerungen. Hier wurden zwei Typen festgestellt. Diese sind Verfüllungen und Aufhöhungen mit teilweise grobkörnigem Bergematerial (Profil 1,2,3) und Spülfelder aus Schlämmen der Kohlegewinnung (Profil 11,12).

2. Daneben treten großflächige Aufträge geringerer Mächtigkeit (2-5 dm) mit vermutlich aus Kraftwerken stammenden Aschen auf, die überwiegend feinkörnig sind (Profil 8,9,10,14).

Diese Auftragsschichten sind in unterschiedlicher Weise einer weiteren Nutzung zugeführt worden. Die Spülfelder werden ohne weitere Bodenüberdeckung als Weide (Profil 12) oder Acker (Profil 11) genutzt. Die im untersuchten Schnitt durch Karnap nur schwach reliefierten Bergehalden wurden großflächig mit einer geringen Mutterbodendecke für Grünanlagen versehen (Profil 2) oder auch bei mächtigerer Überdeckung mit Kleingärten belegt (Profil 3).

In unmittelbarer Nachbarschaft der Zechensiedlung auf heute überbauten Flächen kommen mit Mineralboden überdeckte Aschenlagen vor. Auf diesen Flächen treten teils Hortisole (Profil 14) auf, teils aber auch Rasenflächen (Profil 10). Sie werden auch auf verwilderten, ungenutzten Bebauungslücken (Profil 8) wie unter Straßenrandbepflanzungen angetroffen (Profil 9).

Die abgelagerten Produktionsreste der Industrie können direkt oder auch nach erfolgtem Mineralbodenauftrag einen weiteren nutzungsbedingten Auftrag erfahren. Dies geschieht durch Anlage von Spiel- und Sportplätzen als Hartplätze oder plattenbelegte Gehwege (Profil 1).

Zu den hiermit gezeigten Abfolgen des Schichtenaufbaues bzw. der Schichtenkombination mit Produktionsresten treten weitere Modifikationen auf, bei denen Produktionsreste fehlen und damit die Kombination Mineralboden unter Tragschichten wie Tennenflächen und Gehwegen vorliegt (Profil 5,7,13) oder nur Mineralbodenschichten angetroffen werden (Profil 4,6,15). In jedem der untersuchten Fälle war jedoch eine Bodendurchmischung erfolgt.

Bei den untersuchten Varianten der Auftragsböden sind erhebliche qualitative Unterschiede festzustellen. So wurden z.T. alte Ah - Horizonte vor dem Auftrag nicht entfernt oder es fand bei Kippsubstraten eine Durchmischung von Bodensubstraten unterschiedlicher stofflicher Zusammensetzung statt.

In der Tabelle 1 sind einige Merkmale der Profile beschrieben. Wesentliches Merkmal der Böden ist ihr Skelettreichtum, der beim Bergematerial (Profil 1,2,3) besonders ausgeprägt ist. Hoch sind auch die Gehalte an organischer Substanz. Extreme Gehalte werden im Kohleschlammfeld (Profil 11), aber auch im Bergematerial unter Mineralbodenabdeckungen ermittelt (Profil 1,2,3). Diese werden auf Kohlegehalte zurückgeführt, die sich auch in einem weiten C/N-Verhältnis bemerkbar machen. Sie werden in Kraftwerksaschen bei unvollständiger Verbrennung ebenfalls angetroffen. Carbonatgehalte sind auf Bauschuttbeimengungen zurückzuführen. Sie bedingen pH-Werte über 7 und wirken der pH-Absenkung im Bergematerial entgegen. Das Kohleschlammfeld weist pH-Werte um 7 auf. Die niedrigsten pH-Werte treten auf dem Friedhof auf. Dort werden die ältesten Böden angetroffen. Im Mineralbodenauftrag der übrigen Böden ist jedoch auch schon eine im Oberboden beginnende Versauerungstendenz feststellbar.

Auf dem Kohlschlammspülfeld treten die höchsten Gehalte der Schwermetalle Zn, Cd, Pb, Cu, Ni auf. Sie gelangten vermutlich mit dem Substrat auf die Spülflächen. Zn, Cd und Pb sind weiterhin in der Krume des alten Friedhofs stark erhöht, was auf das Alter und damit Zeitdauer der Anreicherung zurückgeführt werden kann. Die aufgetragenen Mineralbodenschichten (Profil 2,3,4,10,14) weisen uneinheitliche Anreicherungen auf, in denen unterschiedliche Gehalte an organischer Substanz und verschiedene Herkünfte des Auftragsbodens zum Ausdruck kommen.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß im Umfeld von Zechensiedlungen eine Vielfalt von Auftragsböden vorliegen kann. Die wechselnde Schwermetallbelastung dieser Böden hat ihre Ursache im Bergbaubsubstrat, im C-Gehalt der aufgetragenen Mineralbodenschicht wie auch im Alter der Flächen, das unterschiedlich lange Eintragszeiträume aus der Atmosphäre ermöglichte.

Abbildung 1: Lageplan der Profile

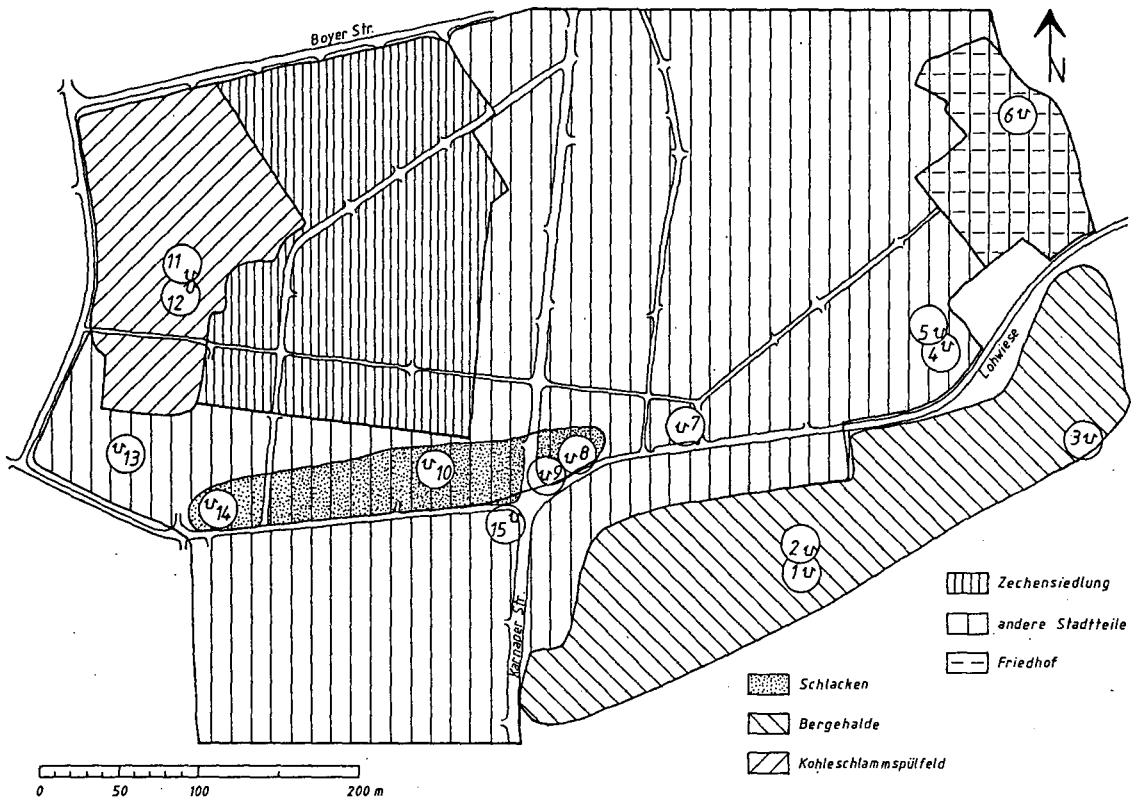


Tabelle 1: Merkmale einiger Bodenprofile

Tiefe cm	Skelett %	T %	U %	S %	CaCO <sub>3</sub> %	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Org.C %	C/N	Zn	Cd	Pb	Cu	Ni
											ppm		
Profil 1, Plattenweg über Bergematerial, Alter 10-25 Jahre													
0- 2	8	.1	1	98	0	7,8	0,12	12	15	0	2	4	11
2- 5	7	0	1	99	0	7,6	0,11	11	13	0	2	5	11
5- 10	7	1	1	98	0	7,4	0,10	10	11	0	6	4	12
10- 20	58	6	51	43	5,4	7,2	0,64	25	69	0	38	13	16
20- 40	72	8	26	66	3,7	7,2	7,6	35	141	0,4	43	32	38
40-100	93	14	43	44	3,3	6,9	14,2	31	245	1,3	87	54	46
Profil 2, Rasen über Bergematerial, Alter 10-25 Jahre													
0- 2	51	4	14	82	0	5,0	5,3	18	118	0,5	73	15	13
2- 5	89	4	18	78	0	5,1	6,0	19	131	0,6	82	16	9
5- 10	95	4	16	80	0	6,2	3,5	21	116	0,4	69	15	10
10- 20	40	7	16	77	1,8	7,3	6,1	31	128	0,5	62	27	19
20- 40	74	13	25	62	4,2	7,4	18,1	36	---	1,3	109	57	40
40-100	82	6	17	77	13,3	7,7	6,9	35	184	0,4	53	27	23
Profil 3, Ziergarten über Bergematerial, Alter 10-25 Jahre													
0- 2	0	25	38	37	0	5,4	6,1	20	388	2,2	117	38	29
2- 5	5	25	40	35	0	5,9	5,7	20	393	2,2	110	36	29
5- 10	4	26	37	37	0	6,4	5,5	21	379	2,2	115	38	31
10- 20	55	23	37	40	0	7,1	5,3	21	455	2,2	113	43	33
20- 40	64	7	25	68	0	7,6	0,8	16	78	---	24	9	14
Profil 4, Spielplatz, Rasenfläche über gestörtem Boden, Alter < 10 Jahre													
0- 2	1	10	27	63	3,5	7,2	15,1	21	474	3,7	203	49	20
2- 5	17	12	31	57	3,4	7,4	10,8	23	549	3,7	210	51	20
5- 10	6	11	27	62	2,4	7,4	2,0	13	126	0,8	52	18	21
10- 20	11	12	41	47	6,4	7,6	1,2	17	143	0,8	49	22	21
20- 40	6	13	53	34	0	7,6	1,0	14	137	0,7	55	45	27
40-100	7	14	39	47	2,6	7,5	1,0	10	143	0,8	60	22	25
Profil 6, Friedhofsrasen, Alter > 25 Jahre													
0- 2	2	12	27	61	0	5,3	10,0	22	640	2,7	270	43	23
2- 5	2	13	27	60	0	5,3	9,6	24	718	3,1	287	46	24
5- 10	4	14	27	59	0	5,5	10,1	28	610	2,8	224	39	23
10- 20	9	10	22	68	0	5,8	7,5	28	772	3,5	639	46	25
20- 40	16	9	24	67	0	6,0	2,8	20	191	1,4	95	17	30
40-100	17	13	19	68	0	5,9	0,35	--	24	0,2	9	2	10

Tabelle 1: Fortsetzung

Tiefe cm	Skelett %	T %	U %	S %	CaCO <sub>3</sub> %	pH (CaCl <sub>2</sub> )	Org.C %	C/N	ppm					
									Zn	Cd	Pd	Cu	Ni	
Profil 7, Spielplatz mit Hartbelag, Alter > 25 Jahre														
0- 2	58	5	24	71	0	4,8	3,0	25	139	0,7	77	36	33	
2- 5	72	5	20	75	0	6,4	2,3	29	119	0,7	73	36	33	
5- 10	35	3	24	73	0	5,6	6,0	37	232	2,0	146	64	49	
10- 20	43	1	11	88	9,0	7,6	6,8	38	212	1,1	23	46	28	
20- 40	23	4	18	78	9,1	7,6	2,2	10	95	0,6	49	16	22	
40-100	0	3	14	83	0	7,1	0,51	10	29	0	8	4	11	
Profil 10, Grünfläche eines Abbruchgeländes über Asche (in 50-100cm), Alter < 10 Jahre														
0- 2	16	9	27	64	0	6,3	8,0	21	257	1,6	135	35	18	
2- 5	8	7	22	71	0	6,3	6,4	25	194	1,1	116	28	14	
5- 10	27	8	26	66	0	6,5	7,0	26	260	1,4	132	34	17	
10- 20	18	5	15	80	0	6,3	8,9	24	356	2,0	156	44	17	
20- 40	0	9	24	67	0	5,6	1,6	11	26	0	17	7	9	
40-100	17	7	18	75	0	5,0	15,8	41	81	0,4	23	30	29	
Profil 11, Acker auf einem Kohleschlammspülfeld, Alter 10-25 Jahre														
0- 2	1	3	44	53	0	6,9	16,1	40	862	3,6	295	85	46	
2- 5	1	3	45	52	0	7,0	14,3	40	931	3,7	290	88	49	
5- 10	4	3	46	51	0	7,0	13,1	41	963	3,9	314	88	48	
10- 20	2	2	47	51	0	7,0	13,8	43	968	3,8	340	91	51	
20- 40	2	3	52	45	0	7,1	18,2	52	1210	4,7	401	108	64	
40-100	8	1	61	38	3,7	7,1	11,7	51	993	3,8	380	108	69	
Profil 14, Hortisol über Asche (in 50-70cm), Alter > 25 Jahre														
0- 2	14	9	20	71	0	6,4	8,1	29	407	2,2	138	23	20	
2- 5	10	9	20	71	0	6,3	4,4	19	475	2,5	144	49	21	
5- 10	12	10	20	70	0	6,3	6,6	23	432	2,3	120	40	21	
10- 20	11	10	21	69	0	6,2	7,3	23	436	2,3	121	39	22	
20- 40	14	12	20	68	0	6,6	4,1	23	339	1,8	99	39	22	
40-100	26	6	16	78	1,8	7,3	3,6	28	156	0,8	90	31	22	
Profil 15, Straßenrandbepflanzung, Alter > 25 Jahre														
0- 2	2	6	21	73	0	6,4	8,6	23	487	2,8	189	54	18	
2- 5	5	5	17	88	0	6,4	6,9	26	460	2,7	142	44	15	
5- 10	10	3	21	76	0	6,5	5,7	27	440	2,4	121	58	18	
10- 20	13	6	27	67	0	6,8	5,4	26	383	1,7	132	42	35	
20- 40	27	5	21	74	1,6	7,2	6,3	30	277	1,3	132	40	71	
40-100	10	4	20	76	0	6,8	2,9	20	291	1,4	146	39	32	

Starke Bodenversauerung und Schwermetallanreicherung  
durch Stammabfluß in der Innenstadt von Berlin (West)

von

GRENZIUS, R. \*

**Einleitung und Problematik**

Ist die Versauerung der Waldböden schon seit einiger Zeit im öffentlichen Bewußtsein und durch umfangreiche Forschungsergebnisse - z.B. von ULRICH (1982), für Berlin von BLUME (1981) und GRENZIUS (1984) belegt, so ist eine Bodenversauerung in Innenstadtbereichen bisher weitgehend unbekannt.

Die Böden der Innenstadt gelten in der Regel als kalkhaltig (RUNGE 1975) oder sie sind eutrophiert, so daß die pH-Werte im neutralen Bereich liegen. Geringfügige pH-Absenkungen waren bisher nur von Pararendzinen aus Trümmerschutt unter Robinien bekannt (BLUME (Red.) u.a. 1981).

Anlaß für diese Untersuchung war die Beobachtung, daß die Vegetation auf Hinterhöfen am Stammfuß alter Bäume deutliche Ausfallerscheinungen zeigte und im unmittelbarer Nähe während einer Bodenkartierung ein pH-Wert von 3 ermittelt wurde.

**Methodik**

Gegenstand der hier exemplarisch dargestellten Untersuchung waren Bodenverhältnisse an der Stammbasis eines 50-jährigen Bergahorns in der Nassauischen Straße 27, Berlin-Wilmersdorf. Der Hinterhofstandort befindet sich auf dem nördlichen Teil der im letzten Weltkrieg nicht zerstörten Blockbebauung.

Charakterisiert ist die Untersuchungsfläche durch eine Hortisol-Parabraunerde, einem typischen Boden der Geschiebemergelhochfläche, deren Oberboden durch gärtnerische Nutzung (Zierrasen) gestört (Umgraben) und eutrophiert ist (pH 7,1).

Die Bodenprobenahme erfolgte vom Stamm weg auf zwei Trassen, eine (I) in West(Stamm) - Ost, die andere (II) in Südost(Stamm) - Nordwest-Richtung (Abb. 1).

Trasse II wurde gewählt, weil der leicht in nordwestlicher Richtung geneigte Stamm des Bergahorns einen stärkeren Abfluß zu dieser Seite hin erwarten läßt.

Die Proben wurden in Abständen von jeweils 5, 10, 20, 50 und 100 cm Entfernung und 0-1, 1-4 und 4-8 cm Tiefe genommen. Untersucht wurde auf pH und Schwermetalle:

- pH in 0,02 n CaCl<sub>2</sub>-Lösung potentiometrisch mit der Glaselektrode (10 g Boden + 25 ml Lösung)
- Schwermetalle (Pb, Cu, Cd, Zn) nach FAUTH (1982): 0,5 g (atro) gemahlene Feinerde werden mit 5 ml 1:1 verdünnter HNO<sub>3</sub> versetzt. Aufschluß nach Umschütteln zwei Stunden im Wasserbad bei 95°C. Zugabe von 10 ml H<sub>2</sub>O, schütteln, mehrere Stunden absetzen lassen. Messung mit Flammen-AAS in der überstehenden Lösung.

## **Ergebnisse**

### pH-Werte:

Die pH-Werte nehmen mit zunehmender Nähe zum Stamm horizontal und vertikal ab (Abb. 1).

Bei Trasse II ist die pH-Absenkung größer. Hier ist der Wert 5 cm vom Stamm auf pH 3 und somit um 4 Einheiten abgesenkt (vgl. pH-Werte in 20, 50 u. 100 cm Entfernung in 4-8 cm Tiefe). Die Umgebung des Stammes ist einige Zentimeter tief entkalkt.

### Schwermetalle:

#### Blei:

Beim Vergleich von Trasse I und II ergibt sich kein einheitliches Bild. Trasse I zeigt deutlich eine Zunahme der Bleigehalte mit wachsender Entfernung vom Stamm in allen drei Tiefenbereichen. Die höchsten Werte wurden jeweils in 0-1 cm Tiefe gemessen (Abb. 2). Trasse II hat den höchsten Bleiwert unmittelbar am Stamm. Die Gehalte in größerer Entfernung liegen niedriger als bei Trasse I. Deutlich wird nur eine Abnahme der Gehalte mit der Tiefe (Abb. 2).

#### Zink:

Die Zn-Gehalte im Boden sind erheblich höher als die des Bleis. Innerhalb der Trasse I treten anders als beim Blei Maxima in Stammnähe auch in tieferen Probenahmebereichen auf. Dennoch ist oberflächennah eine kontinuierliche Zunahme der Zn-Gehalte mit wachsender Entfernung vom Stamm festzustellen. Der Maximalwert findet sich an der gleichen Stelle wie der des Bleis. Trasse II zeigt analog zum Blei den Maximalwert oberflächen- und stammnah und weiterhin eine deutliche Zunahme der Gehalte an der Oberfläche mit wachsender Entfernung zum Stamm. Die Gehalte liegen niedriger als bei Trasse I (Abb. 3). Maxima in tieferen Probenahmebereichen ergeben sich hier in größerer Entfernung vom Stamm, wobei auch für die Probenahmebereiche in 1 m Entfernung der höchste Wert nicht oberflächennah analysiert wurde.

#### Kupfer und Cadmium:

Die Kupfergehalte der Proben sind weitaus niedriger als die des Bleis und des Zinks. Die horizontalen und vertikalen Gehaltsunterschiede sind gering. Eine Beziehung zur Entfernung vom Stamm oder zur Tiefe läßt sich anhand der vorhandenen Daten nicht feststellen.

Cadmium lag bei den Messungen unterhalb der Nachweisgrenze.

### **Diskussion:**

#### pH:

Ursache für die pH-Absenkung ist der Stammabfluß "saurer" Niederschläge, wobei der Säureeintrag durch das Abwaschen trockener Depositionen von den Bäumen verstärkt wird, wie dies aus der Waldsterbensforschung bekannt ist (ULRICH 1982, GLATZEL u.a. 1983). Das Absinken der pH-Werte hat eine beträchtliche Auswirkung auf die chemische Bodenzusammensetzung, da mit sinkendem pH-Wert der Anteil der Al + H-Ionenkonzentration im Boden bei gleichzeitiger Verdrängung basisch wirkender und für die Ernährung der Vegetation wesentlicher Kationen ansteigt. Dies wiederum bedeutet, daß es zum einen zu deutlichen Änderungen im Pufferbereich des Bodens, zum anderen auch damit verbunden zu Änderungen im Mineralbestand kommt. Betrachtet man die Analyseergebnisse vor diesem Hintergrund, so erkennt man, daß mit dem Absinken des pH-Wertes in den oberen Zentimetern eine Verlagerung vom Carbonat-Pufferbereich in den Eisen-Aluminiumpufferbereich stattgefunden hat.



Abb. 1: Tiefenverteilung der pH-Werte am Stammfuß eines Bergahorns auf einer Horticisol-Parabraunerde eines Hinterhofs in der Innenstadt Berlins (West)

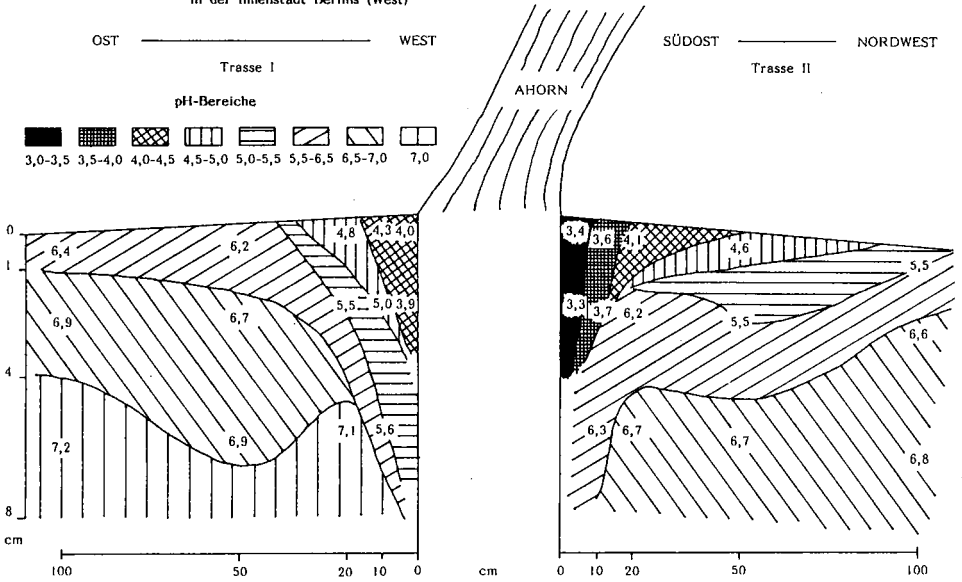


Abb. 2: Tiefenverteilung der Pb-Werte (ppm) am Stammfuß eines Bergahorns auf einer Horticisol-Parabraunerde eines Hinterhofs in der Innenstadt Berlins (West)

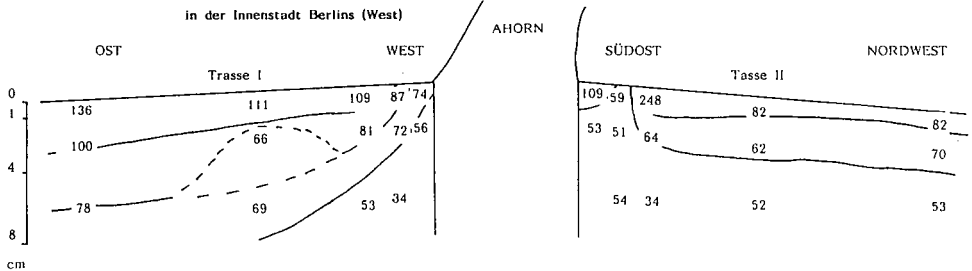
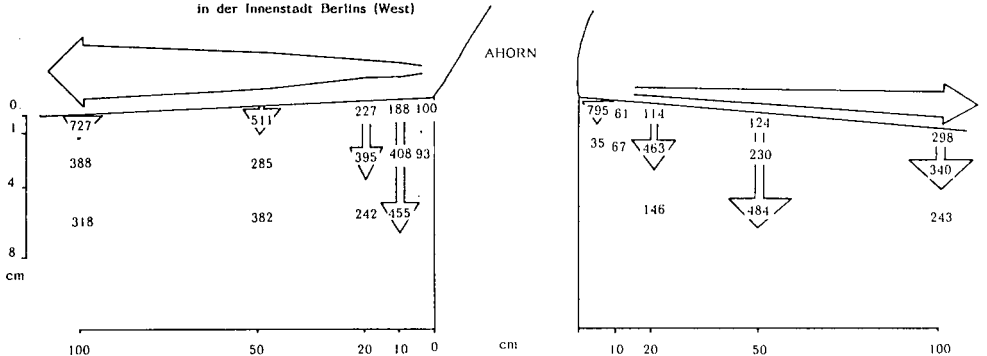


Abb. 3: Tiefenverteilung der Zn-Werte (ppm) am Stammfuß eines Bergahorns auf einer Horticisol-Parabraunerde eines Hinterhofs in der Innenstadt Berlins (West)



Grund für den Ausfall der Vegetation an der Stammbasis des Baumes könnte somit eine hohe Al-Verfügbarkeit sein, deren schädigende Wirkung z.B. für Buchensämlinge nachgewiesen ist (GEHRMANN und ULRICH 1983).

#### Schwermetalle:

Die Ergebnisse zeigen einen deutlich höheren Gehalt an Schwermetallen (Zn > Pb > Cu > Cd) in der Umgebung des Stammes als die Ausgangsmaterialien der Bodenbildung, hier Geschiebedecksand über Geschiebemergel, von Natur aus enthalten (BLUME 1985). Zink ist stärker angereichert als in vergleichbaren Böden unter Forst in Stadtrandbereichen (MESHREF 1981). Für einen Innenstadtstandort relativ gering angereichert sind Blei und Cadmium. Die Pb-Gehalte werden auch unter Forst und Acker erreicht.

Ebenso wie die pH-Werte weisen die Pb- und Zn-Gehalte darauf hin, daß auf Trasse II größere Stammabflüsse stattfinden, die auch weiter verfrachtet werden als auf Trasse I.

Anders als offenbar im Wald (GLATZEL 1983, KAZDA und GLATZEL 1984) finden sich am hier untersuchten Objekt die höchsten Schwermetallgehalte (Pb, Zn) nicht am Stammfuß, sondern in weiterer Entfernung (Trasse I, Abb. 2 u. 3, > 1m).

#### Blei

Das Blei wird offenbar mit dem Stammablaufwasser in stammfernere Partien transportiert und dort beim Versickern des Wassers oberflächennah adsorbiert. Ein Teil wandert insbesondere dort auch in die tieferen Probenahmebereiche ab.

#### Zink

Die Maxima treten wegen der höheren Mobilität des Zinks gegenüber Blei bei niedrigen pH-Werten (HERMS und BRÜMMER 1980) auch in tieferen Probenahmebereichen auf. Das Schwermetall ist nicht nur lateral auf der Oberfläche, sondern auch in Stammnähe vertikal verlagert worden. Dies entspricht auch den Versuchsergebnissen von ASCHE und BEESE (1986), wobei die dem Boden zugeführten Schwermetalle (Zn > Pb > Cu > Cd) bevorzugt in oberen humusreichen Lagen (0-2cm) adsorbiert wurden, jedoch der Boden nicht in der Lage war, alle Elemente in 0-5 cm zu adsorbieren. Entsprechend der geringen Bindungsstärke, der geringen Konkurrenzfähigkeit um die begrenzte Anzahl der Bindungsplätze und des für eine Adsorption zu tiefen pH-Wertes wird insbesondere Zink nach unten verlagert. Absenkungen des pH-Wertes äußern sich in verstärkten Zn-Austrägen aus den oberen Zentimetern.

#### Kupfer

Die Cu-Gehalte lassen sich nicht anhand der Daten in den oberen acht Zentimetern differenzieren. Dies mag an den geringen Einträgen liegen oder aber auch an der gegenüber Blei und Zink stärkeren Deposition an/in Blättern (werden abgesammelt), Holz und Rinde (ULRICH 1982).

Stärkere Anreicherungen mit Zn gegenüber Pb in Böden von Ballungs- und Industriegebieten sind bekannt (SCHWELA 1983) und spiegeln sich auch in den Gartenböden wider (VETTER u.a. 1985, BRÜNE 1986). Grund dafür sind neben der Zuführung von schwermetallhaltigen Substraten vor allem auch die Schwermetalleinträge aus der Atmosphäre, die höhere Depositionsraten von Zink aufweisen.

#### Emissionen und Immissionen:

Eine Ursache für die Anreicherung von Zink in Böden Berlins ist die Kohleverbrennung, die vor 20-30 Jahren einen weitaus höheren

Anteil daran gehabt haben dürfte. Gründe dafür sind z.B. die damals geringeren Schornsteinhöhen von Industriebetrieben und Kraftwerken, fehlende Filteranlagen sowie der höhere Ausstoß von Schornsteinen der Haushalte und Kleinverbraucher (SENATOR FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ 1981).

Die Umverteilung des Energieverbrauchs von dieser Gruppe zu den Kraftwerken hin hat zu einer erheblich niedrigeren Flächenbelastung durch Schwermetalle aus Kohle (Berlin-W) im Stadtgebiet geführt, da der Immissionsbewertungsfaktor (IBF) für Kraftwerke (BRAUER 1983) gegenüber Haushalten (wegen des stärkeren Abtransports in der Atmosphäre) deutlich niedriger liegen dürfte. Jedoch ist der Rückgang der Pb- und Zn-Emissionen aus der Kohlefeuerung der Haushalte seit den 50er Jahren durch die ansteigenden Emissionen des Fahrzeugverkehrs (Zn durch Reifenabrieb, Pb durch Benzin) kompensiert und überschritten worden (vgl. Tab.1). Während vor 30 Jahren eine mehr oder weniger gleichmäßig verteilte Anreicherung in der Innenstadt stattgefunden hat, ist heute eine stärkere Anreicherung entlang von Straßen zu erwarten (BLUME 1985). Somit müßten sich die Pb- und Zn-Niederschläge auf Hinterhöfen im Laufe der letzten Jahrzehnte verringert haben. Dies gilt jedoch nur dann, wenn sich trotz des gestiegenen Kohle-Brennstoffverbrauchs die Immissionen aus den Kraftwerken Berlins (West) durch den Bau höherer Schornsteine und den Einbau von Filteranlagen sowie die Einträge aus Berlin (Ost) und der DDR - sie sind bei diesen Überlegungen wegen mangelnder Zahlen nicht miteinbezogen - nicht erhöht haben.

Nach ULRICH (1981,1982) sind Einzelbäume in der Stadt wesentlich höheren Depositionsraten schwermetallhaltiger Aerosole in der Rinde und auf den Blättern ausgesetzt als Bäume innerhalb eines geschlossenen Waldbestandes.

Allein der Freilandniederschlag an Blei und Cadmium in Berlin (als Bestandteil des Staubniederschlags, TÜV 1985) beträgt etwa die Hälfte dessen, was als Gesamtdeposition im Fichten-Waldökosystem im Solling niedergeht. Die Einträge unter Bäumen der Innenstadt dürften somit wesentlich höher liegen.

#### *Pflanzenschädigungen*

Wegen der höheren Mobilität bei niedrigen pH-Werten und der damit verbundenen höheren Pflanzenverfügbarkeit sind tolerierbare Richtwerte bei Zink in sauren Böden, Kulturpflanzen betreffend (HERMS und BRÜMMER 1980), niedriger angesetzt als beim Blei. Da Zink insbesondere für Pflanzen schädlich ist (schädlicher als für Tiere und schädlicher als Blei), sind in Ballungs- und Immissionsgebieten bereits Pflanzenschädigungen zu erwarten (SAUERBECK 1986, BRÜNE 1986). Somit erscheint es nicht unwahrscheinlich, daß das Ausfallen der Vegetation auf Hinterhöfen in der Umgebung der Stammbasen von Stadtbäumen auch auf Zink zurückzuführen ist.

#### **Folgerung:**

Die Entwicklung der Zinkemissionen sowie die Bodengehalte in den städtischen Ballungsgebieten zeigen, daß dem Zink mehr Beachtung als bisher geschenkt werden sollte und daß Maßnahmen zu ergreifen sind, die die Zink-Emissionen und -Immissionen senken.

Emissionen durch Haushalte, Kleingewerbe und Verkehr in Berlin (West) in t/a

Verbraucher	Blei		Zink		Tab. 1
	1955	1979	1955	1979	
Haushalte	3,0*	0,9*	1,7*	0,5*	
Verkehr	28**	64,3**	4***	30***	

\* Errechnet aus Angaben über Kohleverbrauch (Der Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz 1981) und Emissionsfaktoren nach BRÖKER UND GLIWA 1980

\*\* Nach Angaben von DER SENATOR FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ 1984

\*\*\* Nach Angaben von SCHLADOT und NÜRNBERG 1982, DAVIS 1972, DREYER 1983 und DER SENATOR FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ 1984

Blaue, E.-P., 1981: Mikrozönose Versauerung Berliner Forsten Berliner Naturwissenschaften, Nr. 75, S.713-714, Berlin

Blaue, E.-P. (Hrsg.) u.a., 1981: Typische Böden Berlins Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesell., 11, S.107-112, Göttingen

Blaue, E.-P., 1985: Schwermetallbelastung Berliner Böden in Gewelt- und Naturschutz für Berliner Gevässer, H.2, Dokumentation zum Symposium "Bodenschutzprogramm Berlin", Berlin, 10./11.6.1985, Der Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz, S.47-54

Bräuer, E., 1983: Schadit in Ballungsgebieten - Reinhaltung der Luft in großen Städten Journal. Technische Universität Berlin, 8.9/10, S.11-20

Bröker, G. und E. Gliwa, 1980: Abschätzung von Emissionsfaktoren für die Elemente Zink, Blei, Cadmium und Quecksilber bei Hausbrandfeuerungen für feste Brennstoffe Schriftenreihe der Landesanstalt für Umweltschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Verlag f. Girardet, Essen, H.38, S.17-22

Bürne, E., 1986: Schadstoffeintrag in Böden durch Industrie, Bestellung, Verkehr und Landwirtschaft VDLGA-Schriftenreihe, 16, Kongressband

Boris, 1973: zitiert in: Berlin, E. (Literaturangabe fehlt)

Der Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz (Hrsg.), 1981: Immissionen in Berlin - Energieverbrauch und SO<sub>2</sub>-Immission seit 1900 - Verwaltungsdruckerei Berlin, 70 S.

Der Senator für Stadtentwicklung und Umweltschutz (Hrsg.), 1984: Immissionskataster Kraftfahrzeugeverkehr - für das Belastungsgesamt Berlin Verwaltungsdruckerei, Berlin, 43 S.

Dreyer, A., 1983: Kraftfahrzeuge und Luftverschmutzung Von umweltfreundlichen Motor zur neuanschaulichen Verkehrspolitik, in: "Das Waldsterben", Hrsg. Arbeitsgruppe Chemische Industrie, Naturschutzgruppe BfL, Verlag Köhler Volkshilft, S.252-271

Fauch, K., 1982: Zehnmonatsbeitrag zur 3. Sitzung der Arbeitsgruppe "Schwermetalle in Böden" an 17./18.2.1982 in Hannover

Gehrmann, J. und B. Ulrich, 1981: Der Einfluss des Sauren Niederschlags auf die Naturverjüngung der Buche LÖL-Mitteilungen, Sonderheft Immissionsbelastungen von Waldökosystemen, S.12-16, Münster-Hiltrup

Glaxcel, G., E. Sandberger, K. Zarda und B. Puzbas, 1981: Bodenveränderungen durch schadstoffangereicherte Stammaufzuchtenschnitte in Buchenbeständen des Viennerväldes Allgemeine Forst. Zeitschrift, Nr.26/27, S.693-694, München

Graziano, L., 1984: Saure Versauerung der Waldböden Berlins Forstwissenschaftliches Centralblatt, 123, H.7, S.131-139, Jena/Burg und Berlin

Horn, T. und G. Bräuer, 1980: Einfluss der Bodenart auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgallerte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und inorganisierten Strohkomposten, Landwirtschaftliche Forschung, 33, S.408-423

Karda, K. und G. Glaxcel, 1984: Schwermetallanreicherung und Schwermetallverfügbarkeit im Einwirkungsbereich von Stammaufzucht in Buchenwäldern (Fagus sylvatica) des Viennerväldes Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 147, S.743-752

Berlin, E. 1984: Metalle in der Umwelt - Verteilung, Analytik und biologische Relevanz Verlag Chemie, Weinheim

Keshruf, E., 1981: Schwermetallanalytik Berliner Böden unter Wald-, Acker- und Kieselunterzug, Diss. Technische Universität Berlin

Kunze, K., 1975: West-Berliner Böden anthropogener Litho- und Pedogenese, Diss., TU Berlin

Sauerbeck, P., 1986: Schadstoffeinträge in den Boden durch Industrie, Bestellung, Verkehr und Landwirtschaft (anorganische Stoffe) VDLGA-Schriftenreihe, 16, Kongressband

Schladow, J.D. und H.F. Nürnberg, 1982: Atmosphärische Belastung durch toxische Metalle in der Bundesrepublik Deutschland - Emission und Deposition, Ber. Forstforschungsanstalt Jülich zit. in Berlin, E. (siehe dort)

Schweil, G., 1983: Unbeabsichtigte Bodenbeeinflussung - Bodenbelastung durch Luftverunreinigungen in: Krauß, K. u.a. (Hrsg.), 1983 Bodenschutzstrategien - Versuch einer Bestandsaufnahme - bsp-Schriften, 2, ESV Medizin Verlag München, S.11-13

TFV Berlin, 1985: Abschlussbericht über die Messungen und Ergebnisse des Immissions- und Messprogramms Berlin (West) 1984, Technischer Bericht Nr. 3-85/593

Ulrich, B., 1981: Destabilisierung von Waldökosystemen durch Akkumulation von Luftverunreinigungen Ber. Forst- und Holzwiss., 35, 2.22, S.575-582, Jena/Burg

Ulrich, B., 1982: Gefahren für das Waldökosystem durch Saure Niederschläge Mitteilungen der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Sonderheft, S.8-25, Münster-Hiltrup

Uttner, E., H.-B. Kowalewsky, P. Ullrich, und L. Hesselberg, 1985: Versauerung, Anstieg und Wärdungen unterschiedlich starker Schwermetallbelastungen in verschiedenen Regionen, Abschlussbericht 74-Forschung Nr.256/7042, 738 - P u. P-Berichtsmaterial, zitiert in: Sauerbeck, P., 1986 (siehe dort)

Die rote Farbe entstand durch Brände auf den kohlehaltigen Bergeshalden. Das als graue Asche bezeichnete Material ist keine Asche, sondern eine Eisenhüttenschlacke. Im trockenen Zustand zeigt sie weißliche, abwaschbare Überzüge. Die Tragschicht besteht aus unbeebeitetem, grobem und unsortiertem Bergematerial. Dabei handelt es sich um Vorrichtungs- und Querschlagsberge, die beim Auffahren von Richtstrecken, Querschlägen und dem Abtäufen von Schächten anfallen.

Unter den Tennenfläche war vor der Bolzplatzanlage die humose Oberbodenschicht weitgehend entfernt worden. Jedoch traten stellenweise Reste des Oberbodens als Flecken sowie vereinzelte Wurzelreste auf. Vermutlich wurde auch Sand eingemischt, wie der Vergleich der Korngrößenzusammensetzung mit der der Rasenfläche zeigte (Tabelle 1).

#### 4. Ergebnisse und Diskussion

Wesentliches Merkmal der Tennenfläche ist ihr hoher Skelettgehalt. Abbildung 3 zeigt die Korngrößenfraktionen des Skeletts und den Feinbodengehalt. In der roten Asche liegen Feinbodengehalte bis 60 Gew.% vor. Darunter fallen die Feinbodengehalte auf 29-30% ab. Mit der Tiefe wird das Skelett insgesamt gröber. Der Boden unter der Tennenschicht weist noch Skelettgehalte um 7% auf.

In der roten Asche tritt im Feinboden eine C-Anreicherung (Abbildung 4) auf. Da die rote Asche ursprünglich infolge des Brennens keine organischen Bestandteile mehr enthielt, muß die C-Anreicherung durch Eintrag über die Bodenoberfläche in die Schicht gelangt sein. Damit liegt eine Humusanreicherung vor. Ähnliches muß auch für die graue Asche aus Schlacken angenommen werden. Die C/N-Verhältnisse sind in beiden Schichten weit. Der humose Oberboden aus der benachbarten Rasenfläche (Abbildung 5) weist ein deutlich engeres C/N-Verhältnis auf als die Tennenfläche. Eine Deutung dieser Unterschiede ist aus dem Untersuchungsmaterial nicht möglich.

Die hohen C-Gehalte im Bergematerial sind auf Restkohlegehalte zurückzuführen. C/N-Verhältnisse  $> 35-40$  deuten darauf hin. Unklar ist die Stellung dieser Kohlereste als organische Substanz. Dabei muß damit gerechnet werden, daß durch Kohleverwitterung humusähnliche Substanzen entstehen.

Die Tennenfläche ist carbonathaltig. Es liegen extrem hohe pH-Werte vor, was besonders für die graue Asche gilt. Die für Bergematerialien bekannten Versauerungserscheinungen (Kerth, 1988) treten nicht auf. Vielmehr sind auch hier noch Carbonatgehalte anzutreffen. Von der Aufbasung wurde auch der Boden unter der Tennenfläche erfaßt.

Mit der starken alkalischen Reaktion der grauen Asche tritt ein erhöhter Salzgehalt auf, wie die Leitfähigkeit anzeigt. Diese entspricht etwa Salzgehalten von 1,5-2%. Die Salzgehalte erreichen damit für humide Klimate unbekannte Werte.

Die hohen pH-Werte wie auch Salzgehalte sprechen dafür, daß die Humusanreicherung in der grauen Asche nicht durch Organistentätigkeit, sondern lediglich durch Zusammenschlämmen und Einwaschen von organischer Substanz erfolgt ist.

Bodenmerkmale eines Bolzplatzes

von

HEINEN, P. und W. BURGHARDT \*

1. Einleitung - Bolzplatz als Auftragsboden

Stadttypisch sind Auftragsböden. Sie können räumlich wie auch hinsichtlich des Stoffbestandes als ungeordnete Ablagerung oder aber auch als nach genormten Kriterien erstellte Deckschichten entstehen. Nutzungsbedingt weisen solche Deckschichten teilweise hohe Skelettanteile auf. Hingewiesen sei auf die Beispiele Pflastersteinlagen, Platten oder wie nachfolgend beschrieben Hartplätze. In diesen Deckschichten ist jedoch noch ein minimaler Gehalt an Feinboden anzutreffen, in dem abgesehen von einer sehr langsamen Verwitterung des Skeletts - Bodenbildungen z.B. in Form von Humusanreicherung oder auch infolge der Versickerung von Niederschlagswasser (Renger et.al. 1987) und den damit verbundenen vertikalen Stofftransporten vorstellbar sind.

Einige Merkmale eines Bolzplatzes sollen als erster Diskussionsbeitrag zu einer später anzustrebenden Klassifikation von Auftragsböden in Stadt- und Industriegebieten in dieser Arbeit beschrieben werden.

2. Material und Methoden

Untersucht wurde ein als Hartplatz oder Tennenfläche angelegter Bolzplatz in Essen-Gerschede. Der Bolzplatz wurde 1971 angelegt. In die Untersuchung einbezogen wurden die oberen 4 dm der angrenzenden Parkrasenfläche.

Die Rasenfläche entsprach nicht der hier auf LÖB erwarteten Parabraunerde. Vielmehr folgte dem 2-5 cm mächtigen Ah-Horizont ein als Bv angesprochener Horizont.

Auf der Tennenfläche wie auch dem Rasen wurden jeweils 5 Gruben zur Probenentnahme angelegt. An den Proben wurde ermittelt: Skelett und Feinbodengehalt, der Carbonatgehalt, pH-Wert, C- und N-Gehalt, Gesamtsalzgehalt als Leitfähigkeit im 1:5 Extrakt, die Schwermetalle Pb, Zn, Cd, Cu, Ni im Königswasseraufschluß des Feinbodens.

3. Schichtenaufbau der Tennenfläche

Die Bauweise von Tennenflächen ist nach DIN 18035, Blatt 5, genormt. Danach sind Tennenflächen wasserdurchlässige Sportflächen aus mineralischem Korngemenge ohne künstliche Bindemittel. Die Schichtenfolge enthält Abbildung 1.

Die in Essen-Gerschede angetroffene Tennenfläche entsprach nur annähernd oben beschriebenen Schichtenaufbau, da eine Filterschicht fehlte (Abbildung 2). Bei der roten Asche handelt es sich um Bergematerial aus dem Steinkohlebergbau, das durch Absieben und Mahlen die gewünschte Korngröße erhielt und eine rote Farbe aufweist.

\* Angewandte Bodenkunde/Ökologie, Universität-GHS Essen, Universitätsstraße, 4300 Essen

Der Boden der angrenzenden Rasenfläche (Abbildung 5) ist schwach sauer. Als Staub von dort in die Tennenfläche eingetragene Bodenteilchen werden zusammen mit den Niederschlägen zur Absenkung des pH-Wertes in der roten Aschenschicht beigetragen haben.

Die Verteilung der Gehalte einiger Schwermetalle wurden in die Untersuchung mit einbezogen. Dabei weisen die einzelnen Tennen-schichten unterschiedliche Gehalte der einzelnen Schwermetalle auf. Ni, Cu, Pb liegen dabei in deutlich höheren Gehalten vor als im angrenzenden Boden der Rasenfläche, Cd und Zn sind hingegen in der Rasenfläche stärker erhöht.

Im Boden direkt unter der Tennenfläche sind Pb und Cu stärker als in größerer Tiefe und im Vergleichsboden der Rasenfläche ange-reichert worden (Abbildung 4 u. 5). Dies deutet darauf hin, daß beide Metalle in der Tennenfläche in einer mobilen Form vorliegen, was auf die hohen pH-Werte zurückgeführt werden kann (Herms u. Brümmer, 1984). Eine Wanderung anderer Schwermetalle aus der Tennen-fläche in den darunterliegenden Boden ist infolge der hohen Gehalte dieser Metalle im Boden nicht feststellbar.

## 5. Zusammenfassung

Zu den Auftragsböden sind auch die Tennenflächen der Bolzplätze zu rechnen. Sie weisen hohe Skelettgehalte und in dem beschriebenen Beispiel eine stark alkalische Bodenreaktion auf. In die Schichten der Tennenfläche erfolgte eine Einlagerung organischer Substanz. Die Schwermetalle Pb und Cu wurden aus der Tennenfläche ausgetragen.

## Literatur

- Herms, U. u. G. Brümmer, 1984: Einflußgrößen der Schwermetalllös-lichkeit und -bindung in Böden. Z. Pflanzenernähr., Bo-den. 147, 400-424.
- Kerth, M. 1988: Die Oxidation des Pyrits - dominierender chemischer Verwitterungsvorgang in Bergehaldenrohböden des Ruhrge-bietes. In diesem Band.
- Renger, M., G. Wessolek, B. Kaschanian u. R. Plath, 1987: Boden- und Nutzungskarten als Grundlage für die Bestimmung der Grundwasserneubildung mit Hilfe von Simulationsmodellen am Beispiel von Berlin (West). Mitteln. Dtsch. Boden-kundl. Gesellsch., 53, 13-19.

Tabelle 1: Korngrößenzusammensetzung des Feinbodens

Tennenfläche					Rasenfläche				
Tiefe cm	OS %	Ton %	Schluff %	Sand %	Tiefe cm	OS %	Ton %	Schluff %	Sand %
30-32	7	8	54	31	0-2	8	17	71	4
32-35	5	7	58	30	2-5	5	17	74	4
35-40	5	7	57	32	5-10	2	17	77	4
40-50	3	8	59	30	10-20	1	18	77	3
					20-30	1	18	77	3

Abbildung 1: Kornaufbau einer Tennenfläche (DIN 18035/Blatt 5)

Schicht	Schichtdicke cm	Funktion
Tennenbeleg	4	Deck-/Verschleißschicht
Dynamische Schicht	≥ 6	Übergangs- und Filterschicht mit Aufgabe Wasserspeicherung für Tennenbeleg
Tregschicht	15-20	Eigentliche Tregschicht mit Aufgabe Ableitung und Speicherung von Sickerwasser
Filterschicht	≥ 6	Zwischenschicht von bindigem Unterboden und Tregschicht; soll Eindringen bindiger Teile verhindern

Abbildung 2: Aufbau der Tennenfläche in Essen - Gerschede

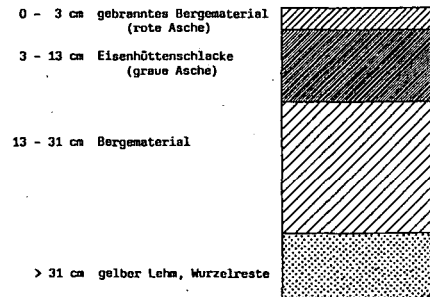


Abbildung 3: Korngrößenverteilung der Tennenfläche

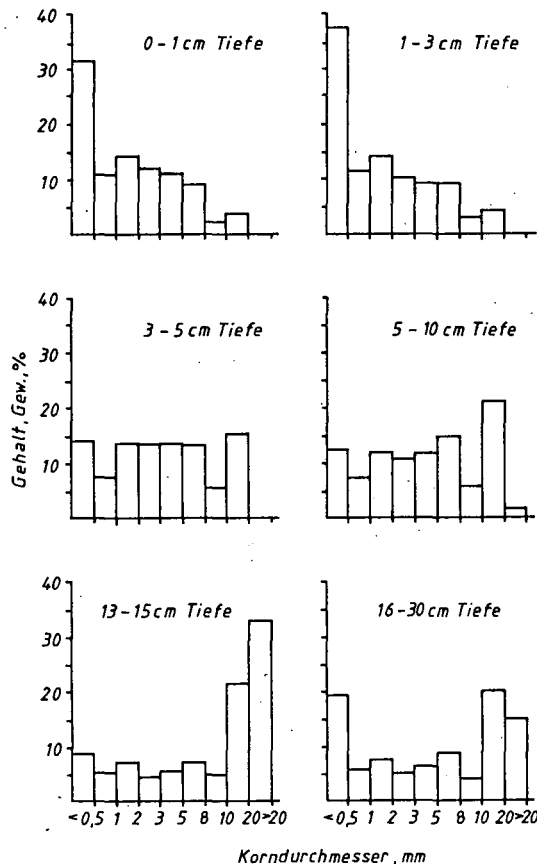
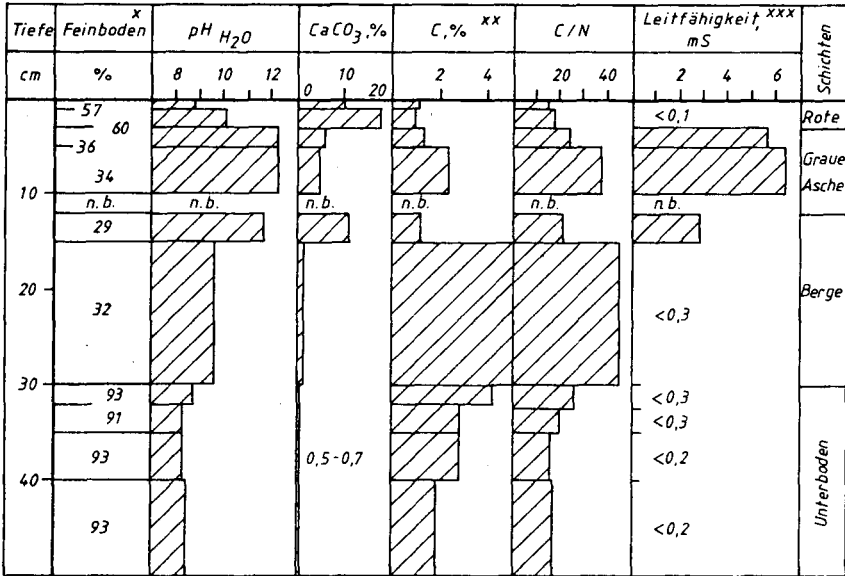




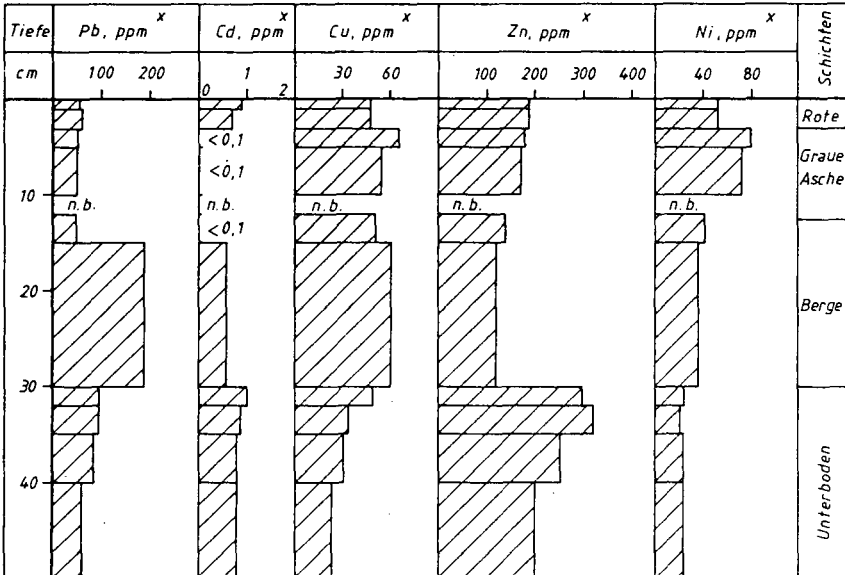
Abbildung 4: Merkmale des Feinbodens der Tennenfläche



x: Ohne Humus- und Karbonatzerstörung

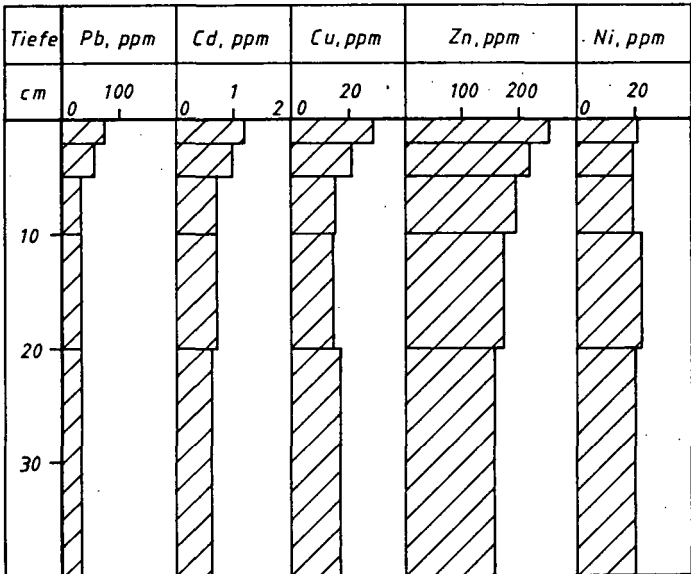
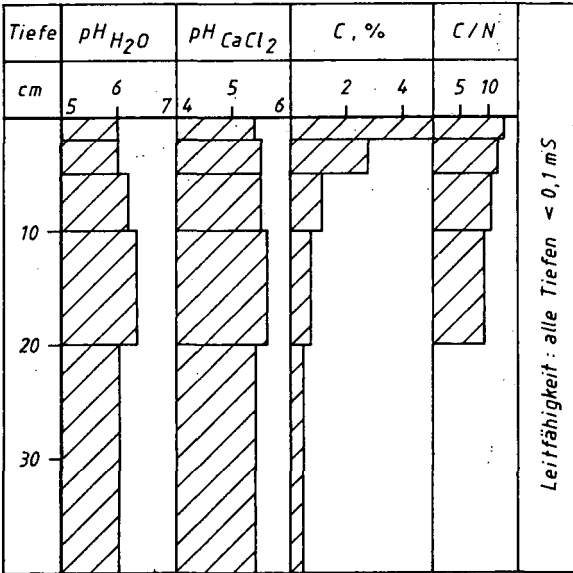
xx: Organisch C, inklusive Kohle

xxx: 1:5 Extrakt



x: Königswasserauszug

Abbildung 5: Merkmale des Rasenprofils



**Die Oxidation des Pyrits - dominierender chemischer Verwitterungsvorgang in Bergehaldenrohböden des Ruhrgebiets.**

von

Kerth, M. \*

1. Einleitung

Im dicht besiedelten Ballungsraum Ruhrgebiet veränderte der Mensch in den letzten 150 Jahren durch Steinkohlenbergbau und Stahlerzeugung nachhaltig die Landschaft und wirkte insbesondere auch auf die Böden ein. Eine dieser Einwirkungen ist die Flächeninanspruchnahme durch die Aufschüttung von Steinkohlenbergematerial, wodurch der natürliche Boden verloren geht. Das Steinkohlenbergematerial besteht aus dem von der Rohkohle in der Aufbereitung abgetrennten Gesteinsanteil und wird heute zum allergrößten Teil aufgehaldet (RUHRKOHLE AG, 1981). Die dabei entstehenden Großhalden weisen Grundflächen von z. T. mehr als 50 ha und Höhen von bis zu 100 m über Gelände auf. Im Jahr 2000 werden im Ruhrgebiet ca. 40 km<sup>2</sup> mit Bergematerial bedeckt sein, wobei in den Städten des zentralen Ruhrgebiets, der sogenannten Emscherzone, schon heute bis zu 5 % der Fläche von Bergehaldenböden eingenommen wird.

Nach den Vorstellungen des Bergbaus und der Planungsbehörden sollen die Steinkohlenbergehalde schnell mit einer Gras-Kleemischung begrünt und anschließend mit Forstpflanzen bestockt werden. Diese Rekultivierung soll eine Nachfolgenutzung als Erholungslandschaft und eine Anrechnung als forstliche Ersatzfläche für durch den Bergbau in Anspruch genommene Forstflächen ermöglichen.

Eine entscheidende Voraussetzung für einen langfristigen Erfolg der Begrünungsmaßnahmen ist die Kenntnis der Zusammensetzung des Bergematerials und der im Bergematerial ablaufenden physikalischen und chemischen Verwitterungsvorgänge.

Im folgenden werden Teilergebnisse von Untersuchungen zur chemischen Verwitterung im Steinkohlenbergematerial dargestellt.

2. Material und Methoden

Auf den Steinkohlenbergehalde Brassert (TK 25, Blatt 4308 Marl, R<sup>13</sup>73950, H<sup>17</sup>27900) und Emscherbruch (TK 25, Blatt 4408 Gelsenkirchen und 4409 Herne, R<sup>13</sup>81100, H<sup>17</sup>15420) wurden auf den WSW-exponierten Böschungen in zwischen 1 und 12 Jahre alten Bereichen 1 m tiefe Schürfe angelegt. Entsprechend der beobachteten Horizontierung bzw. Schichtausbildung wurde schlitzprobenartig Material entnommen.

---

\* Fach Geologie, Fachbereich 9, Universität Essen, D4300 Essen 1

Die Proben wurden bei 40 °C getrocknet. Anschließend wurde das Material < 2mm abgeseibt, 10-20 g dieses Materials analysenfein gemahlen und mittels Röntgendiffraktometrie (D500, Firma Siemens, CuK $\alpha$ -Strahlung) auf seine mineralogischer Zusammensetzung untersucht.

Der pH-Wert des ungemahlene Materials < 2mm wurde in 1m KCl-Lösung nach 1 Stunde Rührdauer mit der pH-Einstabmeßkette Ingold 456 KN2 in der Suspension bestimmt. Die Acidität wurde durch ein-stündiges Kochen von gemahlenem Probenmaterial in einer definierten Menge in NaOH und anschließender Rücktitration mit 1n HCl bis pH 7 bestimmt.

Die Karbonatbestimmung erfolgte mit einem Ströhlein Instruments Coulomaten 702 unter Verwendung 17 Niger Perchlorsäure, Erhitzung des Probengefäßes auf 50 °C und 20 Min. Reaktionsdauer.

Die Gesamtschwefelbestimmung erfolgte mit einem Fisher Sulfur Analyser Modell 470 nach Verbrennung der mit Vanadiumpentoxid versetzten Probe bei 1350 °C im Fisher Hochtemperatur-Röhrenofen Modell 472. Die Bestimmung des Pyritgehaltes wurde entsprechend der Methode von DACEY & COLBOURN (1979) durchgeführt, wobei Eisen mit der AAS bestimmt wurde. Da bei dieser Methode von einer Anlösung silikatischer Eisenverbindungen auszugehen ist, mußte eine Korrektur der gefundenen Werte vorgenommen werden (KERTH, 1988). Das wasserlösliche Sulfat wurde aus einem wässrigen Probenauszug (0.5 g Probe mit 50 ml H<sub>2</sub>O für eine Stunde geschüttelt) photometrisch nach WUNSCH (1976, 193 ff.) bestimmt. An dem bei der Pyritbestimmung anfallenden Salzsäure-Auszug wurde der Gesamtsulfatgehalt wie oben bestimmt, wobei das störende Eisen mit einem sauren Ionentauscher entfernt wurde. Der Gesamtsulfatgehalt vermindert um den Gehalt an wasserlöslichem Sulfat ergibt den Gehalt an salzsäurelöslichem Sulfat. Um eine Vergleichbarkeit mit der Gesamtschwefelbestimmung zu haben, wurden alle Werte auf Schwefelgehalte umgerechnet.

### 3. Ergebnisse

#### 3.1 Zusammensetzung des Bergematerials

Petrographisch besteht das Bergematerial aus oberkarbonischen Ton-, Silt- und Sandsteinen, Kohleresten und Konkretionen aus Pyrit und Siderit. Mineralogisch sind die frisch aufgehaldeten Bergematerialien aus den Tonmineralen Illit, Kaolinit, Chlorit, aus Quarz und Feldspat, aus den Karbonaten Ankerit-Dolomit, Kalzit und Siderit, und aus den Sulfiden Pyrit und untergeordnet Markasit zusammengesetzt. In den verwitterten Bergematerialien lassen sich Gips, Jarosit und Goethit nachweisen.

#### 3.2 pH-Wert, Aciditäten und Schwefelgehalte im Bergematerial

In Tab. 1 sind die Ergebnisse der chemischen Analyse unterschiedlich alten Bergematerials der Halde Brassert aufgeführt.

Probe	Tiefe cm	pH	Acid. CO <sub>2</sub> -C		FeS <sub>2</sub> -	H <sub>2</sub> O-	HCl-	Ges.-	
			mmol (eq). H <sup>+</sup>	%	S	SO <sub>4</sub> - S	SO <sub>4</sub> - S	S	
-----									
Profil BrXI Alter 1 Jahre									
BrXIA1	0 -	4	5.79	10.2	0.150	0.58	0.05	0.23	0.95
BrXIA2	1 -	10	6.89	14.8	0.360	1.16	0.06	0.23	1.79
BrXIA3	10 -	50	7.60	11.0	0.550	1.66	0.06	0.23	2.56
BrXIA4	50 -	100	7.83	9.2	0.440	1.16	0.09	0.22	1.81
-----									
Profil BrVIII Alter 2 Jahre									
BrVIIIA1	0 -	4	3.95	18.4	0.027	0.16	0.03	0.24	0.47
BrVIIIA2	4 -	10	3.02	26.6	0.004	0.16	0.04	0.34	0.52
BrVIIIA3	10 -	25	4.11	39.0	0.051	0.29	0.10	0.32	0.79
BrVIIIA4	25 -	60	7.45	17.0	0.580	0.37	0.22	0.17	0.90
BrVIIIA5	60 -	90	7.67	7.5	0.620	0.38	0.20	0.22	0.92
-----									
Profil BrV Alter 7 Jahre									
BrV1	0 -	15	3.20	29.8	0.007	0.05	0.08	0.29	0.50
BrV2	15 -	20	2.89	33.6	0.008	0.03	0.17	0.33	0.65
BrV3	20 -	40	3.30	34.0	0.015	0.00	0.43	0.32	1.05
BrV4	40 -	70	3.23	32.0	0.005	0.04	0.76	0.32	1.83
BrV5	70 -	105	3.40	38.0	0.006	0.04	0.92	0.33	1.81
-----									
Profil BrII Alter 9 Jahre									
BrIIA1	0 -	2	3.24	25.6	0.004	0.00	0.01	0.37	0.29
BrIIA2	2 -	15	3.24	35.0	0.004	0.03	0.03	0.44	0.75
BrIIA3	15 -	40	3.37	32.0	0.011	0.03	0.04	0.17	0.59
BrIIA4	40 -	58	3.14	32.0	0.005	0.16	0.04	0.29	0.69
BrIIA5	58 -	100	7.70	0.0	0.220	0.00	0.10	0.00	0.16
-----									

Tab. 1: pH-Werte, Aciditäten und Karbonatkohlenstoff-, Pyritschwefel- (FeS<sub>2</sub>-S), wasserlösliche Sulfatschwefel- (H<sub>2</sub>O-SO<sub>4</sub>-S), salzsäurelösliche Sulfatschwefel- (HCl-SO<sub>4</sub>-S) und Gesamtchwefelgehalte (in % Massenanteil) der Proben aus den Profilen der Halde Brassert.

#### 4. Interpretation

Generell ist im Verwitterungsverlauf ein Absinken des pH's von Anfangswerten zwischen 8 und 7 auf Werte um 3 festzustellen, wobei diese Entwicklung in den tieferen Profilabschnitten langsamer verläuft. Die Häufigkeitsverteilung der pH-Werte (Abb. 1) deutet auf Puffersysteme im verwitterten Bergematerial im pH-Bereich um 3 hin. In Abb. 2 sind die Aciditäten gegen die Gehalte an salzsäurelöslichem Sulfat, d. h. dem Jarositgehalt, aufgetragen. Dabei fällt die Abhängigkeit zwischen diesen beiden Größen auf. Bei einer pH-Wert-Erhöhung wandelt sich Jarosit unter Abgabe von Säure in Goethit um (BROWN, 1971). Wie die zusätzlich in Abb. 2 aufgetragenen Säuremengen, die aus der Umwandlung der jeweiligen Jarositgehalte zu erwarten sind, zeigen, können die beobachteten Aciditäten zu einem erheblichen Teil aus dem Jarositgehalt erklärt werden. Andere Verbindungen, vermutlich vor allem Al-Verbindungen, scheinen aber zur Acidität beizutragen. Mit dem Absinken der pH-Werte nehmen die Karbonatgehalte ab (Tab. 1). Ältere, versauerte Profilabschnitte sind karbonatfrei. Dies bedeutet, daß auch der

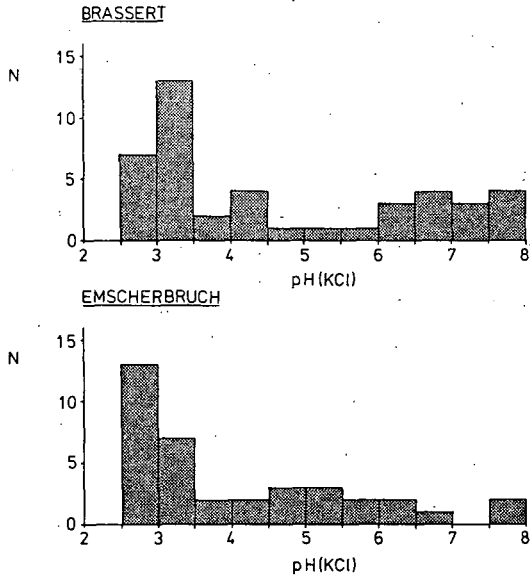


Abb. 1: Häufigkeitsverteilung der pH(KCl)-Werte aller Proben der beiden untersuchten Halden. (N=Anzahl der Werte in einer Klasse)

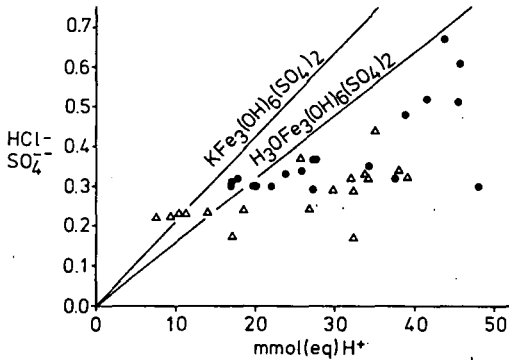


Abb. 2: Aciditäten aufgetragen gegen die Gehalte an salzsäurelöslichem Sulfat (in % Massenanteil) im Bergematerial und die aus den jeweiligen Jarositgehalten zu erwartende Säuremenge. Dreiecke: Halde Brassert, Kreise: Halde Emscherbruch.

nur schwer säurelösliche Siderit vollständig aufgelöst wird. Auch die Gesamtschwefel- und Pyritgehalte nehmen generell mit zunehmendem Alter ab (Tab. 1). In älteren Profilen ist Pyrit nur noch in sehr geringen Mengen vorhanden. Dies bedeutet, daß sich innerhalb eines Zeitraums von weniger als 10 Jahren Pyrit weitgehend unter Bildung von Schwefelsäure umsetzt. Diese Umsetzung scheint aber in tieferen Profilabschnitten deutlich langsamer zu verlaufen. Vergleicht man Pyrit- und Gesamtschwefelgehalte in den Profilen, so fällt im Profil BrV die Zunahme des Gesamtschwefels mit der Tiefe auf, während die Pyritgehalte gleichbleibend niedrig sind. In diesem Profil treten hohe Gehalte an wasserlöslichem Sulfat auf (Tab.1). Entprechend hat hier die Zeit noch nicht ausgereicht, um den Gips vollständig auszuwaschen. Die Differenz zwischen der Summe der verschiedenen Schwefelfraktionen und dem Gesamtschwefelgehalt kann zum einen auf den organischen Schwefel in der Kohle, zum anderen auf teiloxidierte Schwefelverbindungen zurückgeführt werden.

## 5. Diskussion

In den beiden Halden tritt innerhalb eines Jahrzehnts nach der Schüttung ein drastischer pH-Wert-Abfall auf, der durch die Pyritverwitterung verursacht wird. Wie Verwitterungsexperimente im Labor zeigen, führen diese niedrigen pH-Werte zu einer Mobilisierung von Aluminium (KERTH, 1988). WIGGERING (1984) konnte zudem nachweisen, daß in Bergematerial die Gehalte an austauschbarem Aluminium unterhalb pH 4 exponentiell ansteigen. Untersuchungen von BERG & VOGEL (1973) zeigen, daß in Bergematerial Aluminium zusammen mit dem ebenfalls bei niedrigen pH-Werten mobilisierten Mangan pflanzentoxisch wirken kann. Aluminium und Eisen gehen außerdem bei niedrigem pH-Wert mit Phosphat schwerlösliche Verbindungen ein, was die Menge an pflanzenverfügbarem Phosphat stark einschränkt. Zusammen mit anderen, das Pflanzenwachstum erschwerenden Faktoren wie Wassermangel und geringem Stickstoffangebot (BRADSHAW & CHADWICK, 1980) kann es daher auf Bergehalden zu sehr starken Pflanzenausfällen kommen. Sinnvoll ist es daher, das Absinken des pH-Wertes im Bergematerial zu verhindern. Dies kann durch das Untermischen von kalkhaltigem Material direkt in die Frischberge erfolgen, wobei die Pyritgehalte als potentieller Säurequelle und die Säurepufferkapazität des Bergematerials berücksichtigt werden müssen (KERTH, 1988).

## 6. Literatur

- BERG, W.A. & VOGEL, W.G. (1973): Toxicity of acid coal-mine spoils to plants.-- In: HUTNIK, R.J. & DAVIS, G. (Hrsg.): Ecology and Reclamation of Devastated Land.-- S. 57-67, New York
- BRADSHAW, A.D. & CHADWICK, M.J. (1980): The restoration of land. The ecology and reclamation of derelict and degraded land.-- [Blackwell] 317 S., Oxford
- BROWN, J.B. (1971): Jarosite-Goethite stabilities at 25 °C, 1 atm.-- Mineral. Deposita 6: 245-252, Berlin
- DACEY, P.W. & COLBOURN, P. (1979): An assessment of methods for the determination of pyrite in colliery spoil.-- Reclamation Rev., 2: 113-121, London, New York

- KERTH, M. (1988): Die Pyritverwitterung im Steinkohlenbergematerial. Untersuchungen zum zeitlichen Verlauf und den Auswirkungen der Pyritoxidation.-- Diss. Univ. GHS Essen, Essen (in Vorb.)
- RUHRKOHLE AG (1981): Fragen zur Bergewirtschaft.-- 51 S., Essen
- WIGGERING, H. (1984): Mechanismen bei der Verwitterung aufgehaldeter Sedimente (Berge) des Oberkarbons.-- Diss. Univ. GHS Essen, 230 S., Essen
- WONSCH, G. (1976): Optische Analysemethoden zur Bestimmung anorganischer Stoffe.-- 316 S., [Walter de Gruyter] Berlin, New York



Ökologische Eigenschaften von Böden  
montanindustriell geprägter Flächen

von

KUHS, R. und W. BURGHARDT \*

1. Einleitung

Im urban-industriellen Verdichtungsraum Ruhrgebiet werden in größerem Umfang Böden durch Bergbau und Industrie geprägt. Derartig beeinflusste Böden wurden im Stadtgebiet Bochum näher untersucht.

Allgemein kennzeichnend für die untersuchten Profile war ein in der Regel hoher Skelettgehalt, bedingt durch hohes Bauschutt- und Bergaufkommen. Über diesen skelettreichen Ablagerungen fanden sich häufig umgelagerte Decken aus Lößlehmen in unterschiedlicher Mächtigkeit. Über Herkunft und einige ökologische Eigenschaften dieser Substrate soll nachfolgend berichtet werden.

2. Bodenbildende Substrate

2.1 Natürliche Substrate

Im Süden des Untersuchungsgebietes treten die ältesten geologischen Ablagerungen, Sand- und Tonsteine des Karbons mit eingelagerten Kohleflözen, zutage. Diese Karbonschichten werden weitgehend von unterschiedlich mächtigen quartären Ablagerungen (Hang- und Hochflächenlehm) bedeckt (GLA NRW, 1987).

Der Norden des Untersuchungsgebietes wird an der Oberfläche durch eine fast zusammenhängende Lößdecke gekennzeichnet. Der weichselkaltzeitliche Löß aus lehmigen bis stark lehmigen Schluff ist häufig tiefgründig entkalkt und zu Lößlehm verwittert. Unter der Lößdecke liegen saaleiszeitliche Grundmoränenablagerungen, die als sandig-toniger Geschiebelehm mit einem z.T. hohen Sand-Kies-Anteil auftreten. Diese Ablagerungen finden sich entweder über den Karbonschichten oder den Kreideschichten (GLA NRW, 1987).

Die regionalspezifischen bodenbestimmenden Substrate, insbesondere Löß, waren auch bei den urban-industriell geprägten Profilen nachweisbar. Daneben traten sandige Substrate auf, deren Herkunft allerdings aufgrund von Umlagerungsprozessen aus stoffeigenen Merkmalen nicht abeleitet werden konnte. Weiterhin konnten Berge, die als taubes Gestein bei der Gewinnung von Steinkohle anfallen, festgestellt werden.

2.2 Technogene Substrate

Neben diesen natürlichen Substraten konnten folgende bodenbestimmenden Substrate beobachtet werden:

a) Bauschutt

Unter diesem Substratbegriff wurden zusammengefaßt:

- feste Abfallstoffe, die beim Gebäudeabbruch anfallen (Hochbau)
- Straßenaufbruch, der sich z.T. aus Pflastersteinen, festen mineralischen Stoffen mit Bindemittelgehalten zusammensetzte.

---

\* Angewandte Bodenkunde, Universität-GHS Essen, Universitätsstr., 4300 Essen 1

Weiterhin treten produktionsspezifische Rückstände als Substrate in Erscheinung. Hierzu zählen:

- b) Schlacken
- c) Kokereirückstände

### 2.3 Herkunft der Substrate

Die folgende Tabelle weist zunächst das Abfallaufkommen für das Stadtgebiet Bochum aus.

Tab. 1: Abfallaufkommen für das Stadtgebiet Bochum in Tonnen und Prozenten, gegliedert nach Abfallgruppen, Bezugsjahr 1984 (KVR, 1986)

Abfallgruppe	t	%
insgesamt	728.115	100
Bauschutt, Bodenaushub	322.923	41,3
Ofenausbruch, Hütten- u. Gießereischutt	26.602	3,4
Formsand, Stäube, andere feste mineral. Abfälle	32.132	4,2
Asche, Schlacke, Ruß aus der Verbrennung	137.860	17,6
metallurgische Schlacken u. Kräetzen	125.243	16,0
Metallabfälle	20.222	2,6
haumüllähnliche Gewerbeabfälle	47.379	6,1
Sonderabfälle	14.704	1,9

In der Tabelle nicht aufgelistet sind die Anteile an Bergesubstrat. Diese werden im Ruhrgebiet mit 52 Mio. Tonnen beziffert, wovon 2/3 auf Halden abgelagert werden.

Die Tabelle zeigt, daß eine permanent hohe Nachlieferung an Bauschutt und produktionsspezifischen Rückständen stattfindet. Auffällig ist das hohe Bauschuttaufkommen, das eventuell auch im Zusammenhang mit Flächenstillegungen von Industriebetrieben zu sehen ist. Für eine Beurteilung des hohen Bauschuttaufkommens wäre eine weitere Untergliederung dieser Substrate nach ihrer Herkunft erforderlich.

### 2.4 Formen der Substratablagerung

Hinsichtlich der Ablagerung der technogenen Substrate konnten folgende Formen festgestellt werden:

- flächig zur Verfüllung von Tälern
- flächig zur Verfüllung von Bergsenkungsgebieten
- flächige Aufschüttungen in Form von Halden

Die Rekonstruktion der natürlichen Bodenverhältnisse in den Verfüllungsbereichen zeigt, daß überwiegend grund- bzw. stauwasserbeeinflusste Böden überdeckt worden sind (GLA NRW, 1987).

## 2.5 Substrat-Gemenge und Substrat-Schichtungen

Für eine ökologische Beurteilung der untersuchten Profile ist es wichtig, in welchen Gemenge-Formen die o.a. technogenen und bergbauspezifischen Substrate mit den natürlichen Substraten auftreten bzw. welche Schichtungen innerhalb eines Profils zu finden sind. Sowohl in bezug auf die Gemenge-Form als auch in bezug auf die Schichtungen konnte eine große Variationsbreite registriert werden. An dieser Stelle seien nur einige Beispiele herausgegriffen:

- reine Bergehaldeböden
- Bergehaldeböden mit Bauschutt- und Lößdurchmischung sowie Lößabdeckung
- reine Schlackeböden bzw. Löß-Schlacken-Gemenge
- Löß-Bauschutt-Gemenge mit und ohne Lößabdeckung

## 3. Problematik der Profilerfassung

Bei der Kartierung urban-industriell geprägter Böden ergaben sich folgende Probleme bei der Standorterfassung:

- Auftreten von neuen bodenbildenden Substraten, wie z.B. das Vorkommen von natürlichen Substraten, die vorher nicht bodenbestimmend waren (Berge) oder von technogenen Substraten wie Bauschutt und Schlacken
- hohe Variabilität in der Bodensubstratschichtung
- Anwendbarkeit der Schätzgrößen der bodenkundlichen Kartieranleitung, wie z.B. Humusgehalt und Lagerungsdichte. Die Abschätzung der organischen Substanz anhand der Farbe wird durch die Eigenfärbung der Substrate (Berge, Asche, Schlacke, Kohle) erschwert. Bei Böden mit hohem Skelettanteil kann die Lagerungsdichte nicht über die Gefügeansprache ermittelt werden.

Diese Probleme, die sich bei der Erfassung der Grunddaten ergeben, erschweren die Ableitung der ökologischen Eigenschaften, die sich auf die Grunddaten Bodensubstrat, Humusgehalt, Skelettgehalt und Lagerungsdichte stützt.

## 4. Ökologische Eigenschaften

In diesem Beitrag werden schwerpunktmäßig die pH-Wert-Verhältnisse sowie die Beeinflussung der nutzbaren Feldkapazität und der Kationenaustauschkapazität durch den Skelettanteil behandelt.

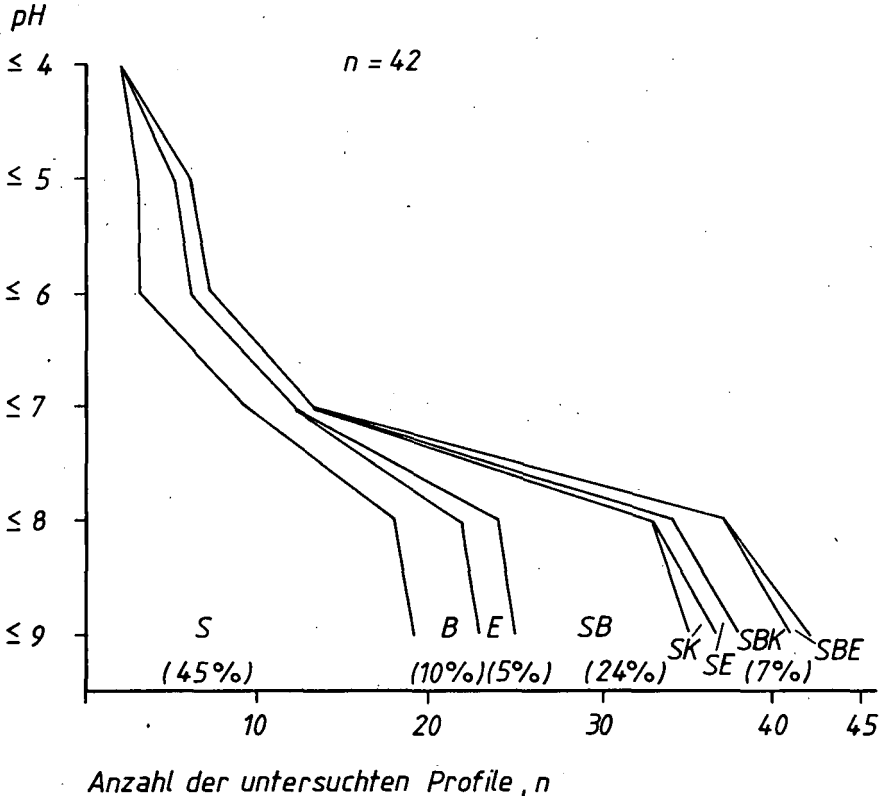
### 4.1 pH-Wert

Die folgende Abbildung zeigt die Häufigkeitsverteilung der pH-Werte in Abhängigkeit vom Auftreten der Substrate Bauschutt, Berge, Schlacke und Mergelgestein der Kreide.

Aus der Abbildung ist zu sehen, daß bei Auftreten von Bauschutt die pH-Werte überwiegend im neutralen bis schwach basischen Bereich liegen. Ähnliche Ergebnisse finden sich beim Auftreten von Schlacken. pH-Werte zwischen 4 und 8 treten bei Berge auf. Bei Kombination von Bauschutt und Berge bzw. Bauschutt/Berge/Kreide oder Bauschutt/Berge/Schlacke verlagert sich das pH-Wert-Spektrum in Richtung neutraler bis schwach basischer Bereich.

Abbildung 1:

Verteilung von  $\text{pH}_{(\text{CaCl}_2)}$  - Werten in Abhängigkeit vom Vorkommen von Bauschutt (S), Bergen (B), Schlacken (E) und Mergelgestein der Kreide (K)



Hervorzuheben sind die pH-Wert-Verhältnisse von Bergesubstrat in reiner Form, in Gemenge mit Bauschutt bzw. bei Lößabdeckung des Bergesubstrates. Hierfür jeweils ein Beispiel.

Tab. 2: pH-Werte einiger Substrate

a) reines Bergesubstrat

Tiefe	Bodensubstrat	Skelettgehalt (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )
0- 2	Berge	10	3,8
2- 60	Berge	50	4,9
60-100	Berge	80	4,9

b) Berge mit Bauschutt und Lößabdeckung

Tiefe	Bodensubstrat	Skelettgehalt (Bauschutt) (%)	pH (CaCl <sub>2</sub> )
0- 10	bauschutthaltiger Ul	3	8,0
10- 20	Berge	-	7,5
20- 75	bauschutthaltiger Ul	10	7,7
75-100	bauschutthaltige Berge	7	7,5

In reinem Bergesubstrat (2a) sinkt der pH-Wert von anfänglich 6-8 zeitlich und räumlich gekoppelt an die chemische Verwitterung durch die bei der Pyrit/Markasit-Oxidation freiwerdenden H-Ionen bis auf pH 3-4 ab (SCHNEIDER, 1986). Durch Beimengungen von Bauschutt, der neutral bis alkalisch reagiert sowie durch Lößabdeckung tritt der für Bergesubstrat typische Versauerungsprozeß zunächst nicht auf (2b).

4.2 Beeinflussung der nutzbaren Feldkapazität und der Kationenaustauschkapazität durch den Skelettanteil

Bei der Erfassung der Bodenverhältnisse von 51 Profilen kristallisierten sich für die Beurteilung der nFK und der KAK der prozentuale Skelettgehalt sowie das die Skelettfraktion bestimmende Substrat als wesentlich heraus. Dabei wurden die Skelettgehalte der untersuchten Profile zunächst auf eine Profiltiefe von 1 m bezogen, sowie anschließend aufgegliedert auf die Tiefenbereiche 0-30 cm und 30-100 cm. Diese Differenzierung scheint gerechtfertigt, da bodenabdeckende Maßnahmen häufig 30-40 cm Mächtigkeit besitzen. Die Skelettgehalte wurden jeweils 3 Skelettgehaltsklassen zugeordnet.

Tab.3: Anzahl u. prozentuale Verteilung der untersuchten Profile auf die Skelettgehaltsklassen, gegliedert nach Profiltiefe

Skelettgehaltsklasse		< 10%	10-30%	> 30%
Profiltiefe 100 cm	Anzahl	16	20	15
	%	32	40	28
Profiltiefe 0- 30 cm	Anzahl	37	6	8
	%	72	12	16
Profiltiefe 30-100 cm	Anzahl	16	18	17
	%	32	36	32

Für die Beurteilung der ökologisch wirksamen Bodenmatrix muß geklärt werden, inwieweit das verfügbare Bodenvolumen durch den Skelettgehalt verringert wird. Diese Einschränkung kann sowohl in

horizontaler als auch in vertikaler Ebene erfolgen. Weiterhin muß untersucht werden, ob hohe Skelettgehalte gleichmäßig über das gesamte Profil verteilt auftreten oder ob eine Anreicherung in bestimmten Profilabschnitten vorliegt.

Für die Abschätzung der nFK im Gelände wurde der prozentuale Skelettgehalt abgezogen. Durch diese Abzüge verringert sich insbesondere bei Böden der Skelettgehaltsklasse 2 und 3 die nFK um eine Bewertungsstufe. Hierfür wurden die Untersuchungen von BLUME und RUNGE (1978) zugrundegelegt. Nach diesen Untersuchungen ist die FK des ruderalen Skeletts zwar größer als das der ruderalen Feinerde, das gespeicherte Wasser wird den Pflanzen aber nur in geringem Maße zur Verfügung gestellt.

Bei der Beurteilung der nFK von Bergehaldeböden wurde auf die Arbeiten von SCHNEIDER (1986) zurückgegriffen. Auch hier führt der hohe Skelettgehalt zu einer als gering zu bewertenden nFK.

Ebenso wie bei der nFK wurde bei der Ermittlung der KAK (nach BLUME und FRIEDRICH, 1979) lediglich das verfügbare Bodenvolumen zugrundegelegt, also ebenfalls der prozentuale Skelettgehalt abgezogen. Hierdurch kann sich die KAK in der Einstufung erniedrigen.

## 5. Zusammenfassung

Im urban-industriellen Verdichtungsraum Ruhrgebiet wurden die Bodenverhältnisse von 51 Profilen aufgenommen.

Bei der Profilerfassung traten Probleme auf, die im Zusammenhang stehen mit dem Auftreten von technogenen und bergbauspezifischen Substraten, der hohen Variabilität der Bodensubstratschichtungen und der Übertragbarkeit der Schätzgrößen der Bodenkundlichen Kartieranleitung.

Schwerpunktmäßig wurden folgende ökologische Eigenschaften behandelt:

- pH-Werte in Abhängigkeit vom Bodensubstrat Berge, Bauschutt, Schlacke
- nFK und KAK in Abhängigkeit vom Skelettgehalt

## 6. Literatur

- BLUME, H.-P., F. FRIEDRICH: Bodenkartierung, Standortbewertung u. Ökoplanung. Verhandl. d. Ges. f. Ökologie Münster, Bd. VII, Göttingen (1979)
- BLUME, H.-P., M. RUNGE: Ökologie innerstädtischer Böden aus Bauschutt. Z. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 14: 727-740 (1978)
- GEOLOGISCHES LANDESAMT NRW: Erläuterungen zur Bodenkarte von NRW 1:50000 als Grundlage für die Biotopkartierung des Bochumer Stadtgebietes (1987)
- KOMMUNALVERBAND RUHRGEBIET (KVR): Städte- und Kreisstatistik Ruhrgebiet (1986)
- SCHNEIDER, S.: Bodenkundliche Untersuchungen zur Rekultivierung von Bergehalden im Ruhrgebiet. GLA NRW (Hrsg.) (1986)

Danksagung: Für die Förderung und Unterstützung der Arbeit möchten wir dem Kommunalverband Ruhrgebiet und der Stadt Bochum danken.

Physikalische, chemische und biologische Eigenschaften trocken  
rekultivierter LÖßböden unter Wald-, Grünland- und Ackerernutzung

von

Müller, R., Schneider, R. u. Schröder, D. \*

1. Einleitung

Bis Ende 1986 wurde vom Rheinischen Braunkohletagebau eine Fläche von ca. 23000 ha beansprucht. Davon wurden bisher rund 6300 ha landwirtschaftlich und 6100 ha forstlich rekultiviert. Das für die landwirtschaftliche - und in diesem Fall auch forstliche - Rekultivierung verwendete, nach dem Trockenverfahren umgelagerte Material, besteht aus einem Gemisch von unverwittertem und verlehmtem LÖß im Verhältnis von etwa 1:2 (vgl. PETZOLD 1978).

Bei neueren Untersuchungen ackerbaulich genutzter Neulandböden wurden teilweise Verdichtungen und Vernässungen im Unterboden nachgewiesen, die Schwierigkeiten bei der Bewirtschaftung mit sich bringen (SCHRÖDER, STEPHAN u. SCHULTE-KARRING 1985, SCHRÖDER 1986, HAUBOLD, HENKES u. SCHRÖDER 1987).

Deshalb stellte sich die Frage, ob die Bodenverhältnisse nach mehrjähriger Erstnutzung durch Wald oder Grünland besser sind. Denkbar wäre z.B. die Vermeidung von bewirtschaftungsbedingten Verdichtungen sowie die mechanische Auflockerung rekultivierungsbedingter Verdichtungen und nachfolgende Stabilisierung und Schaffung kontinuierlicher Grobporen durch tiefreichende Baumwurzeln und Bodenorganismen.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde daher untersucht, welche physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften die Neulandböden aus LÖß unter Wald, Grünland und Acker aufweisen.

2. Standorte und Methoden

Die untersuchten Böden liegen im Raum Köln-Bergheim. Sie sind ca. 20 Jahre alt und wurden während dieser Zeit jeweils als Acker, Grünland oder Wald genutzt. Um zu guten Durchschnittswerten zu gelangen, wurden jeweils 4 Waldrandstreifen mit Ahorn und Hainbuche, Grünland- und Ackerstandorte untersucht. Die Probenahme erfolgte im Frühjahr 1987 in jeweils 4 Tiefen.

\* Universität Trier, FB III Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

Die verwendeten Methoden sind zitiert bei SCHRÖDER, STEPHAN, SCHULTE-KARRING (1985).

### 3. Ergebnisse

#### 3.1. Feldbodenkundliche Eigenschaften

Die Bodenart der rekultivierten Wald-, Grünland- und Ackerflächen ist ein lehmiger Schluff mit 70-75% Schluff, ca. 17% Ton und 8-10% Sand.

Die Waldböden sind bis in ca. 30cm Tiefe stark durchwurzelt. Einige Wurzeln dringen bis 80cm Tiefe vor. Die Lockerheit im Bereich der Durchwurzlung ist beim Aufgraben deutlich feststellbar. Der dunkelgefärbte Ah-Horizont ist 10-20 cm mächtig und hat ein krümeliges bis subpolyedrisches Gefüge. Der Unterboden hat wie bei den Grünland und Ackerböden ein kohärentes Gefüge.

Die Grünlandböden sind in den obersten 5-10 cm des Profils aufgrund des hohen Humusgehalts stark dunkel gefärbt und in diesem Bereich intensiv durchwurzelt. Im Gegensatz zu den Waldböden sind sie deutlich stärker verdichtet.

Die rekultivierten Ackerflächen weisen einen schwach humosen Ap-Horizont auf, der durch die Bearbeitung relativ locker und porös ist.

In den Wald- und Grünlandböden sind zahlreiche Regenwurmgänge zu finden, in den Ackerböden hingegen nur sehr wenige.

Alle Böden sind bodentypologisch Übergänge von Aufschüttungsböden zu Pararendzinen.

#### 3.2. Bodenphysikalische Eigenschaften

Das Gesamtporenvolumen der rekultivierten Waldböden liegt in allen Horizonten über dem der Grünland- und Ackerböden (s. Tab.1). Es ist mit über 50% in 0-30 cm Tiefe als sehr hoch einzustufen, im Unterboden mit ca. 45% noch als hoch. Die günstigen physikalischen Verhältnisse der Waldstandorte werden auch durch hohe Wasser- und Luftdurchlässigkeit und vergleichsweise niedrige Lagerungsdichten und Eindringwiderstände belegt. Zusätzliche Dichtebestimmungen anhand von ungestörten Bohrkernen zeigten im Unterboden eine etwas höhere Lagerungsdichte.

Die Grünlandstandorte weisen eine starke Dichtlagerung im gesamten Profil auf. Luft- und Wasserpermeabilität sind gering, Lagerungsdichte und Eindringwiderstand sehr hoch. Trotz der hohen Anzahl



von Regenwurmgingen ist das Grobporenvolumen niedrig, da eine merkliche Verdichtung durch Viehtritt stattgefunden hat.

Das Gesamtporenvolumen und der Grobporenanteil der Ackerb6den ist im Ap- Horizont hoch. Darunter sind vielfach Pflugsohlen und rekultivierungsbedingte Verdichtungen feststellbar, die durch hohe Lagerungsdichten und geringes Gesamtporenvolumen belegt werden.

### 3.3. Bodenchemische Eigenschaften

Die pH-Werte liegen bei allen Nutzungsarten aufgrund des vorhandenen freien Carbonats im schwach basischen Bereich (s. Tab.2).

In 0-10 cm Tiefe ist bei den Wald- und Gr6nlandb6den eine beginnende Entkalkung erkennbar. Die Carbonatgehalte liegen bei den Acker- und Gr6nlandb6den im gesamten Profil zwischen 4 und 7%  $\text{CaCO}_3$ , in den Waldb6den etwas dar6ber.

Bei den Wald- und Gr6nlandb6den hat in 0-10 cm Tiefe eine sehr starke Humusakkumulation stattgefunden (2,4 bzw. 2,1% C). Zur Tiefe hin nehmen die C-Gehalte stark ab.

Die Neulandb6den unter Ackernutzung sind im gesamten Profil als humusarm anzusprechen, wobei aber eine geringf6gige Humusanreicherung im Ap-Horizont zu verzeichnen ist. Die Stickstoffgehalte zeigen vergleichbare Tendenzen. Sie sind unter Wald- und Gr6nlandnutzung in 0-10 cm Tiefe mit ca. 0,16% N am h6chsten und nehmen zum Unterboden hin deutlich ab.

Die Humusmengen bezogen auf die gesamte Profiltiefe nehmen vom Wald 6ber Gr6nland zum Ackerboden merklich ab.

### 3.4. Bodenbiologische Eigenschaften

Die biologischen Eigenschaften der Wald- und Gr6nlandfl6chen spiegeln die h6heren Humusgehalte der A-Horizonte wider. Bei Betrachtung der Fr6hjahrswerte zeigt sich, da6 bei den Weidefl6chen in 0-10 cm Tiefe sowohl mikrobielle Biomasse mit 137 mg C/100g Boden als auch Dehydrogenaseaktivit6t mit 1680  $\gamma$ -TPF/5g Boden am h6chsten sind. Zur Tiefe hin f6llt die Aktivit6t stark ab (s.Tab.3). Die Ackerstandorte zeigen in der Bearbeitungszone eine geringe biologische Aktivit6t.

#### 4. Zusammenfassung und Diskussion

Von den drei Nutzungsarten weisen die rekultivierten Waldböden die günstigsten Eigenschaften auf. Sie sind durch gute physikalische Verhältnisse im gesamten Profil gekennzeichnet, während die Grünlandflächen bis in 30-40 cm Tiefe vor allem durch Viehtritt stark verdichtet sind, darunter zeigen sie ablagerungsbedingte Verdichtungen. Bei den Ackerböden tritt eine merkliche Dichtlagerung in der Pflugsohle, teilweise auch im tieferen Unterboden auf. Die intensive Durchwurzelung, der hohe Humusgehalt und die hohe biologische Aktivität sind bei den Weideflächen auf die obersten 10 cm beschränkt. Bei den Waldböden ist der Übergang zum Unterboden weniger extrem ausgebildet. Dies ist auf die tiefer greifende Durchwurzelung zurückzuführen. Die Kohlenstoffgehalte liegen bei den Waldböden in allen Tiefen etwas höher als bei den Grünlandböden. Bei den Ackerböden dagegen ist die Humusanreicherung und die biologische Aktivität in der Bearbeitungszone gering.

Die Grünlandböden zeigen sehr schlechte physikalische Eigenschaften. Die Flächen sind in den ersten Jahrzehnten nicht trittfest, so daß die Grasnarbe sehr leicht zerstört wird und der Oberboden verdichtet. Auch OPITZ V. BOBERFELD (1976) hat eine Verdichtung des Oberbodens und eine Verminderung des Grobporenvolumens bei Weidenutzung nachgewiesen. Eine Erstnutzung durch Grünland zur Verbesserung der Neulandstandorte ist deshalb wenig geeignet. Die physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften der rekultivierten Waldböden sind weitaus günstiger als die der Ackerflächen. Daher könnte eine der Ackernutzung vorgeschaltete rund 20-jährige forstliche Nutzung zur Bodenverbesserung insbesondere problematischer Standorte, aber auch zur Vermeidung von Bodenschäden durch Ackernutzung in Betracht gezogen werden. Als Baumart zeigt die Roterle sehr gute bodenverbessernde Eigenschaften. Sie bildet schon nach einigen Jahren ein stark verzweigtes, tiefgehendes und kräftiges Wurzelwerk aus, das auch verdichtete Bereiche durchdringen kann. Außerdem lebt sie in Symbiose mit stickstoffsammelnden Pilzen, schützt den Boden vor Erosion und ist vom Wildverbiß nicht betroffen (vgl. EHLERS, 1986). Sie könnte im Verband mit der Pappel als ertragreichem Gehölz

angepflanzt werden. Beim Abholzen und Abtransport der Bäume muß auf Bodenschonung geachtet werden. In verdichteten Böden ist vor der Anpflanzung eine Auflockerung empfehlenswert, damit eine rasche tiefreichende Durchwurzelung erfolgen kann. Die Lockerung sollte nach dem Anbau der Luzerne stattfinden, da dann der Boden tiefreichend ausgetrocknet ist. Durch eine der Ackernutzung vorgeschaltete Aufforstung können Bodenschäden durch Rekultivierung gemildert und durch Bewirtschaftung vermieden werden. Die Kosten einer sonst notwendigen Melioration ließen sich einsparen. Auch paßt der Vorschlag einer derartigen Erstnutzung in das heutige agrarpolitische Konzept.

Literatur:

EHLERS, M.(1986): Baum und Strauch in der Gestaltung und Pflege der Landschaft.- Berlin und Hamburg  
 HAUBOLD, M., HENKES, L.u. SCHRÖDER, D.(1987): Qualität und Entwicklung rekultivierter Böden aus LÖB.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 53, 173-178  
 OPITZ V. BOBERFELD, W.(1976): Einfluß von Stickstoffdüngung, Nutzung und Jahreszeit auf das Porenvolumen von Dauergrünland.- Z. Acker- u. Pflanzenbau 143, 66-82  
 PETZOLD, E.(1978): Landwirtschaftliche Rekultivierung und Probleme der Erstbewirtschaftung im Rheinischen Braunkohlebergbau.- Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 19, 2-9  
 SCHRÖDER, D.(1986 ): Bodenbewertung rekultivierter Lößböden.- Landwirtschaftl. Zeitschr. Rheinland 11, 782-785  
 SCHRÖDER, D., STEPHAN, S.u. SCHULTE-KÄRRING, H.(1985): Eigenschaften, Entwicklung und Wert rekultivierter Böden aus LÖB im Gebiet des Rheinischen Braunkohlen-Tagebaus.- Z. Pflanzenern. Bodenk. 148, 131-146

Tabelle 3: Biologische Eigenschaften trocken rekultivierter Böden aus LÖB unter verschiedenen Nutzungen (Mittelwerte von 4 Standorten)

Horizont	Tiefe (cm)	Mikrob. Biom. (mg C/100g Boden)	DHA (r-TFP/5g Boden)
		Frühj./Herbst	Frühj./Herbst
1. Waldnutzung jYAh	0-10	117,1/118,4	1191,5/2628,3
	10-30	- / 31,3	- / 215,3
2. Grünlandnutzung jYAh	0-10	136,6/158,9	1678,2/3207,6
	10-30	- / 24,4	- / 103,3
3. Ackernutzung jYAp	0-10	30,2/ -	256,2/ -
	10-30	- / -	- / -

Tabelle 1: Physikalische Eigenschaften trocken rekultivierter Böden  
aus LÖB unter verschiedenen Nutzungen  
(Mittelwerte aus 4 Profilen)

Horizont	Tiefe (cm)	GFV (%)	P>50µm (%)	P50- 10 µm (%)	P10- 0,2µm (%)	P<0,2 µm (%)	ka (µm <sup>2</sup> )	kf (cm/ d)	Rt (g/cm <sup>3</sup> )	Rt (Bohrkern) (g/cm <sup>3</sup> ) (n=16)	Sw (N/cm <sup>2</sup> )
<b>1. Waldnutzung</b>											
jYAh	0-30	51,7	18,0	5,1	18,9	9,6	31,4	376,5	1,36	1,42	16
jY1	30-50	44,8	10,6	5,3	20,1	8,8	8,0	123,3	1,57	1,63	22
jY2	50-70	44,1	9,4	6,4	19,3	9,0	2,9	28,4	1,60	1,75	32
jY3	70-90	45,1	9,7	6,6	19,9	8,9	1,7	28,3	1,56		25
<b>2. Grünlandnutzung</b>											
jYAh	0-30	38,1	5,8	1,9	19,0	11,3	4,0	34,2	1,72	1,63	50
jY1	30-50	36,8	4,6	2,3	18,5	11,4	3,2	11,5	1,75	1,72	>50
jY2	50-70	36,8	4,7	2,7	17,3	12,1	2,3	11,7	1,76	1,78	>50
jY3	70-90	37,3	4,6	3,1	17,9	11,7	1,6	12,0	1,74		>50
<b>3. Ackernutzung</b>											
jYAp	0-30	44,3	9,5	4,8	18,7	11,4	15,0	21,8	1,56	1,53	28
jY1	30-50	40,3	6,0	5,4	17,0	11,9	5,0	8,7	1,68	1,71	37
jY2	50-70	41,0	5,7	5,1	18,4	11,9	5,0	8,4	1,67	1,71	37
jY3	70-90	44,2	7,0	6,4	19,9	11,1	7,0	16,4	1,60		30

Tabelle 2: Chemische Eigenschaften trocken rekultivierter Böden  
aus LÖB unter verschiedenen Nutzungen  
(Mittelwerte aus 4 Profilen)

Horizont	Tiefe (cm)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	CaCO <sub>3</sub> (%)	C (%)	C (kg/m <sup>2</sup> . Profiltiefe)	C/N	N (%)
<b>1. Waldnutzung</b>							
jYAh	0-10	7,25	6,65	2,44	7,0	15,3	0,16
"	10-30	7,58	7,22	0,46		11,3	0,04
jY1	30-50	7,75	9,73	0,27		9,2	0,02
jY2	50-70	7,76	10,55	0,27		12,1	0,02
jY3	70-90	7,77	9,75	0,23		9,9	0,02
<b>2. Grünlandnutzung</b>							
jYAh	0-10	7,21	5,62	2,06	6,46	16,9	0,15
"	10-30	7,54	5,92	0,43		8,9	0,05
jY1	30-50	7,78	6,84	0,17		7,1	0,03
jY2	50-70	7,78	6,89	0,11		6,6	0,02
jY3	70-90	7,77	6,63	0,13		5,9	0,02
<b>3. Ackernutzung</b>							
jYAp	0-30	7,53	4,3	0,45	3,92	9,0	0,05
jY1	30-50	7,56	5,3	0,23			
jY2	50-70	7,61	4,86	0,22			
jY3	70-90	7,58	5,23	0,10			

Urbane Böden: Ein anwendungsorientierter, stadtökologischer  
Klassifikationsversuch

von

Reinirkens, P.<sup>†</sup>)

Einführung

In den letzten Jahren ist der Boden verstärkt in das Bewußtsein der Öffentlichkeit gerückt. Überdüngung, Versauerung, Schwermetalle, Altablagerungen sind die Schlagworte, die die Diskussion bestimmen. Gleichzeitig werden in den Städten einerseits die Versiegelung, Verdichtung, Belastung mit Spurenstoffen und andererseits Stadt-Biotopaufnahmen, Standortfragen bei Aufforstung und Unterhaltung städtischer Forste sowie ökologische Ausgleichsmaßnahmen bei Eingriffen in den Naturhaushalt thematisiert. Entsprechend des BNatSchG ist die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes zu sichern. Unvermeidbare Beeinträchtigungen sind auszugleichen. Rein ästhetische (Landschaftsbild) und künstlerisch gestalterische Gesichtspunkte sind zurückzustellen. Letztere entsprechen auch nicht den Intentionen des BNatSchG, da der § 8 (8) Satz 1 zwischen Naturhaushalt und Landschaftsbild differenziert.

Böden nehmen bekanntlich eine wichtige Funktion im Naturhaushalt ein, daher ist es auch erforderlich, bodenkundliche und bodenökologische Sachverhalte in Planungen und städtebauliche Entwicklungen mit einzubringen. Die bodenkundlichen Arbeiten in Berlin (SENATOR FÜR STADTENTWICKLUNG & UMWELTSCHUTZ 1985) zeigen eindeutig die Möglichkeit bodenkundliche Daten auch in Siedlungen zu erheben. Damit sind Anwender zunächst einmal alle, die sich mit städtischen Planungs-, Entwicklungs- und Gestaltungsfragen befassen. Landschaftsplanung, Natur- und Bodenschutz, aber auch alle weiteren Maßnahmen, die einen Eingriff in den Naturhaushalt bedeuten, sind hier anzuführen. Allerdings sind zwei Voraussetzungen notwendig.

1. Eine eindeutige und verbindliche Verwendung des Bodenbegriffs  
und
2. Die Bereitstellung der bodenkundlichen Informationen in einem größeren Zusammenhang, der den Bedürfnissen und Erwartungen der Anwender nach Möglichkeit entspricht.

Der erste Punkt spricht die unterschiedliche Verwendung des Begriffs Boden und seiner Funktionen an. Boden wird als Produktionsgrundlage, Bauland, Immobilie oder schlicht als Fläche verstanden. Das muß nicht unbedingt widersprüchlich sein, sondern zeugt zunächst von der Komplexität des Gegenstandes und den verschiedenen Perspektiven, aus denen er betrachtet wird. Der Bodenbegriff ist aber auch in den verschiedenen Planungsdisziplinen und in der Rechtswissenschaft mehr als schillernd. Daher sollte grundsätzlich die pedologische Bodendefinition angewendet werden.

Als Möglichkeit bodenkundliche Daten in einen größeren Kontext zu stellen, bietet sich nur der (stadt)ökologische Zusammenhang und die Ausweisung von größeren Bodeneinheiten an. Diese bestehen einerseits aus typischen Vergesellschaftungen von Böden; andererseits sind sie klar abgrenzbar und überwinden so den "Widerspruch zwischen Boden und Fläche".

†) Geographisches Institut, Ruhr-Universität Bochum, Universitätsstr. 150, 4630 Bochum

## "Abteilung"

## "Klasse"/ "Unterklasse"

"Abteilung"	"Klasse"/ "Unterklasse"
A Freilandböden (Böden, deren Profile durch die übliche land- und forstwirtschaftliche Nutzung beeinflusst sind.)	a) Böden mit Ah - Horizont b) Böden mit Ap - Horizont
B Siedlungsböden (Böden, deren Profile erheblich oder vollständig anthropogen beeinflusst sind.)	<ul style="list-style-type: none"> <li>a) Böden, die durch Bebauung beeinflusst werden           <ul style="list-style-type: none"> <li>1. Böden auf Flächen mit dichter Bebauung / der Innenstadt</li> <li>2. Böden auf Flächen mit Geschosßbebauung und öffentlichen Gebäuden</li> <li>3. Böden auf Flächen mit Geschosßwohnungsbau und nutzbaren Gärten</li> <li>4. Böden auf Flächen mit lockerer Bebauung und privaten Gärten, Bauernhäuser mit Gärten</li> </ul> </li> <li>b) Böden, die durch industrielle Produktion beeinflusst werden           <ul style="list-style-type: none"> <li>1. Böden auf Flächen mit Bergbau</li> <li>2. Böden auf Flächen mit Stahlindustrie</li> <li>3. Böden auf Flächen mit chemischer Industrie</li> <li>4. Böden auf Flächen mit Automobilindustrie</li> </ul> </li> <li>c) Böden, die durch gewerbliche Nutzung beeinflusst werden           <ul style="list-style-type: none"> <li>1. Böden in Gewerbegebieten / -parks</li> <li>2. Böden auf Flächen einzelner Betriebsstandorte</li> </ul> </li> <li>d) Böden, die unmittelbar durch Verkehr beeinflusst werden           <ul style="list-style-type: none"> <li>1. Böden auf Flächen mit schienengebundenem Verkehr</li> <li>2. Böden auf Flächen mit straßengebundenem Verkehr</li> </ul> </li> <li>e) Böden, die durch Freizeit und Erholungsfunktionen beeinflusst werden           <ul style="list-style-type: none"> <li>1. Böden in Parks</li> <li>2. Böden auf Flächen mit Sportanlagen</li> <li>3. Böden auf Flächen mit Friedhöfen</li> <li>4. Böden auf Flächen mit (Klein-)Gärten</li> <li>5. Böden auf Flächen mit Freizeiteinrichtungen</li> <li>6. Böden der übrigen Grünanlagen</li> </ul> </li> <li>f) Böden, die durch sonstige Nutzungen oder Funktionen beeinflusst werden           <ul style="list-style-type: none"> <li>1. Böden auf Flächen mit Versorgungsanlagen</li> <li>2. Böden auf Flächen mit Entsorgungsanlagen / Entsorgungsfunktion</li> <li>3. Böden auf Halden aus unterschiedlichen Ausgangsgesteinen</li> <li>4. Böden auf städtischen Brachflächen</li> </ul> </li> </ul>

Tab. 1: Klassifikation der Böden im Stadtgebiet von Bochum unter Nutzungs- und Funktionsecksichtspunkten.

Der stadtökologische (synökologische) Zusammenhang ist auf dieser Betrachtungsebene wie folgt gegeben: Der Ökosystembegriff läßt sich auf Stadtlandschaften anwenden. Diese Ökosysteme werden in Anlehnung an ELLENBERG (1973) und die Definition der Gesellschaft für Ökologie (1980) als urban-industrielle Ökosysteme bezeichnet. Zugrunde liegt ein funktionaler Landschaftsbegriff, der die Landschaft als räumliche Abbildung, d.h. Zustand der jeweiligen Ökosysteme begreift. Der Boden ist ein Teil des Ökosystems und läßt sich als Kompartiment selbst systemar beschreiben. Die städtischen Ökosysteme werden als (halb)-offene vierdimensionale (Zeit) Systeme verstanden. Für die Fragestellung sind ihre anthropogen-artifiziellen Kompartimente von Bedeutung.

#### Einteilung der urbanen Böden unter Nutzungs- und Funktionsgesichtspunkten

Auf dieser Basis orientiert sich der Klassifikationsversuch systematisch an der Klassifikation der DBG und versucht die anthropogen-artifiziellen Kompartimente bodenkundlich zu beschreiben. Das geschieht über die bodenbildenden Faktoren. Der Faktor Mensch tritt gleichrangig neben die übrigen. Im urban-industriellen Ökosystem sind oft alle anderen Faktoren von ihm direkt abhängig. Wird das konsequent zu Ende gedacht, dann folgt daraus, daß der bodenbildende Faktor Mensch über seine Aktivitäten räumlich in das Ökosystem abbildbar ist. Die Nutzung des Raumes und des Bodens kann entsprechend den Daseinsgrundfunktionen als Klassifizierungsmerkmal seiner ökosystemaren Einflüsse herangezogen werden. Es geht dann um Bodeneinheiten, die durch den Menschen soweit verändert sind, daß ihr Auftreten und ihre Verbreitung mit den naturgesetzlichen pedogenen Prozessen nicht mehr erklärbar sind. Sie sollen als Siedlungsböden angesprochen werden. Bei ihnen wird auch die Bodenweiterentwicklung durch den Faktor Mensch gesteuert (Tab. 1).

Freilandböden sind dagegen nur durch die Funktion Nahrungsmittelproduktion beeinflusst. Als Kennzeichen einer weitgehenden Natürlichkeit treten Ah- bzw. Ap-Horizonte auf. Ausgenommen sind Initialböden, insbesondere wenn sie anthropogener Lithogenese sind.

Bei den Siedlungsböden kann unterschieden werden zwischen Böden auf Flächen der Daseinsgrundfunktionen Wohnen, Produzieren, sich Versorgen, am Verkehr teilnehmen, sich Erholen und einer Restklasse. Die vorgenommene Unterteilung liegt systematisch auf der Ebene der "Abteilung" und "Klasse" bzw. "Unterklasse". Eine Typisierung der Böden erfolgt hier nicht.

Als Grundlage zur Ausweisung der "Unterklassen" wurde die Realnutzung verwendet. In ihr verschränken sich die tatsächlichen Gegebenheiten mit dem planerischen und gestalterischen Willen des Menschen, objektiviert durch eine einheitliche Festlegung ganz bestimmter Eingriffe auf eine klar abgegrenzte Fläche. Das bedeutet auch eine typische Vergesellschaftung von Böden auf dieser Fläche, die sich eben nicht aus den naturgesetzlichen Zusammenhängen, sondern aus der Art der Nutzung ergibt. Sie besteht aus versiegelten, überbauten, abgetragenen, aufgeschütteten, neuen und noch natürlichen Böden. Diese Bodenvergesellschaftungen unterliegen einer spezifischen Boden(weiter)entwicklung. Es entstehen stellenweise Hortisole, Teile verbraunen und verdichten, werden versiegelt als Einstellplatz, Standort für Abstandsgrün, eventuell aufgeförstet usw. Diese nutzungstypischen Vergesellschaftungen von Böden sind über die Flächennutzung, in engen Spielräumen über das Planungsrecht sogar verbindlich, vorgegeben.

#### Beispiele

In der Rubrik Böden, die durch Bebauung beeinflusst werden, sind alle Flächen zusammengefaßt, die mit Wohn- und Geschäftshäusern einschließlich entsprechender Nebengebäude bebaut sind. Für die Böden bedeutet das Totalverlust an den Stellen, wo die Gebäude errichtet wurden. Alle Bodenfunktionen entfallen. Die ökosystemaren Kreisläufe sind unterbrochen. Sie werden nur teilweise durch technische Leitungssysteme er-

setzt. Neben den Gebäuden finden sich auf diesen Flächen Böden, die weiterhin den zonalen pedogenen Prozessen unterliegen. Auf sie läßt sich Tab. 2 anwenden, um den Grad der anthropogenen Beeinflussung abschätzen zu können. Je nach Art und Intensität der anthropogenen Beeinflussung entwickeln sich diese Böden weiter, parallel oder divergierend zur zonalen Bodenentwicklung. Unabhängig davon werden sie mit einer nicht näher zu definierenden Grundbelastung von Spurenstoffen aus der Atmosphäre oder unmittelbarem menschlichen Eintrag belastet.

- |   |
|---|
| <ol style="list-style-type: none"><li>1. Entfernung des Bodens (mehr als 60 % des Profils)</li><li>2. Teilweise Entfernung des Profils (bis 60 % des Profils)</li><li>3. Mechanische Profilzerstörung<ul style="list-style-type: none"><li>- Mischungsvorgänge<ul style="list-style-type: none"><li>+ tiefes pflügen</li><li>+ tiefes umgraben (Rigolen)</li></ul></li></ul></li><li>4. Mechanische Profilbeeinflussung<ul style="list-style-type: none"><li>- Mischungsvorgänge<ul style="list-style-type: none"><li>+ pflügen</li><li>+ umgraben</li></ul></li><li>- Verdichtungsvorgänge<ul style="list-style-type: none"><li>+ durch landwirtschaftliche Bearbeitung</li><li>+ Viehtritt</li><li>+ Befestigung von Wegen und Plätzen</li><li>+ Freizeitnutzungen</li></ul></li><li>- Drainagen</li></ul></li><li>5. Chemische Profilbeeinflussung<ul style="list-style-type: none"><li>- unmittelbare Inputs<ul style="list-style-type: none"><li>+ Düngung</li><li>+ Aufbringen von Klärschlamm</li><li>+ Berieselung</li><li>+ Schädlingsbekämpfung</li><li>+ Produktionsrückstände</li></ul></li><li>- mittelbare Inputs<ul style="list-style-type: none"><li>+ atmosphärische Immissionen</li><li>+ (boden)hydrologische Immissionen</li></ul></li></ul></li><li>6. Biologische Profilbeeinflussung<ul style="list-style-type: none"><li>- Flora<ul style="list-style-type: none"><li>+ Entfernung der natürlichen Vegetationsdecke</li><li>+ Anpflanzung nicht standortgerechter Pflanzen</li><li>+ Entfernung des organischen Bestandsabfalls</li><li>+ pflegerische Maßnahmen</li></ul></li><li>- Fauna<ul style="list-style-type: none"><li>+ Vertreibung der bodenbewohnenden Arten</li><li>+ Eingriffe in die Lebensgemeinschaften des Edaphons</li></ul></li></ul></li></ol> |
|---|

Tab. 2: Arten der anthropogenen Beeinflussung von Böden.

Die Untergliederung ergibt sich durch die verschieden ausgeprägten Gebäudestrukturen. Mit ihnen verbunden sind verschiedene Ausnutzungsgrade der zur Bebauung zugelassenen Flächen. Hinzu kommen Bauart und Bauweise, Baualter und Einwohnerdichte. Entsprechend groß oder klein sind die Nebenflächen und deren Versiegelung oder Nutzung. Auf ihnen findet Bodenbildung statt, die mittels bodenkundlicher Feldaufnahmen zu typisieren ist und vom Menschen gesteuert wird. In Bochum sind auf



den reinen Rasenflächen Verbraunung und Lessevierung anzunehmen, beeinflusst durch Verdichtungen infolge der hohen Bewohnerzahl und der regelmäßigen Pflege. Die mit Gehölzen bepflanzten Böden werden zur Podsolierung neigen.

Obwohl ebenfalls sehr dicht bebaut, werden die Böden auf Industrieflächen gesondert ausgewiesen. Anders als bei der Beeinflussung durch (Wohn)-Bebauung treten hier als Aufträge Produktionsrückstände auf, die in ihren Auswirkungen sehr unterschiedlich sein können. Bei den Industriebrachen und den Planungen für deren Folgenutzungen sind sie zu berücksichtigen.

Für das Stadtgebiet von Bochum lassen sich vier unterschiedliche industrielle Branchen ausweisen (Bergbau, Stahl, Chemie, Automobilindustrie). Sie nehmen recht große und zusammenhängende Flächen ein, die bis in die Innenstadt reichen bzw. zwischen den einzelnen Siedlungskernen vermitteln. Unterscheidungskriterien sind die verschiedenen Produktionsanlagen und die Produkte selbst. Ersteres bestimmt den Versiegelungsgrad und die Bodenaufträge, letzteres die Immissionen.

Für die Böden auf Flächen mit Stahlindustrie sind die spezifischen Schlacken von Bedeutung, die auf dem Betriebsgelände gelagert werden. Eine stellenweise Erhöhung des Betriebsgeländes bis zu mehreren Metern ist die Folge. Die Zusammensetzung der Schlacken ist abhängig von den verwendeten Produktionsverfahren und Rohstoffen. Sie haben sich in den letzten Jahren öfter verändert, so daß eine "Schlackenstratigraphie" anhand der technologischen Entwicklung der Stahlproduktion möglich ist. Neben den Schlacken ist ein Eintrag von Spurenstoffen durch Stäube verursacht worden. Weitere Kontaminationsquellen stellen die verschiedenen Verfahren zur Oberflächenbehandlung der Produkte dar.

Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung besteht fast vollständig aus diesen technischen Produkten. Auf ihnen findet heute kaum Bodenbildung statt. Nur auf den Brachflächen können sich Rohböden entwickeln. Weitere Ausnahmen sind die Flächen um die Verwaltungsgebäude soweit sie überhaupt noch an die Produktionsflächen grenzen.

Die Einwirkungen des Verkehrs auf Böden sind unbestreitbar. Allerdings ist zu differenzieren zwischen den Verkehrsanlagen und ihrer Benutzung, wobei letztere mit dem mittleren täglichen Verkehrsaufkommen beschrieben werden kann. Der Bau der Anlagen selbst ist durch zahlreiche Vorschriften (rechtlich) geregelt. Unterschieden wird zwischen schienengebundenem und straßengebundenem Verkehr. Zu den Böden auf Flächen mit straßengebundenem Verkehr zählen der Fahrdamm selbst, die Mittelstreifen und die begleitenden Ränder. Ihre Abgrenzungen sind vorgegeben durch:

- die Häuserfronten bei geschlossener Bebauung,
- Lärmschutzwände,
- Straßenbegleitgrün, und zwar bei Gehölzanzpflanzungen an der straßenabgewandten Begrenzung,
- an den Oberkanten der Straßeneinschnitte

Die Breite des Streifen ergibt sich aus den Belastungen, die dem Boden durch das Verkehrsaufkommen zugeführt werden. Als Kennzeichen können die Bleigehalte sowohl in der Bodenoberschicht (A-Horizont) als auch in der Pflanzentrockenmasse herangezogen werden (KLOKE 1977, 1985). Das gilt insbesondere für nicht bebaute und ebene Straßenränder und für Straßen durch Wälder und Gehölze.

In den innenstadtnahen Bereichen und den mit Randbebauung versehenen Straßen sind nur künstliche Aufschüttungen aus natürlichem und anthropogenen Material als Ausgangsgestein der Bodenbildung vorhanden. Gleichzeitig sind die Flächen vollständig versiegelt. Ausnahmen bilden nur die sog. Pflanzscheiben und die Rand- und Mittelstreifen. Hier ist zu unterscheiden zwischen alten und denen an neugebauten oder wohnumfeldverbesserten Straßen. Bei den ersteren sind durchaus noch Rudimente des natürlich gewachsenen Bodens zu erwarten, wenn die Straße erst in jüngerer Zeit ausgebaut wurde. Bei Neuanlagen und Bepflanzungen werden die Beete zunächst betoniert, dann

mit Einheitserde gefüllt und später bepflanzt. Untersuchungen an Bochumer Straßen ergaben zum Teil sehr hohe technogene Skelettanteile, die sich hauptsächlich aus Ziegelschutt, Mörtel, Glasscherben und Schlacke zusammensetzen.

Diese Böden sind vielen Beeinflussungen ausgesetzt. Mechanische Beanspruchungen ergeben sich durch ständiges beparken der Rand- und Mittelstreifen. Starke Verdichtungen und Luftarmut sind die Folge. Daneben wird die Bodenentwicklung unregelmäßig aber sehr häufig durch den Leitungsbau gestört, der immer wieder zu Durchmischungen und Neueinträgen von Material führt. Böden und Vegetation werden auch chemisch beeinflusst. BLUME (1987) spricht von Alkalisierung der Straßenbegleitböden. Das führt zu den bekannten Schäden der Straßenbäume, die für fast alle Gehölzarten nachgewiesen sind (CORNELIUS 1980; ERNST & FELDERMANN 1975). Weiteres Kennzeichen sind die Schwermetallgehalte und eine starke Eutrophierung.

Als Fazit wird vorgeschlagen, die urbanen Böden in der Klassifikation der Böden der Bundesrepublik Deutschland der DBG gesondert zu behandeln. Es böte sich beim derzeitigen Kenntnisstand an, eine "Abteilung" der Siedlungsböden einzurichten und die Siedlungsböden selbst entsprechend der Realnutzung in den urban-industriellen Ökosystemen zu untergliedern. Gleichzeitig aber die Klassen der anthropogenen Böden in den übrigen Abteilungen zu belassen.

#### Literatur

- BLUME, H.-P. (1987) : Bodenkartierung von städtischen Verdichtungsräumen.- Die Heimat. Zeitschrift für Natur- und Landeskunde von Schleswig-Holstein und Hamburg, 94: 280 - 288; Neumünster.
- CORNELIUS, R. (1980) : Synergistische Wirkungen von Auftausalzen und SO<sub>2</sub> auf die Nettphotosynthese von Gehölzen.- Angewandte Botanik, 54: 329 - 335; Berlin, Hamburg.
- ELLENBERG, H. (Hrg.) (1973) : Ökosystemforschung.- 280 S.; Berlin.
- ERNST, W.H.D. & D.FELDERMANN (1975) : Auswirkungen der Wintersalzstreuung auf den Mineralstoffhaushalt von Linden.- Z. Pflanzenernährung, Bodenkunde, 138: 629 - 640; Weinheim.
- KLOKE, A. (1977) : Zur Belastung von Böden und Pflanzen mit Schadstoffen in und um Ballungsbereichen.- Berichte über Landwirtschaft, 55: 633 - 639; Hamburg, Berlin.
- KLOKE, A. (1985) : Richt- und Grenzwerte zum Schutz des Bodens vor Überlastungen mit Schwermetallen.- Forschungen zur Raumentwicklung, 14: 13 - 24; Bonn.
- REINIRKENS, P. (1988) : Siedlungsböden im Ruhrgebiet. Bedeutung und Klassifikation im urban-industriellen Ökosystem. Eine bodenökologische Untersuchung im Stadtgebiet von Bochum.- Diss., Fak.f.Geowissenschaften, Ruhr-Universität Bochum.
- SENATOR FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELTSCHUTZ (Hrsg.) (1985) : Umweltatlas Berlin.- Bd. 1; Berlin.

Mikrobielle Aktivität in Stadtböden unterschiedlicher Nutzung

von

WERITZ, N. u. D. SCHRÖDER \*

## 1. Einleitung

Von den im Innenstadtbereich prozentual meist weit unterrepräsentierten unversiegelten Böden wird eine ausgeprägte Funktionsvielfalt erwartet, z.B. als Standort für Parkanlagen, Erholungsflächen, von öffentlichem wie privatem Repräsentationsgrün, als Wasserspeicher, -filter und Transportmedium, als biochemischer Reduzent, sowie zur Nahrungsmittelproduktion und als prägender Bestandteil vielfältigster Stadtbiootope (PIETSCH 1985). Oft erfüllen Böden in Verdichtungsräumen mehrere Funktionen gleichzeitig. Unversiegelte städtische Böden sind andererseits in ihrer Funktionalität durch anthropogene Umweltbelastungen eingeschränkt. Meistens wirken sich diese Belastungen auf die physikalischen oder chemischen Bodeneigenschaften aus, mittelbar aber auch auf das Bodenleben und die dort stattfindenden Umsetzungsprozesse (SAUERBECK 1982). Informationen über die Intensität der gemeinsamen Abbauleistungen der im Boden vorhandenen Organismen könnte die Erfassung der Stoffwechselaktivitäten liefern.

In der Vergangenheit wurden mikrobielle Aktivitäten u.a. von NOS-SAG (1971) in Hamburger Straßenböden sowie von ZUKOWSKA-WIESCZEK (1980) und KUBICKA, CHUDZICKA und WYSOCKI (1986) in Warschau untersucht.

In der hier vorgestellten Arbeit wurden städtische Böden unterschiedlicher Nutzungen auf ihre mikrobielle Biomasse und ihre enzymatischen Leistungen hin untersucht, um Hinweise auf das bodenbiologische Potential in urbanen Böden zu erhalten. Bei den im folgenden vorgestellten Daten handelt es sich um erste Teilergebnisse.

## 2. Untersuchungsflächen und Methodik

Die Auswahl der Untersuchungsflächen erfolgte im Stadtgebiet von Trier und wurde nach Nutzungstypen vorgenommen. Zusätzlich wurden Flächen in Bonn-Bad Godesberg beprobt, die dort im Rahmen eines Forschungsprojektes vegetationskundlich durch die Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL) und faunistisch vom Institut für angewandte Bodenbiologie (IFAB)

untersucht werden.

Die 70 ausgewählten Flächen gliedern sich in die Nutzungstypen Parkrasen, Grünflächen, Brachen, Säume, Grünstreifen, Bolzplätze, Schuttgrundstücke, Parkplätze, Industriebrachen, Aufschüttungen und Schrottplätze. Als Kontrollflächen wurden zudem Wiesen sowie ein Sandplatz beprobt. Die Probenahme erfolgte im Herbst 1987 als Mischprobe in einer Tiefe von 0-15 cm.

Bei den meisten beprobten Böden handelt es sich in Anlehnung an die von BLUME vorgeschlagene Klassifikation um veränderte Böden natürlicher Entwicklung mit stadtspezifischen Veränderungen, die oft tiefgründig mit Ziegeln, Mörtel und anderen Materialien durchsetzt sind. Das Substrat hat seinen Ursprung in den Hochflutlehmern der Mosel bzw. des Rheins. Industriebrachen, Schrottplätze, Parkplätze, Aufschüttungen und Schuttgrundstücke weisen in der Regel anthropogene Auftragungen auf, die aus künstlichen und/oder natürlichen Substraten bestehen können.

Als bodenchemische Kennwerte wurden der pH-Wert in 0,01 m  $\text{CaCl}_2$  und der Kohlenstoffgehalt nach Lichterfelder untersucht (zit. bei SCHLICHTING und BLUME 1966). Zur Kennzeichnung der bodenbiologischen Aktivität wurden die mikrobielle Biomasse (ANDERSON und DOMSCH 1978) sowie die Enzymaktivitäten von Katalase (BECK 1971), Xylanase (v.MERSI 1987) und Urease (KANDELER und GERBER 1985) bestimmt. Die Bodenart wurde mit Hilfe der Fingerprobe angesprochen.

### 3. Ergebnisse

Die Bodenart ist bei unterschiedlich hohen Skelettanteilen, die von sehr schwach steinig bis zu stark steinig reichen, bis auf wenige Ausnahmen sandiger Lehm bis lehmiger Sand.

Die pH-Werte der Wiesen, Brachen und Parkrasen sind im Durchschnitt als schwach sauer zu bezeichnen. Grünflächen, Grünstreifen, Säume und Bolzplätze weisen eine sehr schwach alkalische Reaktion auf, während Schrottplätze, Industriebrachen, Aufschüttungen, Parkplätze und Schuttgrundstücke schwach alkalisch reagieren.

Die durchschnittlichen Kohlenstoffgehalte der Flächen liegen für alle Nutzungstypen im geringen bis mittleren Bereich. Einzelne Extremwerte bei Parkplätzen und Aufschüttungen haben ihre Ursache in kohlehaltigen Substratbeimischungen (Tab. 1). Die Schwankungsbreite der Kohlenstoffgehalte ist sowohl bei der Gruppe der aufgeschütteten Böden als auch bei der Gruppe der stadtspezifisch veränderten Böden erheblich.

Die mikrobielle Biomasse ist in Parkrasen, Grünflächen, Grünstreifen, Säumen und Wiesen deutlich höher als bei den übrigen Nutzungen. Ähnliche Tendenzen gelten für die gemessenen Enzymaktivitäten von Urease, Xylanase und Katalase. Lediglich die Xylanase-Werte der Brachen erreichen ein ähnlich hohes Niveau wie die vorgenannten Nutzungstypen. Auffallend niedrig hingegen sind die Mittelwerte der Urease- und Katalaseaktivität in Schrottplatzböden sowie der Xylanaseaktivität in Parkplatzböden (Abb. 1).

Die Schwankungsbreiten der mikrobiellen Aktivität sind bei fast allen Nutzungstypen groß, trotzdem ist ein Trend zugunsten der vegetationstragenden Nutzungstypen zu erkennen. Die Kategorie der Aufschüttungen weist insgesamt die stärksten Schwankungen auf. Der Hauptgrund dafür ist in der unterschiedlichen Zusammensetzung der Auftragssubstrate der einzelnen Untersuchungsflächen zu suchen.

Für die Ergebnisse der bodenchemischen und -biologischen Untersuchungen wurden Korrelationskoeffizienten berechnet. Signifikant gute Korrelationen ergaben sich für jeden der drei Enzymtests zur mikrobiellen Biomasse, von Xylanase zur Urease sowie von Katalase zur Urease (Tab. 2).

#### 4. Diskussion

Wie die Korrelationsberechnungen zeigen, eignen sich die ausgewählten Methoden zur Kennzeichnung der mikrobiellen Aktivität. Da die Korrelationen aber keine maximalen Werte annehmen, kann man den Analysemethoden auch eine gewisse Differenzierung zuschreiben. Die relativ schlechten Korrelationen zum Kohlenstoffgehalt überraschen, wenn man sie mit häufigen Werten aus Untersuchungen in landwirtschaftlich genutzten Böden vergleicht. Vermutlich stören auch nicht verwertbare geringe kohlehaltige oder andere organische Beimengungen die erwarteten Beziehungen. Auch eine Aktivitätsminderung durch Schadstoffeinflüsse kommt als Erklärung in Betracht. Andererseits läßt sich aus den schlechten Korrelationen schließen, daß nicht allein der Humusgehalt für die unterschiedlichen mikrobiellen Aktivitäten ursächlich ist.

Eine Gliederung nach Nutzungstypen zeigt, daß die "naturnäheren" Parkrasen, Grünflächen und Grünstreifen sowie Säume ein aktiveres Bodenleben aufweisen als die übrigen Flächen und zum Teil an die Werte der untersuchten Wiesen anschließen. Die Brachen weisen hingegen ein niedrigeres Niveau auf. Dies könnte die Folge eines angenäherten Gleichgewichtszustandes der Mikroflora sein, wofür auch die geringen Streuungen der Daten sprechen würden.

Die Aktivität in den Aufschüttungen ist offensichtlich stark

abhängig von dem jeweiligen Substrat. Die Böden, die aufgrund ihrer Nutzung besonders stark anthropogen beeinflusst bzw. verändert worden sind, weisen zwar geringere mikrobielle Aktivitäten auf, liegen mit ihren Werten aber in Bereichen, die auch in landwirtschaftlich genutzten Böden anzutreffen sind. Berücksichtigt man den in solchen Böden oft relativ hohen Skelettanteil und stellt den Bezug der ermittelten Daten zur Fläche her, so muß man an der effektiv wirksamen mikrobiellen Aktivität in Böden dieser Nutzungsformen Abstriche machen.

Im Vergleich mit mikrobiellen Untersuchungsergebnissen von landwirtschaftlich genutzten Böden erscheinen alle gemessenen Werte unabhängig von der Nutzung als relativ günstig.

Um einerseits die Aussagekraft der Untersuchungsmethodik in Bezug auf die ausgewählten Nutzungstypen zu überprüfen und andererseits die Repräsentanz der Untersuchungsflächen festzustellen, wurde eine Clusteranalyse durchgeführt (Abb. 2).

Beschränkt man sich auf die Bildung von vier Clustern, ergeben sich hinsichtlich der Nutzungsformen typische Gruppierungen, in denen sich die anthropogene Beeinflussung der Untersuchungsflächen widerspiegelt.

Es wird deutlich, daß ein Bezug zwischen mikrobieller Aktivität und Nutzungstyp besteht. Zwar steht der Nachweis, daß mehr Aktivität zur Schadstoffrückhaltung und -transformation beiträgt noch aus. Dieser Zusammenhang ist aber sehr wahrscheinlich. Da vegetationstragende Flächen die höheren Aktivitätswerte aufweisen, sollte ihr Anteil an städtischen Freiflächen gesteigert werden.

## 5. Literatur

- ANDERSON, J.P.E., DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass.- *Soil Biol. Biochem.* 10, 215-221
- BECK, Th. (1971): Die Messung der Katalaseaktivität von Böden.- *Z. Pflanzenernährung, Düngung u. Bodenkd.* 130, 68-81
- KANDELER, E., GERBER, H. (1985): Ein einfaches Verfahren zur Bestimmung der Urease-Aktivität im Boden.- *VDLUFA-Schriftenreihe* 16, Kongreßband, 609-614
- KUBICKA, A. et al. (1986): Structure of the fauna of Warsaw, the study area.- *Memorabilia Zoologica* 41, Warschau, 11-69
- MERSI, v.W. (1986): Eine neue Methode zur Bestimmung von Cellulase-, Xylanase- und Saccharaseaktivitäten in Böden.- *Diplomarbeit, Universität Innsbruck*
- NOSSAG, J. (1971): Untersuchungen über die Präsenz und Aktivität von Mikroorganismen in den Straßenböden der Hamburger Innenstadt.- *Zbl. Bakt. Abt. II, Bd. 126*, 313-342
- PIETSCH (1985): Versiegelungen des Bodens in der Stadt und ihre Auswirkungen.- In: *Boden, das dritte Umweltmedium*.- Bonn
- SAUERBECK, D. (1982): Probleme der Bodenfruchtbarkeit in Ballungsräumen.- *Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesell.* 33, 179-193
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. (1966): *Bodenkundliches Praktikum*.- Berlin, Hamburg
- ZUKOWSKA-WIESZCZEK, D. (1980): Bioindication of soil pollution of urban area.- *Ecologia Polska* 28, Warschau, 267-283

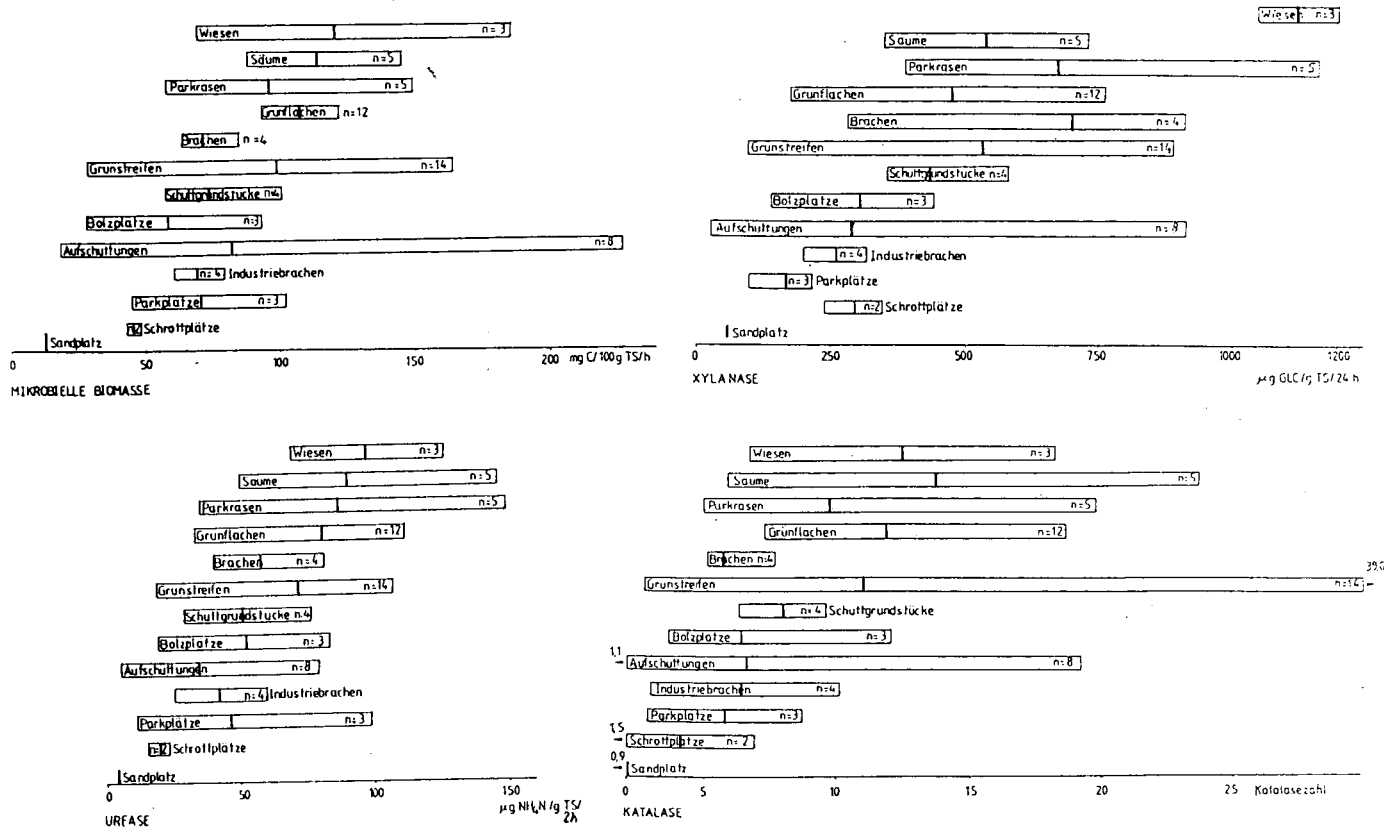
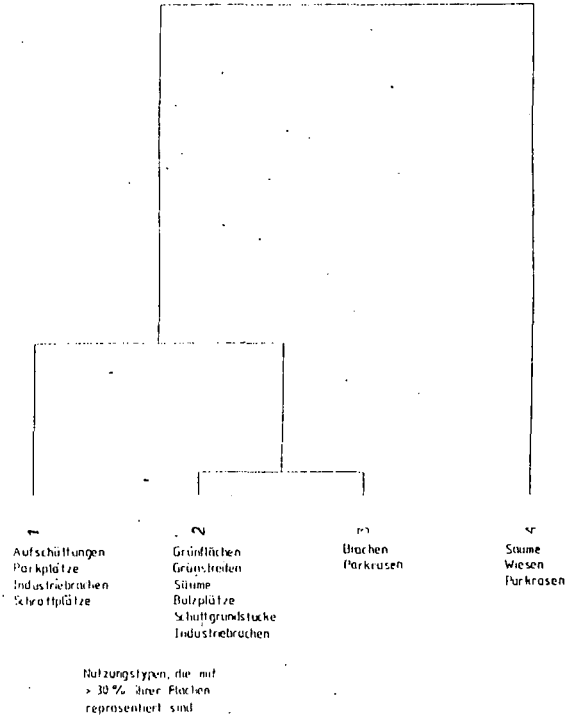


Abb. 1: Datenspannen und Mittelwerte der mikrobiellen Biomasse sowie der Enzymaktivitäten von Urease, Xylanase und Katalase

**Tab. 1: Mittelwerte der Kohlenstoffgehalte und pH-Werte**

	C %	pH (CaCl <sub>2</sub> )
Wiesen (n=3)	4,70	6,4
Säume (n=5)	2,74	7,3
Parkrasen (n=5)	2,40	6,2
Grünflächen (n=12)	2,51	7,3
Brachen (n=4)	1,64	6,0
Grünstreifen (n=14)	2,30	7,2
Schuttgrundstücke (n=4)	2,00	7,8
Bolzplätze (n=3)	1,87	7,1
Aufschüttungen (n=8)	1,99	7,6
Industriebrachen (n=4)	1,78	7,7
Parkplätze (n=3)	1,88	7,6
Schrottplätze (n=2)	3,36	7,8
Sandplatz	0,26	6,4



**Tab. 2: Korrelationen bodenchemischer und biologischer Untersuchungsergebnisse**

	pH	C	Biomasse	Urease	Xylanase
C	0.0875				
Biomasse	0.0306	0.4092			
Urease	0.1381	0.3314	0.7748		
Xylanase	0.3867	0.3844	0.6393	0.6877	
Katalase	0.1181	0.3944	0.7171	0.6838	0.5460

Signifikanzgrenze (1%): 0.3844  
n = 70

**Abb. 2: Clusteranalyse unter Einbeziehung der bodenchemischen und -biologischen Untersuchungsergebnisse.**