

Z81/55II

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**



Band 55

Heft II

1987

I S S N - 0343-107X

Schriftleitung: P. Hugenroth, Göttingen

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate

Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

6. bis 12. September 1987

Stuttgart-Hohenheim

Band 55
Heft II
1987

I N H A L T

	Seite
BAND 55, HEFT II	
KOMMISSION III	469
BABEL, MEYER:	Humusformen im Schönbuch 471
BENCKISER, SYRING:	Effects of soil variables on N ₂ O Release from an Alfisol and Luceptisol 477
BREIMER, VOGEL, OTTOW:	Fluorbelastung von Böden und Bodenfauna in Emmentennähe 481
GÖK, OTTOW:	Einfluß von Sauerstoff auf die Intensität und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in einem mit Stroh gedüngten Boden 487
KAUSS, SCHUSTER:	Die Auswirkungen einer Pflanzenschutzmittel-Spritzfolge im Obstbau auf die bodenbiologische Aktivität - ein Freilandversuch 493
KOOP, AHRENS:	Mikrobiologische Vergleichsuntersuchungen am Boden bei unterschiedlichen Düngungsarten und -mengen 499
MUNCH, OTTOW:	Einfluß von Bodenfeuchte und Sauerstoff auf die Lachgasbildung denitrifizierender Bakterien 505
NIEDER, RICHTER:	Bilanzierung des Dünger- Stickstoffs ¹⁵ N während der Vegetationszeit des Winter - Weizens 1984/85 in einer Braunerde aus Löß 511
RICHTER, KOTIAS:	Der Einfluß der Substratkonzentration auf die Expression von Lebendkeimzahlen (MPN-Methode) bestimmter Bodenmikroorganismengruppen oder -arten in Mischkulturen 517
SUITNER:	Mikrobielle Aktivität unterschiedlich genutzter Böden Bayerns 523
SCHUSTER, SCHRÖDER:	Die Auswirkung einer Pflanzenschutzmittel-Spritzfolge im Ackerbau auf die Dehydrogenaseaktivität. Freiland und Laborversuche 529
TROLLDENIER:	Einfluß der Nitratkonzentration auf die Dynamik der Denitrifikation 535
WEJDEMANN, KOEHLER:	Untersuchungen zur Initialentwicklung der Mesofauna in Auftragsböden 541
WELP, BRÜMMER:	Schadstoffspezies von 2,4-D, 2,4,5-T, PCP und Cd in der Bodenlösung und ihre mikrobielle Toxizität 547
WESTERNACHER:	Regenwurmabundanz unter verschiedenen Pflanzenarten - Erhebungen in Fruchtfolgeversuchen 553

KOMMISSION IV

Seite
559

BACH:	Regional differenzierte Abschätzung des möglichen Beitrags der Landwirtschaft zur Nitrat-Belastung des Sickerwassers in der Bundesrepublik Deutschland	561
BECKER:	Ein Vergleich der Methoden zur Bestimmung von NH_4^+ und NO_3^- an Bodenproben -- verschiedene Extraktionsmittel und Bestimmungsverfahren	567
BLUME, SCHIMMING, WIESE, ZINGK:	Wasser-, Luft- und Nährstoffdynamik einer Knickmarsch unter Weidenutzung	573
BROD, ELLWART, HARTGE:	Räumliche und zeitliche Änderung von Bodenparametern im Wurzelraum innerörtlicher Alleebäume	579
BRUMME, LOFTFIELD, BEESE:	N O-Freisetzung aus einer sauren Braunerde	585
DIETZE, KÜNIG:	Metallspezierung in Bodenlösungen mittels Dialyse- und Ionenaustauscherverfahren	587
EHRIG, BODE-MEYER, STAHR:	Pflanzenaufnahme von Schwermetallen aus Abfallkomposten	589
HABERMANN:	Meliorationsdüngung straßennaher Baumstandorte	595
HANTSCHEL, KAUPENJOHANN, HORN, ZECH:	Standortvergleichende Ergebnisse einer zweijährigen Ökosystembilanz geschädigter Fichtenbestände im Fichtelgebirge	601
KAUPENJOHANN, HANTSCHEL, HORN, ZECH:	Bodenextrakte zur chemischen Kennzeichnung der Nährstoffversorgung unterschiedlich säurebelasteter Fichtenstandorte	607
KERSEBAUM, RICHTER, UTERMANN:	Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden unter Getreidevegetation	613
LAMERSDORF:	Spurenstoffe im Wurzelraum von Fichtenwald-Ökosystemen	619
MAIDL, FISCHBECK:	Auswirkungen unterschiedlicher Intensität der Landbewirtschaftung auf den Nitrateintrag in tiefere Bodenschichten	625
MEIWES, BEESE:	Ein experimenteller Ansatz zur Untersuchung der Ionendiffusion im Boden	631
MEUSER, WESSOLEK, RENGER:	Ein Verfahren zur Abschätzung der Wurzellängendichte von Getreide	637
MINDRUP, BEESE:	Lösungsverhalten oberflächlich ausgebrachter Kalke in sauren Waldböden	643
PRADE, OTTOW, JACQ:	Die Ursachen der Eisentoxizität bei NaBreis (<i>O. sativa</i> L.) auf alluvialen Böden in der Republik Senegal	645

		Seite
RABEN:	Raumzeitliche Entwicklung boden- und wurzelchemischer Kenngrößen in der Podsolierten Braunerde eines Buchenalthestandes (HILS)	651
REENTS:	Einfluß unterschiedlich gedüngter Böden auf die Luftstickstoffbindung von Luzerne	657
TRÜBY:	Zur Schwermetallverteilung in Waldbäumen	663
WILDHAGEN, LACHIER, MEYER:	Modell-Versuch "Göttinger Komposttonne": N-, P- und K-Düngewirkung des Biomüll-Kompostes zu Getreide im Feldversuch	667
YOUSSEF:	Über den Einfluß von Dicyandiamid, mineralischer N-Düngung und Gülledüngung auf die N-Entzüge bei Sommergerste im Gefäßversuch unter Bedingungen eines künstlich versalzten Bodens	673

KOMMISSION V		679
ALALIY:	Wertung landwirtschaftlich nutzbarer Standorte SW-Ägyptens	681
BADURA, FINNERN:	Bodenprobenbank Schleswig-Holstein - Einrichtung und Aufgabe für den Bodenschutz	687
BAILLY, RENGLER, LAMPE, WILKENS:	Bodenphysikalische Untersuchungen an Haftnässe-Pseudogleyen aus Löss im Raum Osnabrück	693
BENZLER:	Zur Nomenklatur der G-Horizonte und der Gleye	699
BERTRAM, JANUS:	Interpretation von $\delta^{13}\text{C}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ - Werten in Bodenkarbonaten	703
BUTCH:	Reliktische Pseudovergleyung in Lößböden NO-Württemberg ?	709
BOJIC-KLEIN:	Problemgebiete als potentielle Anbauflächen für problembodentolerante Naßreissorten in Süd- und Südostasien	713
BOUMAN, LOHMANN:	Bodenchemische Bewertung von forststandorten im Harz	719
BUCH:	Zur Datierung und Entwicklungsgeschichte der Bodenbildung des Hauptniveaus der Niederterrasse an der Donau - Diskussion von Befunden aus dem Raum Regensburg	723
CORDESEN, SIEM, FINNERN, BLUME:	Vorgehensweise bei der Erstellung der Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel	729
DAHM-AHRENS:	Maßnahmen für den Funktionsschutz der Böden Nordrhein-Westfalens	735
ECKELMANN, RAISSI:	Bodenkundliche Auswertungskarten als Planungsgrundlage für das Flurbereinigungsverfahren	741
FINNERN, BRÜMMER:	Einflußfaktoren auf die Entkalkung schleswig-holsteinischer Marschböden	745
GÄTH, FREDE, MEYER:	Klassifikation eines PSEUDOGLEYS mit Hilfe bodenphysikalischer Kenndaten	751
HEJNEKE:	Das Bodeninformationssystem Niedersachsen (NIBIS)	757
HEJNEKE, OELKERS, VINKEN:	Vorstellungen zum Aufbau eines Bodeninformationssystems	765
HENZLER, SCHRÖDER:	Böden aus Pyroklastiten im Laacher See-Gebiet	771
JANUS, BERTRAM:	Anwendung feinstratigraphischer Isotopenuntersuchungen an einem Würmlößprofil mit fossilen Böden	777
KNEIB, SCHWARZE-RODRIAN:	Konzept des Bodenschutzes in der Stadt- und Landschaftsplanung	783

KURTENACKER, SCHRÜDER:	Eigenschaften und Genese fossiler Lößböden unter Pyroklastika des Laacher See Gebietes	785
LASSONCZYK, WIECHMANN:	Untersuchungen zum Akkumulationsverhalten löslicher organischer Substanzen in Podsolen	791
LOHMANN, BOUMAN:	Ein Konzept zur forstlichen Standortkartierung unter Bedingungen depositionsbelasteter Standorte	797
MIEHLICH:	Substratgenese und Systematik von Böden der Hamburger Flußmarsch	801
MOLL, SPEETZEN:	Durchführung der Bodenkartierung in Hamburg (1:5000)	805
OERTLI:	Kleinräumliche Unterschiede von Bodeneigenschaften und des Pflanzenbestandes auf Salzböden der ungarischen Pussta	807
PAPENFUSS, KUHN:	Paläoböden auf der Schwäbischen Alb-Hochfläche	813
PFANNSCHMIDT, JAHN, STAHR:	Bodenerosion und Wasserhaushalt in einem mediterranen Kalksteingebiet in Portugal (Zentralalgarve)	819
RENGER, WESSOLEK, LIST, SEYFERT:	Beziehung zwischen Bodenfarbe und Humusgehalt	821
RÜCKERT:	Naßbleichung und Tonzerstörung durch Ferrolysis ?	827
SIEM, CORDESEN, BLUME, FINNERN:	Klassifizierung von Böden anthropogener Lithogenese - vorgestellt am Beispiel von Böden im Stadtgebiet Kiel -	831
SMETTAN, BLUME:	Versalzung von Böden in extrem ariden Gebieten und Wirkung der Salzverwitterung unter den aktuellen Klimabedingungen	837
SCHEMSCHAT, WOLFF:	Auswertungsmöglichkeiten einer Boden-ökologischen Basisdatei (1:20000)	843

KOMMISSION VI

		845
AHLSDORF, STOCK, LITZ, MILDE, FRIESELE:	Methodik und exemplarische Ergebnisse zur Erfassung von Grundwasserkontaminationen durch landwirtschaftliche Pflanzenschutzmittelanwendung	847
AUERSWALD:	Veränderung der Nutzung in Abhängigkeit von den erosionsbestimmenden Standortparametern in Bayern	853
DREESMANN, VORDERBRÜGGE, HARRACH:	Gefüge, Durchwurzelung und Ertrag roter Reliktböden aus Basalt im vorderen Vogelsberg	859
ERNSTBERGER:	Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration unterschiedlich genutzter Standorte mittels der Verfahren "HAUDE-" und "PENMAN-Bodenwasserhaushalt"	861
FREDE, MEYER, POTER, VOGELSSANG:	Natürliche Kräfte als Teilkomponenten meliorativer Massnahmen	867
GÜLZ- HUWE, HUWE, VAN DER PLOEG:	Nitratausträge unterschiedlich meliorierter und gedüngter Ackerflächen	873
GÜDELHÖFER, KNEESCH, SCHRÖDER:	Veränderungen von Bodeneigenschaften und Erträgen durch Bodenabtrag bei verschiedenen Ausgangsgesteinen im Raume Irier	879
HENKE:	Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Regenwurmaktivität	885
KAINZ:	Die Modellierung der Infiltration bei künstlichem Starkregen	891
KEBEDE, STAHR:	Einfluß von Bewässerung auf die Eigenschaften von Böden des Algarve, Portugal	893
KRONEN:	Bodenerosion in Paraná	899
KUNZMANN, HARRACH, VOLLRATH:	Die Eignung vegetationskundlicher Methoden zur Bewertung von Grünlandstandorten für Landwirtschaft und Naturschutz	905
MARTIN:	K-Faktoren von 32 bayerischen Böden	911
MARTINS:	Die bodenphysikalischen Kerndaten des Drängrabens im Vergleich zum ungestörten Boden	913
MEUSER:	Ein einfacher Modellansatz zur Berechnung von Bestandesniederschlägen höherwüchsiger Vegetationsformen	919
MOLLENHAUER, RATHJEN, CHRISTIANSEN, ERPENBECK:	Zur Erosivität der Niederschläge in Hessen	925
PETER:	Zur Bedeutung des Zwischenabflusses aus landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten beim Stoffeintrag in Gewässer unter besonderer Berücksichtigung des Nitrats	931

		Seite
RAJSSI, SPONAGEL:	Abschätzung der anteiligen Grundwasserabsenkungen und Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt durch Entwässerungsmaßnahmen im Rahmen der Flurbereinigung und Grundwasserentnahme durch Wasserwerke	937
ROTH, PAVAN, MEYER, FREDE:	Einfluss von Kalk- und Gipsgaben auf die Bildung von Oberflächenabfluss bei einem Oxisol aus Südbrasilien	943
RUPP, GÖTZ, VAN DER PLOEG:	Auswirkungen von Verfahren der Bodenlockerung (Rigolen) auf einige Bodeneigenschaften sowie den Wuchs von Reben in terrassierten Steillagen	949
SCHÄFER, KUNIZE, HELMING:	Lockerungswirkungen und Homogenisierungseffekte von Unterbodenmeliorationen	955
SCHAMP, WIECHMANN:	Einfluß von Wasserhaushalt und Gründigkeit in Böden aus permischen Vulkaniten auf die landwirtschaftliche Nutzbarkeit	961
SCHWERDTFEGER:	Bodenkarten zur Beurteilung von Berechnungsflächen im Gebiet der Samtgemeinde Bodenteich	967
STEINRÜCKEN, HARRACH:	Ackerunkrautgesellschaften als Indikatoren für Standortverhältnisse unter besonderer Berücksichtigung der Zeigerwerte von ELLENBERG.	973
VOLLMER, BUCHNER:	Ansprüche an die Funktionsvielfalt von Böden auf intensiv genutzten Acker- und Grünlandstandorten	979
VORDERBRÜGGE, HARRACH:	Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und Ertrag bei Wintergerste - Ergebnisse aus einem Bodenbearbeitungsversuch	985

KOMMISSION VII		987
BRONGER, BRUHN, KALK:	Vererbte und pedogen gebildete Tonminerale in "Red Soils" im wechselfeucht-humiden und -semiariden Südindien	989
FELIX-HENNINGSFN:	Zur Quantifizierung der Elementausträge aus kaolinitischen Saprolithorizonten ("Weissverwitterung") des Rheinischen Schiefergebirges	995
GEBHARDT:	Mineralogie und Klassifizierung von Böden semiarider Gebiete Nordostbrasilien - Aridisole aus Gneiszersatz	1001
HILLER, BRÜMMER:	Titan - Eisenkonkretionen und deren Begleitelemente in Marschböden - Untersuchungen mit einer Mikrosonde	1007
HUTH, STAHR:	Verwitterung und Mineral- bzw. Bodenbildung in einem Gneisgebiet der Vollwüste Ägyptens	1013
STAHR, ZAREI, SCHÜLE, JAHN:	Bildungsphasen eines polygenetischen Paläobodens auf Lanzarote, Kanarische Inseln	1019
ZAREI, STAHR, JAHN:	Mikromorphologie der Verwitterung und Mineralneubildung aus jungen vulkanischen Aschen Lanzarotes	1025
AK BODENSYSTEMATIK		
MÜCKENHAUSEN:	Entwicklung einer Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland	1033

KOMMISSION

III



Humusformen im Schönbuch

von

Babel, U. und U. Meyer *

Ziel der Arbeit ist die morphographische Beschreibung und aus der Beschreibung heraus das Verstehen der Entwicklung individueller Humusprofile. Hier werden nach dem Prinzip und der Methodik Beispiele der Ergebnisse von im ganzen 10 Humusprofilen mitgeteilt und diskutiert.

Prinzip

Humusprofile lassen sich als aufgebaut aus 4 Hauptkomponenten beschreiben (vgl. Babel et al., 1980):

"Pflanzenreste": oberirdische Bestandesabfälle,

"Organisches Feinmaterial": durch Zerkleinerung aus dem vorigen entstanden, frei von mineralischem Material,

"Organisches Pigment": organisches Material, das in Lösung über μm - oder größere Distanzen verlagert worden ist und nur als Farbstoff, nicht in mikroskopisch erkennbaren Partikeln das mineralische Material färbt,

"Mineralische Substanz".

Diese 4 Hauptkomponenten können in jeweils annähernd reiner Form oder zu zweit, zu dritt, zu viert miteinander gemischt die Horizonte des Humusprofils aufbauen. Grundverteilung und Relativverteilung (basic and related/referred distribution) der Hauptkomponenten nach der Tiefe ergeben sich aus Zerkleinerung, Lösung und Verlagerung.

Methodik

Von diesen 4 Komponenten lassen sich an Anschliffen unter Stereomikroskop Pflanzenreste, organisches Feinmaterial und (nicht humoses) mineralisches Material gut erkennen. Organisches Pigment tritt definitionsgemäß nur in Mischung mit mineralischem Material auf. Deshalb wurden die zusammengesetzten Komponenten

- sehr humoses mineralisches Material (d.h. mit viel organischem Pigment, Gehalt an organischem Kohlenstoff über etwa 5 %),

* Fachgebiet Bodenbiologie, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart 70

- humoses mineralisches Material (mit wenig organischem Pigment), und
 - (fast) nicht humoses mineralisches Material
- unterschieden.

Gearbeitet wurde mit Vergrößerung 20X an 16 cm breiten Anschliffen je Humusprofil. 6 vertikale Säulen von im Objekt 5X5 mm messenden quadratischen Punktgittern (als Okularstrichgitter) wurden pro Profil ab L-Oberfläche bis mindestens 60 mm Tiefe nach dem Trefferpunkt-Verfahren ($V_V=PP$) ausgezählt. Die Volum-Anteile wurden als Prozent der Festsubstanz + Fein- und Mittelporen ausgedrückt. Die Zählungen aus den 600 Punkten pro 5 mm-Tiefenabschnitten wurden gemittelt. So wurden die Horizontgrenzen, da sie sehr oft nicht parallel und nicht horizontal verlaufen, allerdings unschärfer. Auf das Problem der objektiven Grenzziehung zwischen den Horizonten, das sich grundsätzlich als eines der Auflösung und eines der Formerfassung darstellt, wird nicht eingegangen (vgl. Maier-Kühne, 1986).

Außerdem wurden die organische Masse der Auflage und orientierend an je einem Datum Regenwürmer (Formol-Methode) und Enchyträen (O'Connor) bestimmt.

Material und Ergebnisse

Von 4 der untersuchten Flächen (Tab. 1) werden einige Ergebnisse (Abb.1) mitgeteilt. Das Profil PK ist vom typischen feinhumusreichen Moder (v. Zezschwitz) im Gelände dadurch unterschieden, daß es vereinzelt große Regenwurm-Exkremente auf der L-Oberfläche zeigt, daneben verformte Reste von solchen im L- und F-Horizont. Daher wurde die Arbeitsbezeichnung Wurmmoder gegeben. Das Profil PM ist als einziges voll befriedigend nach der Klassifizierung von v. Zezschwitz (1976) zu benennen, und zwar als mullartiger Moder. Dem Profil PQ fehlt ein F-Horizont oder jener ist nur angedeutet; der Ahh-Horizont ist stellenweise auffallend stark humos, nur ca. 3 cm mächtig und sehr scharf nach unten begrenzt. Das Profil steht der Humusform F-Mull (vZ) am nächsten. Die Bezeichnung Flachmull ist Arbeitsbezeichnung. Das Profil PS (typischer Mull vZ) kann mit seinem über 20 cm mächtigen Ah-Horizont, der nicht in Ahh und Ahu gegliedert ist, demgegenüber als Tiefmull (Arbeitsbezeichnung) benannt werden.

Die Tiefenverteilungen des organischen Feinmaterials zeigen erwartungsgemäß deutlich die F- und H-Horizonte in Moder und mullartigem Moder. Aber auch in den beiden Mullprofilen sind noch bis um 10 % organische Feinmaterialteile nachgewiesen. - Die Tiefenverteilungen von sehr humosem mineralischem Material zeigen, daß mineralische Partikel in allen 4 Profilen bis hinauf in die Auflage reichen.

Tab. 1: Standortsangaben, Regenwurm- und Enchyträen-Ergebnisse von 4 Humusprofilen im Schönbuch

Baumbestand	Fi(Bu)	Bu	Bu	Ei
Fläche	PK	PM	PQ	PS
Humusform 1)	Wurm-Moder	mullart. Moder vZ	Flachmull	Tiefmull
L+F+H ₂ (g/m ²)	9 900	1 300	720	710
Bodentyp	Braunerde	Pods. Braunerde	Parabraunerde	Pseudogley
Gestein	Sandstein	Sandstein	Mergelton	Feinlehm
Regenwürmer 2)	Σ 8 6 L.rub.	Σ 12 10 L.rub.	Σ 29 10 L.rub. 5 A.cal.	Σ 66 19 L.rub. 15 A.cal. 5 A.ros.
Enchyträen 3)				
0-2 cm	29 000	55 000	3 200	7 200
2-4 cm	11 000	22 000	900	3 600

1) Arbeitsbezeichnung (außer bei PM)

2) Formol-Methode, Mai 1985

3) O'Connor, Juli 1985

Diskussion

Es werden lediglich für jedes der Profile 1 bis 2 interessante Punkte herausgegriffen, die zeigen sollen, wie die Ergebnisse, die mit der vorgestellten neuen Methode erarbeitet wurden, benutzt werden können.

PK, typischer feinhumusreicher Moder (vZ) (Wurm-Moder): Das mineralische Material in der Humusaufgabe ist offenbar durch Tätigkeit von Regenwürmern hinaufgebracht worden. Es handelt sich lt. Tab. 1 um *Lumbricus rubellus*, also eine recht große Art (bis ca. 12 cm lang), die zwar als epigäisch bezeichnet wird, jedoch regelmäßig bis in einige cm Tiefe in den Mineralboden eindringt. Das Auftreten einer so großen Regenwurmart ist mit sämtlichen Angaben in der Literatur mit der Humusform Moder nicht zu vereinen, daher die Arbeitsbezeichnung Wurm-Moder (vgl. aber die Humusform Tangel nach Kubiena, weitere Diskussion in Vavoulidou-Theodorou und Babel, zum Druck angenommen). In SW-Deutschland, insbesondere im württembergischen Keuperbergland, ist die Humusform "Wurm-Moder" weit verbreitet. Das gelegentliche Auftreten von Sand in im übrigen typischen

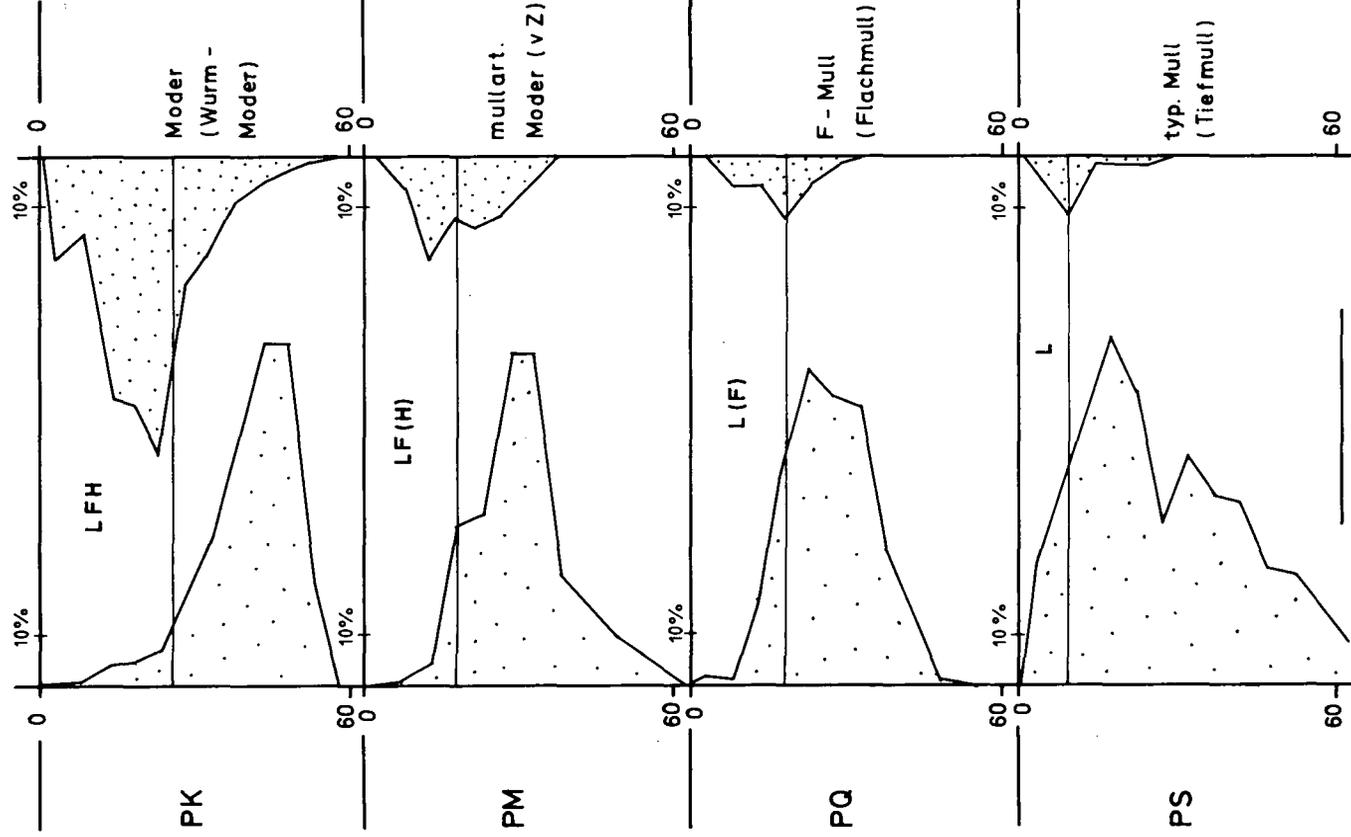
Moder-F- oder Moder-H-Horizonten dürfte mindestens in diesem Gebiet seine Ursache in der Tätigkeit dieses Regenwurmes haben, nicht etwa in gelegentlich angenommener Entwurzelung von Fichten o.ä..

PM, mullartiger Moder (vZ): Hier wurden die höchsten Enchyträen-Konzentrationen von den 4 vorgestellten Profilen gefunden. (Früher wurden sehr hohe Enchyträenlosungs-Konzentrationen in dieser Humusform nachgewiesen: Babel, 1975). Die Reihe der Waldhumusformen, die von Zezschwitz (1976) beschreibt, ist also nicht geradlinig. Die offenbar besonders günstigen Bedingungen für Enchyträen bestehen vermutlich darin, daß das Substrat nicht so nährstoffarm wie das des Moders ist und daß die Konkurrenz der anspruchsvolleren Regenwürmer nicht so stark ist wie im Mull (vgl. Regenwurmbundanzen Tab. 1).

PQ, F-Mull (Flachmull): Die im Vergleich zu PS nur flache Verteilung von sehr humoser mineralischer Substanz erklärt sich wohl durch die geringere Abundanz von endogäischen Regenwürmern (*A. caliginosa* und *A. rosea*). - Aus Geländebeobachtungen sei hier nachgetragen, daß der sehr auffallende, etwa 3 cm mächtige, äußerst stark humose Ahh, der morphologisch stellenweise sogar an einen H-Horizont erinnerte, nicht immer so stark ausgebildet war - zum Zeitpunkt der Probenahme für die Anschliffuntersuchung nur mäßig stark, sehr deutlich aber Mitte April 1983 nach einigen kühlen und feuchten Wochen; damals wurden sehr hohe Abundanzen von *L. rubellus* festgestellt, und zwar in verschiedenen Waldflächen des Schönbuchs. - Die Frage, wie solche nur temporär wirklich extrem entwickelte Humusform-Ausbildungen in einer Humusform-Klassifizierung zu berücksichtigen seien, ist offen. Nahegelegt ist eine nicht zu differenzierte regional bis überregional gelten sollende Klassifizierung neben einer stark differenzierten morphologischen Bearbeitung bestimmter individueller Humusprofile an interessierenden Standorten (z.B. im Zusammenhang mit Immissionswirkungen auf Zersetzer-Organismen).

PS, typischer Mull (Tiefmull): Die sehr tiefe Einmischung ist offenbar vor allem Folge einer Kette von Regenwurm-tätigkeiten (die vorausgehenden Glieder der Saprophagen-Makrofauna wurden nicht untersucht, vgl. Scheu, 1987): *L. rubellus*

Abb. 1: Tiefenverteilungen von sehr stark humosem mineralischem Material (links) und von organischem Feinmaterial (rechts) in 4 Humusprofilen - nach Messungen an Anschliffen. Rechts sind die Humusformen erstens (in Annäherung) nach von Zezschwitz, außerdem in () mit einer Arbeitsbezeichnung der Autoren benannt.



füttert *A. caliginosa*, jener füttert *A. rosea* - jeweils durch Aufbereitung des Materials im Verdauungstrakt und durch weitere Verlagerung von der Mineralbodenoberfläche nach unten in den Ah-Horizont hinein.

LITERATUR

- Babel, U. (1975): Distribution of dropping fabrics in central European humus forms. p. 85-94 in J. Vanek (ed.): Progress in Soil Zoology. (Proc. 5th Int. Coll. Soil Zool., Prague, 1973).
- Babel, U.; K. Kreutzer; B. Ulrich; E. v. Zezschwitz; H. Zöttl (1980): Definitionen zur Humusmorphologie der Waldböden. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 143, 564-568.
- Maier-Kühne, H.M. (1986): Morphometrische Methoden für die Bodenmikromorphologie (mit Beispielen aus Oberböden). 133 p., Diss. Fak. Pflanzenproduktion und Landschaftsökologie, Univ. Hohenheim, Stuttgart.
- Scheu, S. (1987): Die Rolle endogäischer Regenwürmer im Ökosystem Kalkbuchenwald und ihre Wechselwirkung mit saprophagen Makroarthropoden. Vortrag 17. Jahrestagung Ges. f. Ökologie, Göttingen.
- Vavoulidou-Theodorou, E. und U. Babel (zum Druck angenommen): Ein Bewässerungsversuch zur Dynamik von Humusprofilen in Nadelholzbeständen mit Wuchsstörung. Pedobiol.
- v. Zezschwitz, E. (1976): Ansprachemerkmale der terrestrischen Waldhumusformen des nordwestdeutschen Mittelgebirgsraumes. Geol. Jb. F3, 53-105.

Effects of soil variables on N_2O Release from an
Alfisol and Inceptisol

von

Benckiser, G.¹ and K.M. Syring²

Introduction

Depending on the cultivated crop the amount of N fertilizer used in German agriculture exceeds regionally the N-uptake by plants. The removal of NO_3^- depends on the uptake of N by plants, leaching, soil erosion, or denitrification. Denitrification is controlled by soil temperature, moisture content, available carbon and nitrate. The fluxes of N_2O and N_2 produced by denitrification may be influenced by diffusion or gas sorption processes in the soil (Benckiser and Syring, 1985; Benckiser *et al.*, 1987). The factors affecting denitrification in the field were examined using multivariate correlations (SPSS-program).

Materials and Methods

The C_2H_2 inhibition technique was used to determine denitrification losses. The methods described by Benckiser *et al.* (1986 and 1987) were used to measure N_2O surface fluxes, N_2O concentrations in the soil air and the soil variables (Table 2). The soils were a silty loam (Alfisol), sown in 1984 with sugar beet and in 1986 with winter barley, and a silty sand (Inceptisol) which was either amended only with mineral fertilizer (120 kg N/ha) or additionally with 300 m³ of sewage sludge. The Inceptisol was sown in 1985 with spring wheat and in 1986 with winter barley.

Results

The N_2O concentrations of different soil layers were generally well correlated with each other. The relationship between the log

1 Institute of Microbiology, Justus-Liebig University, Senckenbergstr. 3, Giessen, FRG.

2 Institute of Plant Nutrition and Soil Science, Federal Research Center of Agriculture, Braunschweig, FRG

transformed N_2O surface fluxes and the N_2O concentrations in the soil air were poor (Table 1a) and the inclusion of considerably more data from the sewage sludge amended Inceptisol and the Alfisol gave an even poorer correlation. (Table 1b,c)

Table 1. Correlations between N_2O surface fluxes and the N_2O concentrations in the soil air at different depths monitored during 1984-1986

Treat- ments	N_2O fluxes/ N_2O conc. in 10 cm depth	N_2O conc./ N_2O conc.			
		10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm	40-50 cm
a ¹⁾	0.47**	0.95***	0.89***	0.88***	0.56***
b ²⁾	0.43**	0.81***	0.40**	0.99***	0.67***
c ³⁾	0.36*	0.88***	0.44**	0.97***	0.60***

1 Data collected 1985 and 1986 in the Inceptisol without sewage sludge (SS) amendment, n = 151.

2 Inceptisol with (1985) and without SS (1985 and 1986), n = 229.

3 Inceptisol with and without SS and data of the Alfisol (1984 and 1986), n = 278.

If all soil variables tested are included the coefficients of multiple correlations are significant (Table 2). A stepwise breakdown into the individual factors (Table 2A) reveals that in the upper 10 cm, besides the influence of soil water and carbon, the nitrate content is significantly correlated. This pronounced statistical relationship with soil nitrate is also shown by the deeper soil layers. The lack of effect of soil temperature is probably due to the fact that under German conditions high temperatures frequently correspond to low water contents. The same statistical treatment employed to N_2O surface fluxes (Table 2B) showed that soil water content is statistically significantly related. As already concluded from Table 1, the N_2O concentrations in the soil air did not clearly affect actual N_2O release. Frequent changes in water content in the naturally-structured field soils might have caused other effects in addition to creating the necessary anaerobic conditions under which denitrification is favoured.

Table 2. Multiple correlations between the N_2O concentrations in the soil air of 10-30 cm (A) or the N_2O surface fluxes (B) and the soil variables nitrate (NO_3^-), potential denitrification capacity as measure of available carbon (C), ammonium (NH_4^+), temperature (T) and moisture (H_2O) of 10-30 cm.

soil depth (cm)	treat- ¹⁾ ments	coefficients of multiple correlations (r) ²						
		NO_3^-	+C	$+NH_4^+$	+T	$+H_2O$		
A ³⁾	10	a	0.05	<u>0.31</u>	0.31	0.36	<u>0.52*</u>	
		b	0.48*	0.53	0.55	0.55	0.55	
		c	0.32*	0.38	<u>0.48</u>	0.48	0.54	
	20	a	0.51**	0.53	0.53	0.57	0.61	
		b	0.41**	0.41	0.41	0.42	0.44	
		c	0.34*	0.34	<u>0.43</u>	0.44	0.45	
	30	a	0.65***	<u>0.76</u>	0.78	0.78	0.78	
		b	0.54**	0.55	0.55	0.55	0.55	
		c	0.43**	0.45	0.45	0.46	0.46	
		H_2O	+C	$+NO_3^-$	$+NH_4^+$	+T	$+N_2O$	
B ³⁾	10	a	0.60***	0.61	0.64	0.64	0.64	0.68
		b	0.63***	<u>0.69</u>	0.70	0.71	0.71	0.72
		c	0.56***	<u>0.65</u>	0.65	0.65	0.66	0.68
	20	a	0.45**	0.45	0.48	0.49	0.53	<u>0.62</u>
		b	0.52**	<u>0.62</u>	0.63	0.64	0.65	0.69
		c	0.48**	<u>0.59</u>	0.59	0.60	0.62	0.65
	30	a	0.39	0.39	<u>0.52*</u>	0.54	0.57	0.57
		b	0.58***	0.58	0.63	0.63	0.65	0.65
		c	0.55***	0.55	0.55	0.57	0.59	0.61

1 Treatments see Tab. 1; n = 38, (b) n = 50, (c) n = 73

2 A significant increase of "r" caused by including individual parameters is underlined.

3 "A" = N_2O concentrations in the soil air "B" = N_2O surface fluxes as dependent variable.

Discussion and conclusions

This study as well as other work (Benckiser et al., 1986 and 1987) shows that a poor correlation exists between N_2O surface fluxes and the N_2O concentrations in the soil air and a significantly positive relationship with the soil water content. When water content is high, O_2 diffusion into the soil is reduced, microbial activity consuming residual O_2 is enhanced, and in combination with sufficient $NO_3^- - N$, an increase in denitrification occurs. Furthermore, the N_2O diffusion coefficients strongly depend on soil water content. Previous unpublished results indicated that low water content might cause N_2O adsorption on the soil matrix especially on relatively dry soils with higher organic matter contents. N_2O diffusion and retention processes under field conditions and the complex effect of soil moisture on the N_2O surface fluxes are not well understood.

References

- Benckiser, G. and Syring, K.M. (1985). Erfassung und Modellierung gasförmiger Stickstoffverluste einer Parabraunerde. Z. Dt. Geol. Ges. 136, 441-450.
- Benckiser, G., Haider K. and Sauerbeck, D. (1986). Denitrification losses from an Alfisol planted with sugar beets. Z. Pflanzen-ernähr. Bodenk. 149, 249-261.
- Benckiser, G., Gaus, G., Syring, K.M., Haider, K. and Sauerbeck, D. (1987). Denitrification losses from an Inceptisol field treated with mineral fertilizer or sewage sludge. Z. Pflanzen-ernähr. Bodenk. 150, 241-248.
- Benckiser, G. Syring, K.-M., Haider, K. und Sauerbeck, D. (1988). Einfluß verschiedener Bodenvariablen auf die Denitrifikation landwirtschaftlich genutzter Böden. Landw. Forschung (im Druck).

Fluorbelastung von Böden und Bodenfauna in Emittentennähe

von

Breimer, R.F. * , J.Vogel ** , J.C.G. Ottow **

1. Problemstellung

Ziel dieser Untersuchungen ist die Ermittlung der Fluoridverteilung in Böden unweit einer fluoremittierender Industrie. Ausser der horizontale Ausbreitung in der Landschaft ist auch die vertikale Verlagerung und die mögliche Auswaschung von Fluoriden von grosser praktischer Bedeutung (Grundwassergefährdung). Bei der Bodenfauna (Regenwürmer) soll die aktuelle Belastungssituation festgestellt und der Frage nachgegangen werden, ob sich Fluor in der Nahrungskette anreichern kann.

2. Material und Methoden

Als Objekt der Untersuchungen wurde das Kali Chemie Werk in Bad Wimpfen, Nord-Württemberg, gewählt, weil hier akute Fluorschäden an der Vegetation deutlich und wiederholt aufgetreten sind. Diese Werk produziert seit 1921 fluorhaltige Chemikalien (Kryolith, Flußsäure, FCKWs), so dass sich die Fluorbelastung im Umkreis des Werkes über etwa 65 Jahre erstreckt.

Für die Kartierung der Oberflächenbelastung wurden im Umkreis des Werkes an 90 Standorten Bodenproben aus 0-10 cm Tiefe entnommen (Mischprobe aus drei Einzelproben). An fünf Standorten wurde das Bodenprofil freigelegt, beschrieben und nach Horizonten beprobt (der A_h -Horizont jede 10 cm).

An 47 der 90 Standorte wurden die Regenwürmer mit 5 Liter 0,5%-igem Formalin pro 0,25 qm ausgetrieben. Im Labor wurde der Darminhalt von der Hälfte der Tiere nach Sektion entfernt (nachspülen mit 0,25%-iger CDTA-Lösung und H_2O). So konnte zwischen Fluoridgehalte mit und ohne Darminhalt unterschieden werden.

Die Gesamtfluoridbestimmung (F_t) der organischen Proben erfolgte mit dem Schöniger-Aufschluss und die Messung mit der F-sensitiven Elektrode (WTW F-500, LEVAGGI et al. 1971). In den Bodenproben wurden drei Fluoridbestimmungen durchgeführt: Gesamtfluorid (F_t), Säurelösliches Fluorid (F_{HCl}) und Wasserlösliches Fluorid (F_w). Die F_t -Bestimmung umfasste einen Na/K-Karbonat-

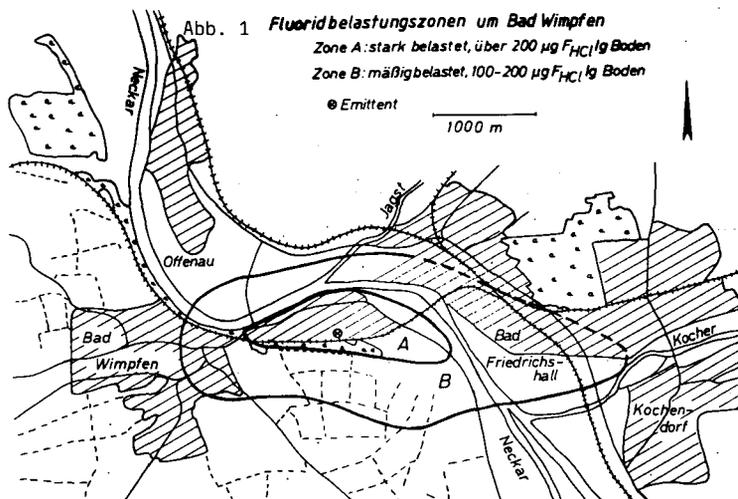
* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 7000 Stuttgart 70; ** Institut für Mikrobiologie und Landeskultur, Justus Liebig-Universität, Senckenbergstr. 3, 6300 Gießen.

Schmelzaufschluss und die Messung mit der F-Elektrode (HOPKINS 1977). Das säurelösliche Fluorid wurde nach 16-stündigem Schütteln von 1 g Boden mit 50 ml 1 M HCl mit der F-Elektrode gemessen (geändert nach EYDE 1983). Die Bestimmung des wasserlöslichen Fluorids erfolgte nach schütteln (16 h) von 5 g Boden mit 250 ml H₂O, mit Hilfe der F-Elektrode (POLOMSKI et al. 1982).

3. Ergebnisse

Fluorbelastung der Oberböden um Bad Wimpfen

In den Oberbodenproben der 90 Probenahmestellen (vorwiegend Löß-Parabraunerden, Löß-Pararendzinen, Braunauböden und Muschelkalk-Fliesserde-Pararendzinen) wurde eine fraktionierte Bestimmung des Fluorids durchgeführt (F_t , F_{HCl} , F_w). Die Ergebnisse der Untersuchungen in den vier Hauptwindrichtungen zeigen deutlich (Abb. 1 und 2), dass die F-Kontamination der Oberböden in östlicher Richtung am stärksten ist. Abb. 2 ist zu entnehmen, dass die F_{HCl} -Werte am deutlichsten mit der Entfernung vom Werk korrelieren und somit für die Beurteilung der Oberflächenkontamination am meisten geeignet sind. Die Zonierung des Geländes nach Belastungszonen (Abb. 1) wurde deswegen auf die säurelöslichen Fluoridgehalte basiert. Die Grenzwerte für die einzelnen Belastungszonen wurden rein empirisch festgelegt auf 100 bzw. 200 $\mu\text{g F/g TB}$. Die Variabilität der Fluorgehalte in grösserer Entfernung des Werkes ist relativ hoch (F_{HCl} -Werte von 9 bis 276, mit 65 ± 38 als Mittelwert, bei $n=60$), so dass die untere Belastungsgrenze bei 100 $\mu\text{g F/g TB}$ angesetzt werden musste. Diese hohe Variabilität wird durch Unterschiede im Ausgangsmaterial, sowie in der Phosphatdüngung verursacht.



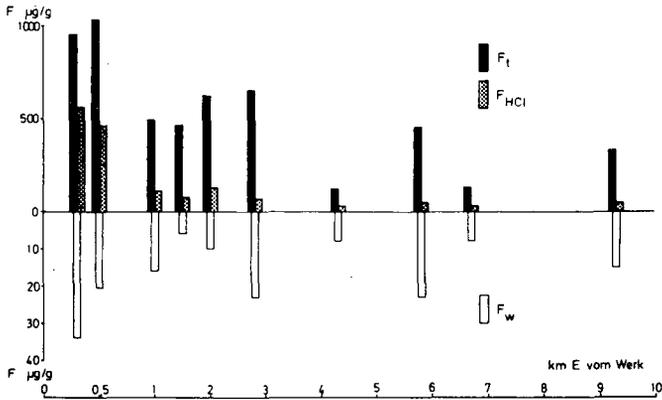


Abb. 2 F_t -, F_{HCl} - und F_w -Werte in Oberbodenproben östlich des Werkes.

Vertikale Fluoridverteilung

Die vertikale Fluoridverteilung wurde anhand von fünf Leitprofilen aus beiden Belastungszonen untersucht (Abb. 3). Auch hier liess sich die Belastungssituation am besten durch die F_{HCl} -Fraktion reflektieren. Bei den kalkhaltigen Profilen (1, 2, 4 und 5) war die Fluoridakkumulation auf die oberen 40 bis 50 cm beschränkt, so dass hier höchstwahrscheinlich keine nennenswerte Tiefenverlagerung stattgefunden hat. Bei der Löß-Parabraunerde konnte jedoch eine Verlagerung bis in den unteren B_t - und C-Horizonten festgestellt werden. Bei den wasserlöslichen F-Gehalten ist zu beobachten, dass die Werte im Oberboden mit der Tiefe zunehmen und im unteren Profilbereich bis zum "Grundgehalt" wieder abnehmen. Eine mögliche Grundwassergefährdung durch Fluorid im Sickerwasser kann aufgrund der vorliegenden Ergebnissen als relativ gering betrachtet werden.

Fluoridbelastung in Regenwürmern

Die F_t -Gehalte in den Lumbriciden reflektieren die Belastungssituation um den Emittenten gut (Abb. 4 und 5). Bemerkenswert sind die grossen Unterschiede zwischen Würmern mit und ohne Darminhalt, was auf das Fluorid im Darm (Boden, organische Substanz) zurückzuführen ist. Zwischen den F_t -Gehalten der Regenwürmer der Gattung Lumbricus (ohne Darminhalt) und allen drei Fluoridfraktionen der Böden bestehen hoch signifikante Korrelationen (Tab. 1). Die Korrelationen zwischen den drei Bodenfraktionen und Allolobophora spp. bzw. Lumbricus spp. (mit Darminhalt) waren vorherzusehen (Bodenpartikel im Darm).

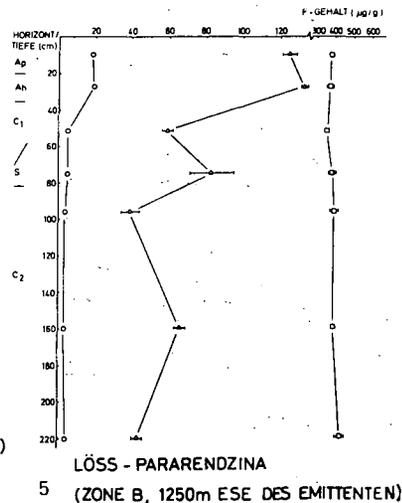
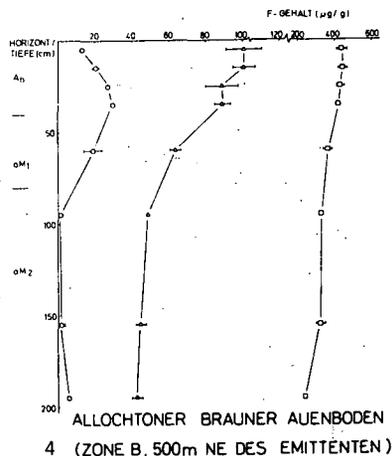
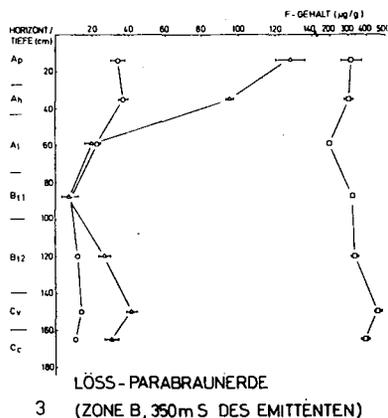
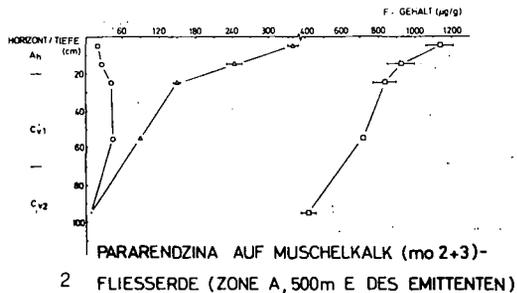
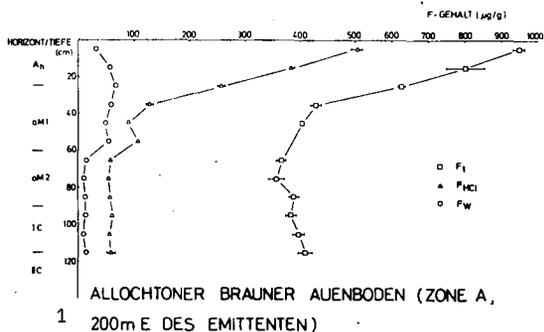


Abb. 3 F_t -, F_{HCl} - und F_w -Werte von fünf Leitprofilen der Fluorbelastungszonen A und B.

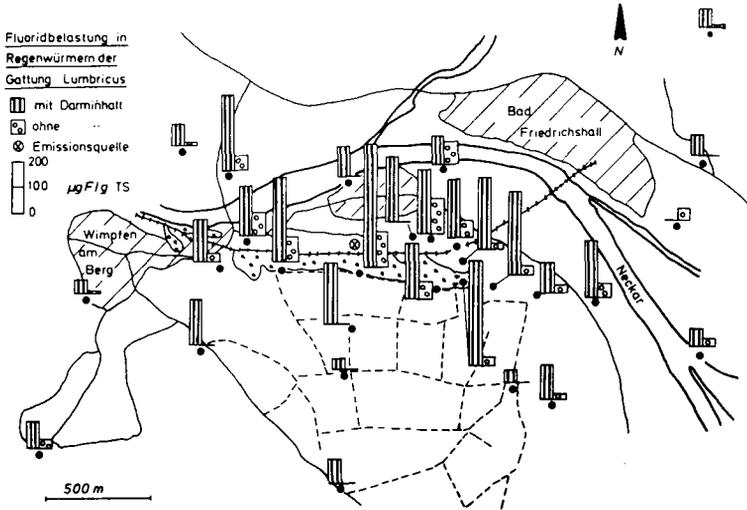


Abb.4: Fluoridgehalte in Lumbricus spp.

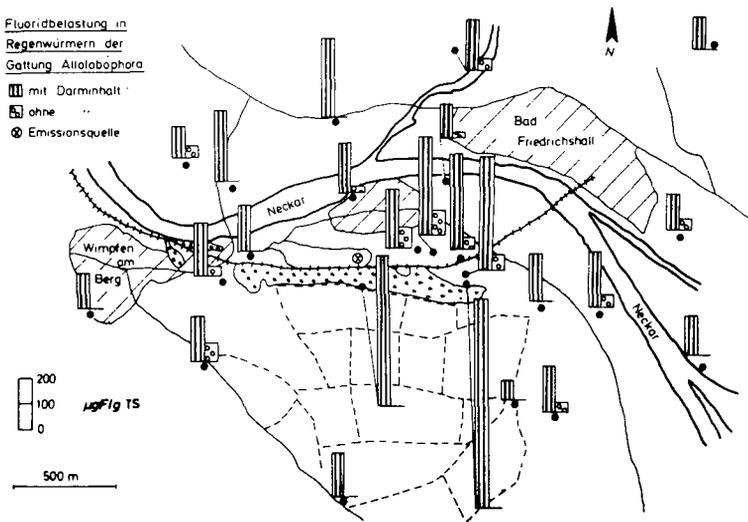


Abb.5: Fluoridgehalte in Allolobophora spp.

Tab. 1: Korrelation zwischen den Fluorid-Fractionen in den untersuchten Böden und den F_w -Gehalten in den dazugehörigen Lumbriciden.

F-Fraktion in den Böden	F _t -Gehalte in Lumbricus spp. (mit Darminhalt)			Lumbricus spp. (ohne Darminhalt)		
	n	r ²	p<	n	r ²	p<
F _t	39	0,60	0,01	29	0,51	0,01
F _{HCl}	43	0,59	0,01	33	0,66	0,01
F _w	43	0,29	-	33	0,47	0,01
	Allolobophora spp. (+ Darm)			Allolobophora spp. (- Darm)		
	n	r ²	p<	n	r ²	p<
F _t	33	0,54	0,01	14	0,06	-
F _{HCl}	36	0,50	0,01	14	0,06	-
F _w	36	0,07	-	14	0,32	-

4. Schlussfolgerungen

Für die Beurteilung der lokalen Fluorbelastung in Oberböden ist die 1 M HCl-lösliche Fluoridfraktion am besten geeignet. Die Fluorbelastung (nach F_{HCl} -Werten unterteilt das Gelände um Bad Wimpfen in zwei Belastungszonen: Zone A (F_{HCl} über 200 µg/g) und Zone B (F_{HCl} 100-200 µg/g). Die Fluoridverteilung in den untersuchten Bodenprofilen zeigt, dass die imitierten Fluoride hauptsächlich in den oberen 40-50 cm des Bodens immobilisiert werden. Die Gefahr einer Fluoridauswaschung aus den Böden um Bad Wimpfen ist somit als relativ gering zu bezeichnen.

Die für Prädatoren (z.B. Kleinsäuger und Vögel) relevanten Fluoridgehalte in Regenwürmern mit Darminhalt reflektieren die Belastung der betreffenden Böden. Bemerkenswert ist die hohe Korrelation zwischen Lumbricus spp. (ohne Darminhalt) und der F_{HCl} -Fraktion der Böden, was auf eine Aufnahme des Fluorids durch saure Magensäfte aus dem kalkhaltigen Solum hindeutet. Offenbar hat eine Akkumulation des Fluorids im Wurmkörper stattgefunden. Regenwürmer der Gattung Lumbricus sind somit als Indikatoren für eine Fluoridbelastung geeignet.

Danksagung

Diese Untersuchungen werden mit Mitteln des Landes Baden-Württemberg (Projekt Wasser-Abfall-Boden PWNb Nr. 85006) gefördert. Wir danken auch Frau Astrid Schroff für ihre wertvolle technische Hilfe.

Literaturverzeichnis

- EYDE, B. (1983): Bestimmung von säurelöslichem Fluorid in Böden mit Hilfe einer ionen-selektiven Elektrode. Fresenius Z. Anal. Chem. 316, 299-310.
- HOPKINS, D.M. (1977): An improved ion-selective electrode method for the rapid determination of fluoride in rocks and soils. J. Res. U.S. Geol. Survey 5, 589-593.
- LEVAGGI, D.A., OMUNG, W., FELDSTEIN, M. (1971): Microdetermination of fluoride in vegetation by oxygen bomb combustion and fluoride ion electrode analysis. J. Air Pollut. Control Assoc. 21, 277-279.
- POLOMSKI, J., FLÜHLER, H., BLÄSER, P. (1982): Accumulation of airborne fluoride in soils. J. Environ. Qual. 11, 457-461.

Einfluß von Sauerstoff auf die Intensität und Gaszusammensetzung
der Denitrifikation in einem mit Stroh gedüngten Boden

von

Gök, M.* und J.C.G. Ottow **

Einleitung

Nach den heutigen Vorstellungen dienen Sauerstoff und Nitrat als alternative Wasserstoffakzeptoren im Zuge einer respiratorischen Energiekonservierung (ATP-Synthese in der Atmungskette) zahlreicher aerober Mikroorganismen, und folglich überwiegt die Auffassung, daß die stickstoffreduzierenden Enzyme der Denitrifikation erst bei vollständiger Sauerstofffreiheit gebildet und durch den Sauerstoff herabgesetzt werden (KNOWLES, 1982; TIEDJE et al., 1984). Nach ABOU SEADA und OTTOW (1985) sowie OTTOW et al. (1985) muß die Denitrifikation im Boden durch den Sauerstoff nicht unbedingt verringert werden, wenn die Menge an wasserlöslichen C-Verbindungen im Boden hoch ist. Die Denitrifikation und O₂-Atmung können im Boden bei einem intensiven Stoffwechsel und bei erhöhtem Bedarf an Wasserstoffakzeptoren auch gleichzeitig ablaufen (OTTOW und FABIG, 1984, 1985; GÖK und OTTOW, 1987). Bei der Einarbeitung leicht zersetzbarer energiereicher Substrate wie Stroh (= Strohdüngung) kann in nitrathaltigen, durchlüfteten biologisch aktiven Böden eine intensivere Denitrifikation erwartet werden, im Vergleich zu den nicht mit Stroh gedüngten Böden, weil auch die Stroheinarbeitung den Bedarf an wasserstoffakzeptoren erhöht. Nach GANRY et al. (1978), SCHMEER (1983) sowie BOSCH und GUTSER (1985) erhöht die Stroheinarbeitung die Denitrifikationsverluste. Jedoch nahm die Denitrifikation durch die Stroheinarbeitung nach SCHERER und MENGEL (1983), MENGEL und SCHMEER (1985), GÖK und OTTOW (1987) ab. Der Einfluß von Sauerstoff auf Denitrifikation und Denitrifikationsparameter (Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumumsatz) in Abhängigkeit von der Stroheinarbeitung wurde bis heute nicht eindeutig geklärt. In der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluß von Sauerstoff auf denitrifikation und N-Umsatz in Abhängigkeit von einer Strohdüngung in Modellversuchen untersucht.

Material und Methoden

Die Modellversuche wurden in einem sandigen Lehm, dem A_h-Horizont einer Paternia (EL-DEMERDASH und OTTOW, 1983) durchgeführt (Tab. 1). Jeweils 400 g des luftgetrockneten, gemörserten und gesiebten (2 mm) Bodens wurden in 500 ml Weithals-Erlenmeyerkolben eingewogen, mit einer wässrigen KNO₃-Lösung (300 µg NO₃-N/g TB) auf 80 % seiner maximalen wasserkapazität angefeuchtet und sorgfältig homogenisiert. Um den Einfluß von Stroh auf die Denitrifikation verfolgen zu können, wurde dem Boden gemahlenes Haferstroh (<1 mm, C_t 42 %) zugesetzt. Die Bodenproben wurden anschließend in modifizierten anaerobentöpfe (EL-DEMERDASH und OTTOW, 1983) gestellt, mehrmals evakuiert, mit Heliumgas (Messer Griesheim/Frankfurt, 99,996 % rein) bzw. mit einem Helium/Sauerstoff (Messer Griesheim, 99,998 % reiner O₂) begast bei 30°C über 6 Wochen bebrütet. In regelmäßigen Abständen wurden den Anaerobentöpfen nach sorgfältigem Homogenisieren Proben mit einer gas-

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Straße 27, D-7000 Stuttgart 70 (Hohenheim)

** Institut für Mikrobiologie und Landeskultur der Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstraße 3, D-6300 Giessen

dichten Hamilton-Spritze entnommen und gaschromatographisch (F 22 Perkin & Elmer, Überlingen) auf O_2 , CO_2 , N_2 , N_2O , NO und CH_4 analysiert (FABIG et al., 1978, GÖK, 1987). Gesamtstickstoff (N_t) wurde nach Kjeldahl (BREMNER, 1965), Gesamtkohlenstoff (C_t) und der wasserlösliche C-Anteil (C_{H_2O}) wurden nach der Mikro-nassen Veraschung (HALLIWELL, 1960) ermittelt. Zur Bestimmung von Nitrat, Nitrit und Ammonium wurden 10 g Böden mit 50 ml $KAL(SO_4)_2$ 10 min geschüttelt und filtriert (FABIG et al., 1978). Im klaren Filtrat wurde Nitrat mit $N-\infty$ Naphtyl-äthylendichlorid (NICHOLAS und NASON, 1957) und Ammonium mit Nitroprussid (DEUTSCHE EINHEITSVERFAHREN, 1983) photometrisch bestimmt. Die Cellulosebestimmung wurde als reduzierende Zucker photometrisch nach UPDEGRAFF (1969) durchgeführt (GÖK, 1987; GÖK und OTTOW, 1987).

Tab. 1 Chemisch-physikalische Eigenschaften des Versuchsbodens

Kenndaten		Kenndaten	
Bodenart	sL	$N-NO_3^-$	22 mg/kg TB
C_t	4,4 %	$N-NO_2^-$	0,2 mg/kg TB
N_t	0,27 %	$N-NH_4^+$	7 mg/kg TB
C/N	16,3	$CaCO_3$	20,3 %
$C_{(H_2O)}^a$ von C_t	0,55		
Cellulose	1,41 %		

a) wasserlösliche C-Verbindungen

Ergebnisse

Einfluß von Sauerstoff auf die Denitrifikation in den Proben ohne Stroh-Zusatz

In Abb. 1 ist der Einfluß des O_2 -Partialdruckes (20 Vol. % O_2) auf die CO_2 -Entwicklung, die Stickstoffentgasung (links) sowie auf den N-Umsatz (rechts) in den Varianten ohne Zusatz von Stroh graphisch dargestellt. Der Abbildung läßt sich entnehmen, daß die CO_2 -Bildung durch den Sauerstoff deutlich gefördert wurde. Die Menge an gebildetem CO_2 betrug in der Variante unter anaeroben Bedingungen am Schluß der 45tägigen Bebrütungsperiode 407 mg C- CO_2 /kg TB (TB = trockener Boden), während dieser Wert unter aeroben Bedingungen 1,8mal höher lag. In Anwesenheit von Sauerstoff fand auch eine erhöhte Stickstoffentgasung im Vergleich zu anaeroben Bedingungen statt. Die anaerobe Variante setzte während der Bebrütung 182 mg N ($N_2 + N_2O$)/kg TB frei, jedoch war die Menge an freigesetztem Stickstoff in der aeroben Variante 511 mg N/kg TB. Offensichtlich erhöhte die Anwesenheit von Sauerstoff die biologische Aktivität und infolgedessen den Bedarf an Wasserstoffakzeptoren. In nitrathaltigen, gut durchlüfteten biologisch aktiven Boden fand infolgedessen eine intensivere N-Entgasung als unter anaeroben Bedingungen statt. Es ist aus der Abbildung weiter zu entnehmen, daß die Menge an freigesetztem Stickstoff in der aeroben Variante höher war als die Menge des dem Boden zum Versuchsbeginn zugegebenen Stickstoffs (300 mg N- KNO_3 /kg TB). Dies zeigt, daß unter aeroben Bedingungen durch Mineralisation und folglich Nitrifikation stets Nitrat zum Boden zugeführt wurde (vgl. Abb. 1 links und rechts). Die intensive Denitrifikation unter aeroben Bedingungen könnte auch hierauf zurückzuführen sein. Schließlich lief die N-Entgasung in der aeroben Variante bis zum Ende der Bebrütung, kam sie in der anaeroben Variante jedoch nach 2 Tagen zum Stillstand, wahrscheinlich als Folge der früheren Nitraterschöpfung in dieser Variante (vgl. Abb. 1 rechts).

Einfluß von Sauerstoff auf die Denitrifikation in den Proben mit Zusatz von Stroh

In Abb. 2 wurde der Einfluß des O_2 -Partialdruckes auf die CO_2 -Produktion, die Denitrifikation und den N-Umsatz in den mit Stroh gedüngten Proben graphisch darge-

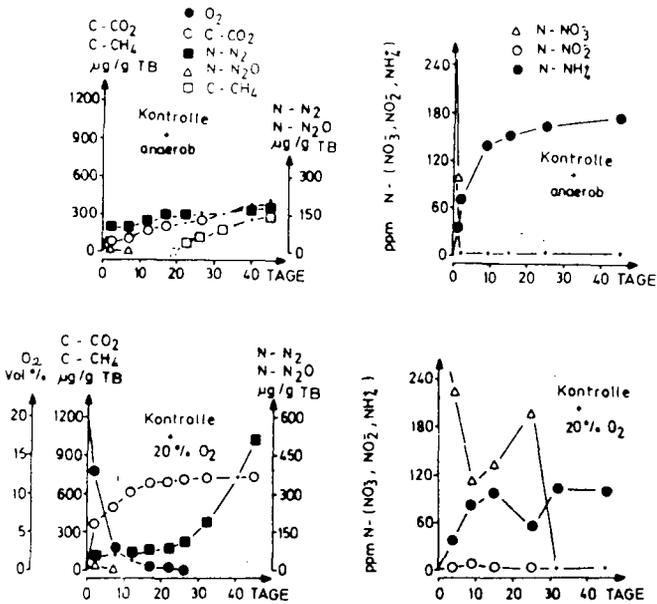


Abb. 1 Einfluß von O₂-Partialdruck auf die CO₂-Bildung, Stickstoffentgasungen (N₂+N₂O) und N-Umsatz in den Varianten ohne Zusatz von Stroh in einem Sandigen Lehm im Laufe einer 45tägigen Bebrütungsperiode (30°C)

stellt. Aus der Abb. ist zunächst zu entnehmen, daß sowohl die CO₂-Bildung als auch die Denitrifikation mit steigendem O₂-Partialdruck (von 0 auf 20 Vol. % O₂) deutlich zunahm. Die Zunahme an N-Freisetzung mit steigendem O₂-Partialdruck war jedoch in den mit Stroh gedüngten Proben weniger ausgeprägt als in den Proben ohne Zusatz von Stroh (vgl. Abb. 1 und 2 links). In den mit Stroh gedüngten Varianten wurde das zugegebene Nitrat verstärkt in der Biomasse festgelegt und/oder in der organischen Substanz inkorporiert und infolgedessen wurde die Intensität der Denitrifikation in diesen Varianten vom O₂-Partialdruck weniger beeinflusst als in den Varianten ohne Zusatz von Stroh. Desweiteren führte die Strohgabe die aerobe Variante zu einer früheren Anaerobiose im Vergleich zur aeroben Kontrollvariante. Da diese frühere Anaerobiose die Nitratzufuhr zum Boden durch Nitrifikation verminderte, sank der Nitratgehalt in der mit Stroh gedüngten aeroben Variante früher auf Null. Die verminderten Denitrifikationsverluste in den mit Stroh gedüngten Varianten können auch darauf zurückgeführt werden. Man muß aber hier betonen, daß in den mit Stroh gedüngten Proben eine intensivere N-Entgasung stattfand, solange das Nitrat (und/oder Nitrit) als Wasserstoffakzeptor zur Verfügung stand (vgl. Abb. 1 und 2 links und rechts). Da in der mit Stroh gedüngten aeroben Variante ab dem 15. Tag, in der anaeroben Variante aber schon ab dem 2. Tag kein Nitrat mehr zur Verfügung stand, blieb die Denitrifikation in diesen Varianten zurück.

In Tab. 2 wurde der Einfluß von Sauerstoff auf CO₂-Bildung, N-Umsatz, Cellulosezerersetzung, CH₂O-Verlauf sowie pH-Veränderung zusammengefaßt. Die Resultate zeigen, daß die Mineralisation der organischen Substanz (= CO₂-Bildung), die N-Entgasung sowie die Cellulosezerersetzung unter aeroben Bedingungen deutlich intensiver waren als unter anaeroben Bedingungen. Die Menge an wasserlöslichen C-Verbindungen nahm am Versuchsende in allen Varianten im Vergleich zum Versuchsbeginn zu, wahrscheinlich infolge der im Stroh enthaltene CH₂O-Zufuhr dem Milieu bei erhöhter biologischer Aktivität.

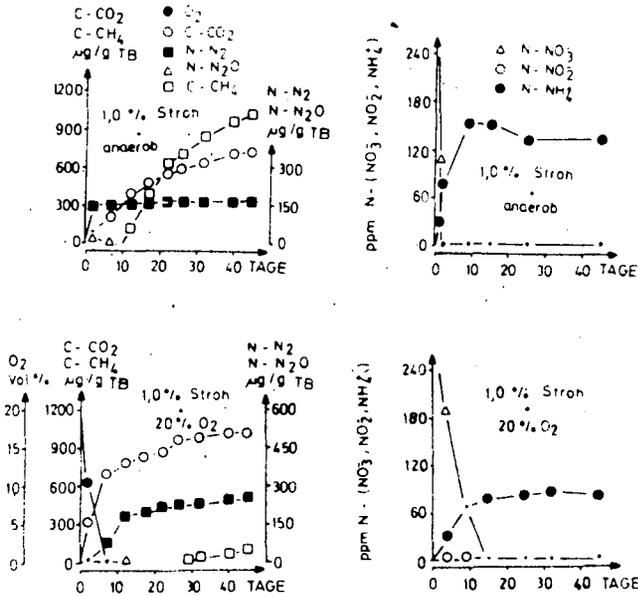


Abb. 2 Einfluß von O₂-Partialdruck auf die CO₂-Bildung, Stickstoffentgasungen (N₂+N₂O) und N-Umsatz in den Varianten mit Zusatz von Stroh in einem Sandigen Lehm im Laufe einer 45tägigen Bebrütungsperiode (30°C)

Diskussion

Im Gegensatz zu den vielen gängigen Vorstellungen haben die vorliegenden Ergebnisse gezeigt, daß die Intensität der Denitrifikation mit steigendem O₂-Partialdruck (von 0 auf 20 Vol. % O₂) deutlich zunahm. Die Zunahme an O₂ erhöhte die mikrobielle Biomasse und infolgedessen den Bedarf an Wasserstoffakzeptoren. Beim erhöhten Bedarf an Wasserstoffakzeptoren wurden Nitrat und molekularer Sauerstoff offenbar gleichzeitig veratmet und dadurch fand unter aeroben Bedingungen eine erhöhte denitrifikation statt (vgl. OTTOW und FABIG, 1984, 1985; ROBERTSON und QUENEN, 1984; ABOU SEADA und OTTOW, 1985; OTTOW, 1985; GÖK und OTTOW, 1987). daß die erhöhte Biomasse Nitrat als alternativen Wasserstoffakzeptor einsetzte, zeigte die denitrifikationszunahme mit steigendem O₂-Partialdruck. Diese Ergebnisse stehen im Gegensatz zu der gängigen Vorstellung, in der die Abwesenheit von O₂ als Voraussetzung einer intensiven Nitratatmung betrachtet wird. Es muß hier betont werden, daß auch die Nitrifikation bei intensiver Nitratatmung unter aeroben Bedingungen eine große Rolle spielte. Da durch Mineralisation der organischen Substanz und folglich durch Nitrifikation unter aeroben Bedingungen stets zum Boden Nitrat zugeführt wurde (vgl. Abb. 1 und 2 rechts), lief die N-Entgasung in den aeroben Varianten bis zum 15. Tag bzw. bis zum Versuchsende, während sie in den anaeroben Varianten in 2 Tagen zum Stillstand kam (als Folge der dissimilatorischen und/oder assimilatorischen Nitratreduktion (Abb. 1 und 2 links).

Der Einfluß von Sauerstoff auf die Denitrifikation in den mit Stroh gedüngten Proben war niedriger als in den Proben ohne Zusatz von Stroh. In den mit Stroh gedüngten Varianten wurde ein großer Teil des zugesetzten Nitrats in der Biomasse festgelegt und/oder in der organischen Substanz inkorporiert und infolgedessen stand in diesen Varianten nach einer kurzen Zeit kein Nitrat mehr zur Verfügung. Daß ein Teil des dem Boden zugegebenen Nitrats in der Biomasse festgelegt

wird, wurde bis heute von vielen Autoren (DEBRUCK und BOGUSLAWSKI, 1979; FREYTAG und RAUSCH, 1981; AMBERGER et al., 1982; MENGEL und SCHMEER, 1985; KWONG et al., 1986) bewiesen. Weil die Strohdüngung die Variante a) zu einer verstärkten N-Immobilisierung, und b) zu einer früheren Anaerobiose führte und infolgedessen die Nitratzufuhr zum Boden durch Nitrifikation verminderte, nahmen erstens die Denitrifikationsverluste in den mit Stroh gedüngten Varianten ab (= N-Sperre, Schutz vor Auswaschung!) und zweitens wurde die denitrifikation in diesen Varianten durch den Sauerstoff weniger verstärkt im Vergleich zu den Varianten ohne Zusatz von Stroh.

Literatur

- Abou Seada, M.N.I. und Ottow, J.C.G. (1985): Effect of increasing oxygen concentration on total denitrification and N_2O release from soil by different bacteria. *Biol. Fertil. Soils* 1 : 31-38
- Amberger, A., Gutscher, R. und Vilsmeier, K. (1982): N-Wirkung von Rindergülle unter Zusatz von Dicyandiamid bzw. Stroh in Gefäß- und Lysimeterversuchen. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 145 : 337-346
- Bosch, M. und Gutscher, R. (1985): Wirkung einer Stickstoff- und Strohdüngung auf Ertrag und N-Entzug sowie chemische und biologische Bodeneigenschaften einer Lössbraunerde. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 43 : 543-548
- Bremner, J.M. (1965): Total nitrogen. In: C.A. Black et al. (eds.). *Methods of soil analysis Part 2. Chemical and microbiological methods.* Am. Soc. Agron. Inc, Madison, Wisc. pp. 1149-1178
- Debruck, J. und Boguslawski, V.E. (1979): Die Wirkung der Kombination organischer und mineralischer Düngung aufgrund von langjährigen Versuchen. *Landwirtschaftl. Forsch.* 36 : 405-419
- Deutsche Einheitsverfahren Zur Wasser-, Abwasser- und Schlammsuntersuchung (1983): Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (ed.), Verlag Chemie, Weinheim/Bergstraße (BRD)
- El Demerdash, M.E. und Ottow, J.C.G. (1983): Einfluß einer hohen Nitratzufuhr auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in unterschiedlichen Böden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 146 : 138-150
- Fabig, W., Ottow, J.C.G. und Müller, F. (1978): Mineralisation von ^{14}C -markiertem Erzeugnis mit Nitrat als Wasserstoff-Akzeptor unter vollständig anaeroben Bedingungen sowie bei vermindertem Sauerstoffpartialdruck. *Landwirtschaftl. Forsch.* 35 : 441-453
- Freytag, H.E. und Rausch, H. (1981): Zeitliche Veränderungen des löslichen Stickstoffs im Boden nach Zusatz verschiedener organischer Dünger im Feldmodellversuch ohne Bewuchs. *Arch. Acker- und Pflanzenbau* 25 : 445-450
- Ganry, F., Guiraud, J. und Dommergues, Y. (1978): Effect of straw incorporation on the yield and nitrogen balance in the sandy soil pearl millet cropping system of Senegal. *Plant and Soil* 50 : 647-662
- Gök, M. (1987): Einfluß energiereicher Substrate (Cellulose sowie Stroh) und O_2 -Partialdruck auf Quantität und Qualität der Denitrifikation eines Sandigen Lehms. Dissertation Universität Hohenheim (in Vorbereitung)
- Gök, M. und Ottow, J.C.G. (1987): Effect of cellulose and straw incorporation in soil on total denitrification and nitrogen immobilisation at aerobic and anaerobic conditions. *Biol. Fertil. Soils* (im Druck)
- Halliwell, G. (1960): A micro-determination of carbohydrates and proteins. *Biochem. J.* 74 : 457-462
- Knowles, R. (1982): Denitrification. *Microbiological reviews.* 46 : 43-70
- Kwong, K.F., Deville, J., Cavalot, P.C. und Riviere, V. (1986): Biological immobilisation of fertilizer nitrogen in humid tropical soils of Mauritius. *Soil Sci.* 141 : 195-199
- Mengel, K. und Schmeer, H. (1985): Effect of straw, cellulose and lignin on the turnover and availability of labelled ammonium nitrate. *Biol. Fertil. Soils* 1 : 175-181
- Nicholas, D.S. und Nason, A. (1957): Determination of nitrate and nitrite. In: Colowick, S.O. und Kaplan, N.O. (eds.). *Methods in enzymology.* Acad. Press Inc. Publ., New York, pp. 981-984
- Ottow, J.C.G. (1985): Aufgaben der Bodenbiologie in der Bodenkunde. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 43 : 91-106
- Ottow, J.C.G., Burth-Gebauer, I. und El Demerdash, M.E. (1985): Influence of pH and partial oxygen pressure on the N_2O -N to N_2 ratio of denitrification. In: H.L. Goltermann (ed.). *Denitrification in the nitrogen cycle.* Plenum Publishing Corporation, New York, London. pp. 101-120
- Ottow, J.C.G. und Fabig, W. (1984): Einfluß der Sauerstoffbegasung auf die Denitrifikationsintensität (aerobe Denitrifikation) und das Redoxniveau unterschiedlicher Bakterien. *Landwirtschaftl. Forsch.* 37 : 453-470
- Ottow, J.C.G. und Fabig, W. (1985): Influence of oxygen aeration on denitrification and redox level in different bacterial batch cultures. In: D.E. Caldwell, J.A., Brierley und C.L. Brierley (eds.), *Planetary ecology,* Van Nostrand Reinhold Co, New York. pp. 427-440
- Robertson, L.A. und Quenen, J.G. (1984): Aerobic denitrification - old wine in new bottles? *Antonie van Leeuwenhoek* 50 : 525-544
- Scherer, H.W. und Mengel, K. (1983): Umsatz von ^{15}N -markiertem Nitrat-Stickstoff im Boden in Abhängigkeit von Strohdüngung und Bodenfeuchte. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 146 : 109-117
- Schlichting, E. und Blume, H. -P. (1966): *Bodenkundliches Praktikum.* Verlag Paul Parey, Hamburg, Berlin.
- Schmeer, H. (1983): Der Einfluß der Strohdüngung auf die Freisetzung von gasförmigen Stickstoffverbindungen - Modellversuche - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 38 : 417-422
- Tiedje, J.M., Sextstone, A.J., Parkin, T.B. und Revsbech, N.P. (1984): Anaerobic processes in soil. *Plant and Soil.* 76 : 197-212
- Updegraff, D.M. (1969): Semimicro determination of cellulose in biological materials. *Anal. Biochem.* 32 : 420-424

Tab. 2 Einfluß von Sauerstoff (anaerob sowie aerob) auf die CO₂-Entwicklung, Stickstoffentgasung (N₂ + N₂O) und den Umsatz von Nitrat, Nitrit, Ammonium, Cellulose, wasserlöslichen Kohlenstoff und pH-Wert in den mit und ohne Stroh gedüngten Bodenproben (sL, Ct 4,4 %, pH 7,3) nach Abschluß einer 45tägigen Bebrütungsperiode (30°C)

O ₂ -Partial- druck (v/v % O ₂)		Zugabe von Stroh (%)	C-CO ₂ (mg/kg TB)	Cellulose- Abnahme (g/100 g TB)	N-(N ₂ +N ₂ O)	N-NO ₃ ⁻	N-NO ₂ ⁻	N-NH ₄ ⁺	Zunahme in CH ₂ O (%)	pH (H ₂ O)
Anfang	Ende				mg/kg TB					
0	0	1,0	733 (1,5) ¹⁾	0,30 (16,4) ²⁾	168 (5,5) ³⁾	5	1,0	157	0,02	7,6
0	0	0 ⁴⁾	407 (0,9)	0,17 (12,1)	182 (6,0)	3	0,1	174	0,05	7,7
20	0	1,0	1029 (2,1)	0,33 (18,0)	257 (8,5)	5	0,7	83	0,19	7,5
20	0	0	736 (1,7)	0,27 (19,1)	511 (16,8)	4	0,9	101	0,04	7,5

- 1) Zahlen in Klammern geben C-CO₂ in % von C_t an
- 2) Zahlen in Klammern geben celluloseabnahme nach 45 tagen in % von Anfangsgehalt an
- 3) Zahlen in klammern geben N-(N₂ + N₂O) in % von N_t an (N_t = ursprünglicher Gesamtstickstoffgehalt + N-KNO₃-Zusatz (300 mg/kg TB) = 3,04 ‰)
- 4) Kontrolle (= ohne Zusatz von Stroh)

Die Auswirkungen einer Pflanzenschutzmittel-Spritzfolge
im Obstbau auf die bodenbiologische Aktivität -
ein Freilandversuch.

von

Kauss, A. u. E. Schuster *

Einleitung

Die Spezialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft verursachte in der Vergangenheit einen verstärkten Einsatz von Agrochemikalien, darunter fallen auch die Pestizide. Es ist für die Landwirtschaft von größtem Interesse, ob der Einsatz dieser Präparate die Bodenfruchtbarkeit negativ beeinflussen kann.

Die Wirkung einzelner Pflanzenschutzmittel wurde in der Vergangenheit häufig untersucht; die Wirkung war je nach Wirkstoff unterschiedlich groß, in der Regel nur wenig gravierend und nur kurzfristig nachweisbar. Wenig ist dagegen bekannt über die Wirkung von Pflanzenschutzmittelapplikationen in zeitlich kurzen Abständen, wie sie bei den Pflanzenschutzsystemen in der modernen Landwirtschaft zur Anwendung kommen.

In der vorliegenden Arbeit wurde deshalb die Auswirkung einer Pflanzenschutzmittel-spritzfolge, wie sie im intensiven Obstanbau heute üblich ist, hinsichtlich ihrer Nebeneffekte auf die Bodenmikroflora und ihre Aktivität untersucht.

Material und Methoden

Der Versuch wurde 1985 in 4-facher Wiederholung auf den Flächen der Landes Lehr- und Versuchsanstalt Trier im Apfelbestand angelegt. Die Parzellengröße betrug ca. 1 x 10 m. Bei dem Standort handelt es sich um eine Auenbraunerde mit kolluvialer Überdeckung mit Schieferschutt, die Bodenart ist ein sandiger Lehm. Der Oberboden besitzt einen pH-Wert (CaCl_2) zwischen 4.6 - 5.1, der Kohlenstoffgehalt (% C) schwankt zwischen 1.87 bis 2.8. Die Probeentnahme erfolgte mittels eines Bohrstockes (Durchmesser ca. 5cm), es wurde je Parzelle 30-40 Bohrkerne aus 0-5 cm Tiefe entnommen. Wenn nötig, wurde der Boden bis zur Siebfähigkeit vorgetrocknet, anschließend

auf 2mm abgesiebt. Die Probeentnahme erfolgte von April bis Oktober in der Regel 1 Tag vor einer Applikation und 3-4 Tage danach. Nach der Spritzfolge erfolgte im Abstand von 2 Wochen und 5 Wochen nach der letzten Applikation die Entnahme weiterer Proben. 1985 wurden 10 Spritzungen durchgeführt, ausgebracht wurden die Fungizidwirkstoffe: Fenarimol, Captan, Mancozeb, Folpet, Kupferchlorit, Schwefel und die Insektizidwirkstoffe: Dimethoat und Oxidemetonmethyl. Sie wurden z.T. in Kombination bzw. wiederholt angewendet. Herbizide fanden keine Anwendung. Die Pestizide wurden mittels einer Turbinenspritze in den praxisüblichen Konzentrationen ausgebracht.

Folgende Untersuchungsmethoden fanden Anwendung:

1. Mikrobielle Biomasse nach ANDERSON und DOMSCH (1978)

Die Methode erfaßt die Menge der stoffwechselaktiven Mikroflora eines Bodens.

2. Dehydrogenaseaktivität nach THALMANN (1967)

Die Dehydrogenaseaktivität dient als Indikator für die allgemeine mikrobielle Aktivität.

3. Zellulosezersetzung nach KOZOVA (1963)

4. Nitrifikationsumsatz nach BECK (1977)

Die Methode ermittelt die Aktivität der für den Stickstoffkreislauf zuständigen Spezialisten Nitrosomonas und Nitrobakter.

Ergebnisse

Bei den Abbildungen repräsentiert die Abzisse den Untersuchungszeitraum (April bis Oktober), die Ordinate zeigt die Antwort der behandelten Parzellen, dargestellt in % Abweichung zur Kontrolle. Depressionen wurden unterhalb der 100% Linie, Stimulationen oberhalb der 100% Linie dargestellt. Die * kennzeichnen statistisch signifikante Unterschiede (95% Niveau) getestet mithilfe der Methode der Grenzdifferenzen.

Das Pflanzenschutzsystem rief bei der Dehydrogenaseaktivität in der Regel nur geringe, zeitlich begrenzte Effekt hervor, die sich nur selten statistisch absichern ließen. Besonders nach dem Einsatz von Pomuran reagiert die Dehydrogenaseaktivität mit einer deutlichen Stimulation auf bis zu 200%. Diese signifikanten Effekte ließen sich nur kurz nachweisen, es erfolgte eine schnelle Erholung auf das Kontrollniveau. Nach Beendigung der Spritzfolge wurden keine anhaltende Nebenwirkungen beobachtet.

Die mikrobielle Biomasse zeigte im Gegensatz zur Dehydrogenase-

aktivität neben Stimulationen auch Depressionen. Die Streuungen innerhalb der Wiederholungen waren deutlich geringer, so daß sich geringe Effekte statistisch absichern ließen. In den meisten Fällen erfolgte auch hier eine schnelle Wiedererholung der Biomasse, eine etwas länger anhaltende Schädigung der Biomasse war allerdings für den ganzen Juni nachweisbar. Nach Beendigung der Spritzfolge konnten keine anhaltenden Nebeneffekte festgestellt werden. Hier wird aber deutlich, daß die Applikation eines Pflanzenschutzmittels unterschiedliche Reaktionen hervorrufen kann. Dieses tritt u.a. bei den Mitteln Orthodizid und Vinicoll auf.

Beim Zelluloseabbau bewirkten die Mittel nur leichte Beeinträchtigungen, kurzfristige signifikante Abweichungen (Stimulationen) konnten nur nach Rubigan und Pomuran beobachtet werden, und die gesamte Spritzfolge verursachte auch hier keine anhaltenden Nebenwirkungen. Die verwendeten Mittel riefen bei der Nitrifikation in der Regel starke signifikante Stimulationen hervor. Der Nitrifikationsumsatz lag auf den behandelten Flächen deutlich über dem der unbehandelten Parzellen, pendelte sich aber nach jeder Spritzung wieder auf das Kontrollniveau ein und nach Beendigung der Spritzfolge konnte eine Normalisierung der Aktivität beobachtet werden. Diese Ergebnisse machen deutlich, daß die Spritzmittel bei allen Methoden überwiegend Stimulationen hervorriefen. Diese werden aber allgemein als unerwünschte Nebenwirkung interpretiert.

Stimulationen können einerseits auf das Verwerten der Pestizide durch resistente Mikroorganismen als Energie- und Nährstoffquelle zurückgeführt werden, andererseits als Reaktion auf Giftstoffe in subtoxischen Konzentrationen (MITTERER et al., 1981). Erst nach Überschreiten einer Konzentrationsschwelle im Boden tritt eine Schädigung der Mikroorganismen auf. Da die praxisüblichen Konzentrationen sehr niedrig liegen und durch die hohe Deckung bzw. hier zusätzlich durch den Unterbewuchs nur zu einem geringen Teil direkt auf und in den Boden gelangen, wurden die beobachteten Stimulationen als Streßreaktion der Mikroflora gedeutet.

Bemerkenswert erscheint allerdings die große Streuung der mikrobiellen Aktivität zwischen den Wiederholungen. Dieses führte dazu, daß nur sehr große Mittelwertsunterschiede statistisch absicherbar waren, und es macht deutlich, wie schwierig eine Fassung der mikrobiellen Komponente der Bodenfruchtbarkeit auf heterogenem Standort sein kann. Aus diesem Grund lassen sich aus dem vorliegenden Datenmaterial nur Trends ableiten. Mit Hilfe eines von

DOMSCH et al. (1983) entwickelten Schemas wurde eine Bewertung der Nebenwirkungen vorgenommen. Diesem Schema liegt ein Vergleich von anthropogenem Streß mit natürlichem Streß zugrunde, als Bewertungskriterium wird neben dem Ausmaß der Nebenwirkungen auch die Wiedererholungszeit berücksichtigt (vgl. DOMSCH et al. 1983). Die beobachteten Nebenwirkungen mußten als vernachlässigbar eingestuft werden, sie verursachten keine Schädigung der Bodenfruchtbarkeit.

Zusammenfassung

In einem Freilandversuch wurde der Einfluß eines Pflanzenschutzsystems einer intensiven Sonderkultur auf die Aktivität von Bodenmikroorganismen untersucht.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Die Spritzmittel riefen überwiegend Stimulationen hervor, die als Streßreaktionen der Mikroflora einzuordnen sind.
2. Die Heterogenität der Flächen bezüglich ihrer mikrobiologischen Eigenschaften war bei der Flächenauswahl optisch nicht zu erkennen. Sie erschwerte die Identifizierung von Nebeneffekten.
3. Die Pestizide verursachten nur kurzfristige Beeinträchtigungen der Mikroorganismenaktivität, es erfolgte immer eine Wiedererholung nach jeder einzelnen Applikation. Anhaltende Nebenwirkungen konnten auch nach Beendigung der Spritzfolge nicht beobachtet werden. Daraus läßt sich ableiten, daß von dem Einsatz dieser Mittel in den praxisüblichen Konzentrationen kein negativer Einfluß auf den Bodenfruchtbarkeit ausgeht.

Literatur:

- ANDERSON, J.P.E. und DOMSCH, K.H. (1978): A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soil. - In: Soil Biol. Biochem., 10, 215-221
- BECK, T. (1977): Verlauf und Steuerung der Nitrifikation in Bodenmodellversuchen. - In: Landw. Forschung., 33, 85-94
- DOMSCH, K.H. et al. (1983): An ecological concept for the assessment of side effects of agrochemicals on soil microorganisms. - In: Res. Rev., 86, 65-105
- KOZOVA, J. (1963): Mikrobiologische Zellulosezersetzung unter natürlichen Bodenverhältnissen. - In: Zbl. Bakt. Abt. II, 116, 459-468
- MITTERER, M. et al. (1981): Der Einfluß von Fungiziden auf die mikrobielle Aktivität eines Bodens. - In: Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde., 144, 463-471
- THALMANN, A. (1967): Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehung zu Fruchtbarkeitsmerkmalen einiger Ackerböden unter besonderen Berücksichtigung der Dehydrogenaseaktivität. - Diss. Uni Gießen

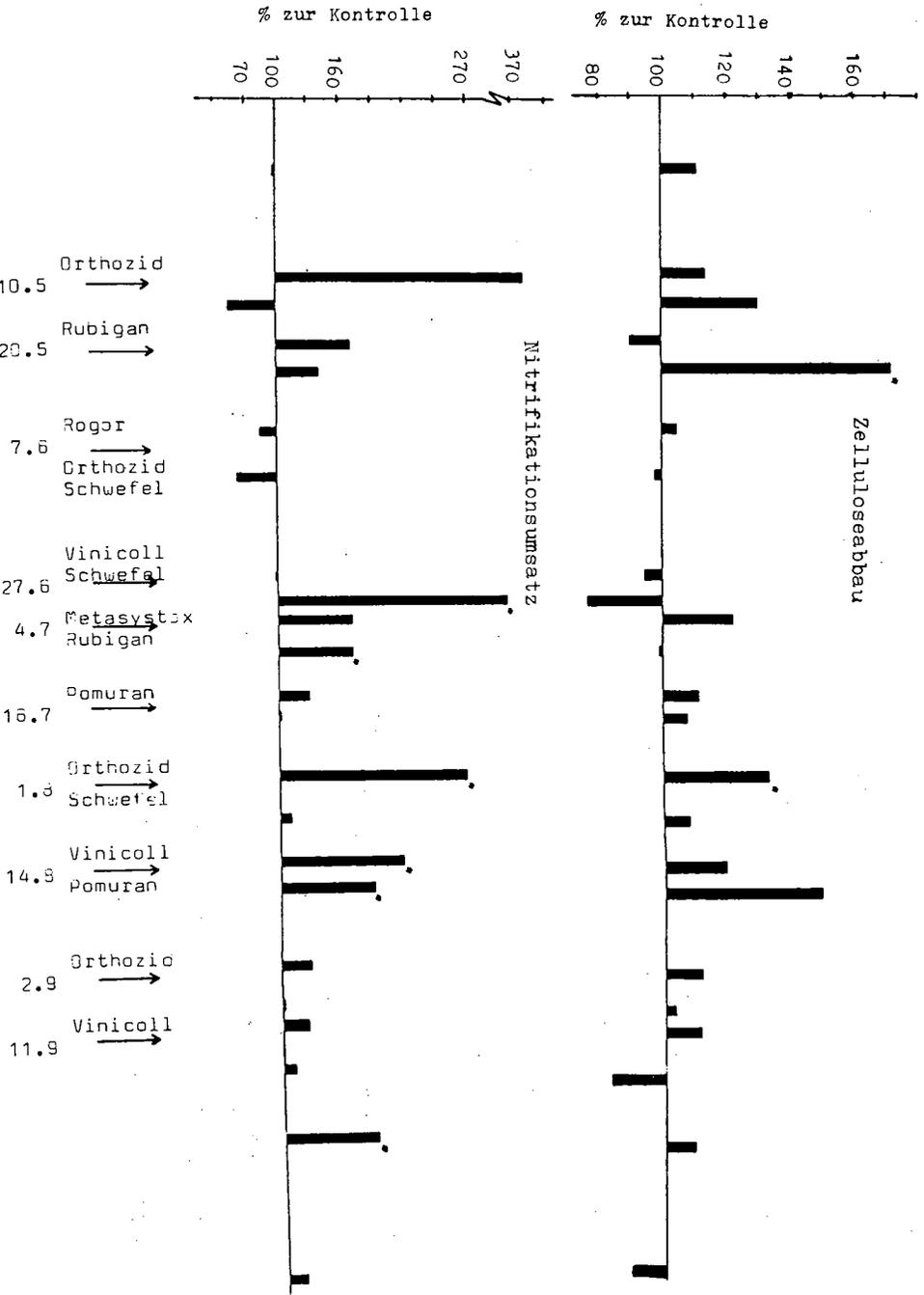


Abb. 2 Auswirkungen einer Spritzmittelfolge auf den Zelluloseabbau und den Nitrifikationsumsatz

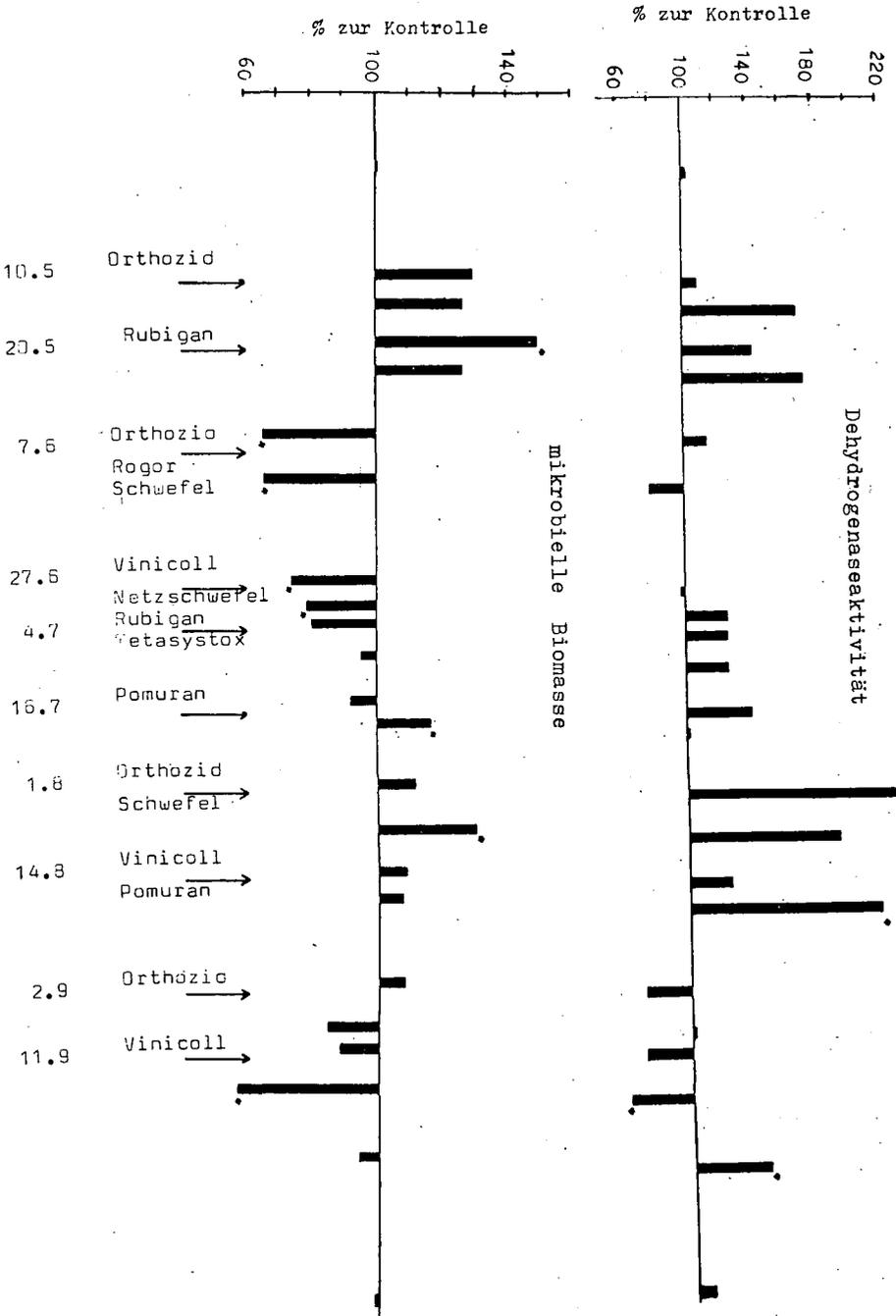


Abb. 1 Auswirkungen einer Spritzmittelfolge auf die Dehydrogenaseaktivität und die mikrobielle Biomasse

Mikrobiologische Vergleichsuntersuchungen am Boden bei unterschiedlichen Düngungsarten und -mengen

von
Koop, W. u. E. Ahrens **)

Bei einem seit 1981 vom Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten geförderten und vom Institut für Biol.-Dyn. Forschung/Darmstadt durchgeführten Kleinparzellen--Feldversuch mit drei Düngungsarten (rein mineralisch=NPK, Stallungskompost=StK und Stallungskompost+biol.dyn. Präparate=StKBD) und jeweils drei N-Äquivalenten Düngungsstufen (N_{80}, N_{160}, N_{240}) wurden seit 1984 auch bodenmikrobiologische Parameter untersucht. Von der dem ersten Versuch zugrundeliegenden 4-feldrigen Fruchtfolge (Möhren - Rote Bete - Kartoffeln - Winterroggen) mit je 4 Wiederholungen (a bis d) wurde für die mikrobiologischen Untersuchungen in der Hauptsache das Rote Bete-Feld herangezogen. So konnten über den dreijährigen Zeitraum der mikrobiologischen Begleituntersuchung 3 der 4 Fruchtfolgefelder B - D untersucht werden. Bei dem Boden handelt es sich um eine Parabraunerde aus lehmigen Sand (C_e 0,9, C/N 13, pH 7). Folgende Parameter wurden teils an feldfrischen, teils an Brutversuchsproben ohne Pflanzenbewuchs bestimmt:

- Aktivitätsanalysen verschiedener Bodenenzyme
- Die mikrobielle Biomasse nach ANDERSON u. DOMSCH (1978), modifiziert nach BECK (1984) mit dem Sapromaten
- Die bodenmikrobiologische Kennzahl (nach BECK 1984) der Frühjahrs- und Herbstproben des Jahres 1985
- Die CO_2 -Abgabe nach ISERMAYER
- Die N-Nettomineralisation (nur NO_3-N , da NH_4 ab 3. Woche nicht mehr nachweisbar)

Die letzten beiden Parameter wurden im aeroben Brutversuch an 100 bzw. 600g Boden (1984 wiederbefeuchtet auf Feldwassergehalt, 1985 und 1986 feldfrisch, bei 20°C inkubiert) bestimmt. Die Raten der CO_2 -Abgabe und der Netto-N-Mineralisation wurden als Differenz während des linearen Verlaufs der Mineralisationskurven zwischen zwei Terminen errechnet. Aufgrund des hohen pH-Wertes von 7 ist in den ersten Tagen der Bebrütung des Isermeyer-An-

**) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur -Mikrobiologie-, Senckenbergstr.3, 6300 Gießen

satzes mit einer abiotischen CO₂-Freisetzung zu rechnen (AHRENS u. THALMANN 1970). Da die CO₂-Abgaberate jedoch erst ab der dritten Woche bestimmt wurde, dürfte dieser Störfaktor nicht ins Gewicht fallen.

Ergebnisse: Bei so gut wie allen mikrobiologischen Kennwerten ergab sich im Durchschnitt der jeweiligen 3 Düngungsstufen die folgende Reihung: NPK < StK < StKBD, wie in Abb. 1b an Hand der Bodenmikrobiologischen Kennzahl zu erkennen ist. Sie laufen parallel zum C_e-Gehalt des Bodens (Abb. 1a). Höhere Humusgehalte im Boden ermöglichen bekanntermaßen bessere trophische und andere Lebensbedingungen für die Mikroorganismen, was sich in diesem Ergebnis bemerkbar macht. Damit ist auch zu erklären, daß bei den StK- und StKBD-Varianten mit der Düngungsstufe die mikrobiologischen Aktivitätswerte zunehmen. Tab. 1 faßt die wichtigsten Ergebnisse in Form von Verhältniszahlen der Durchschnittswerte über zwei Düngungsarten zusammen. Die am Beispiel der Bodenmikrobiologischen Kennzahl demonstrierte Reihenfolge findet sich bei den anderen bodenbiochemischen und -mikrobiologischen Kennwerten fast ausnahmslos wieder.

Werden die mikrobiologischen Parameter auf die Einheit Gesamtkohlenstoff bezogen, so behalten die organisch gedüngten Varien

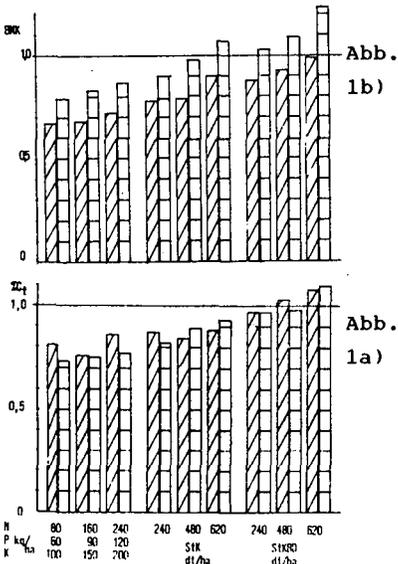


Abb.1:
C_e-Gehalt und Bodenmikrobiologische Kennzahl (BMK) der Frühjahrs- und Herbstuntersuchung des Jahres 1985 in Abhängigkeit von der Düngungsart und der Düngungsstufe.

Frühjahr 1985

Herbst 1985

ten in der Regel ihren Vorsprung gegenüber der mineralischen Variante bei, wohingegen StK und StKBD ihre Plätze vertauschen. (Tab.1). Im Fall der die Mineralisation von N und C ausweisenden

Tab.1: Ergebnisse der wichtigsten Bodenmikrobiologischen und -biochemischen Kennwerte in Abhängigkeit von der Düngungsart anhand von Relativzahlen (NPK=100) der Mittelwerte über jeweils drei Düngungsstufen ($Q_{4/6}$ nach WELTE absolut). Darmstadt 1985 unter Rote Bete. Zeichenerklärung: C_e = Gesamtkohlenstoff; BMK = Bodenmikrobiologische Kennzahl nach BECK; DHA = Dehydrogenaseaktivität; NNM = Netto-N-Mineralisationsrate; CO_2 = CO_2 -Abgaberate; $Q_{4/6}$ = Extinktionsquotient nach WELTE; HZ = Humifizierungszahl nach SPRINGER; NPK = ausschließlich mineralische Düngung (KAS, Novaphos, 50er Kali); StK = Stalldungkompost; StKBD = wie StK, jedoch biologisch-dynamische Präparate. *) Frühjahr und Herbst zusammengefaßt. **) nur Frühjahr.

Düngungsart	C_e	BMK	DHA	NNM	CO_2	DHA	NNM	CO_2	$Q_{4/6}$	HZ
		auf TS bezogen					auf % C_e bezogen			
NPK	100	100	100	100	100	100	100	100	5,60	100
StK	112	119	135	120	121	113	108	116	5,47	100
StKBD	131	135	165	125	131	113	95	105	5,32	107
	*)	*)	*)	**)	**)	*)	**)	**)	**)	**)

Parameter macht sich das im Untersuchungsjahr 1985 besonders deutlich bemerkbar. Über drei Jahre hinweg ergeben sich im Fall der CO_2 -Abgaberate signifikant ($\alpha=0,044$) und im Fall der Netto-N-Mineralisation tendenziell ($\alpha=0,27$) geringere Werte bei StKBD gegenüber StK. Diese Tatsache deutet darauf hin, daß der Anteil leicht mineralisierbarer organischer Verbindungen im Falle der BD-Varianten im Boden geringer ist. Diese Vermutung wird durch die Bestimmung der Humusqualität am 85er Boden bestätigt, wie anhand der Werte der Humifizierungszahl nach SPRINGER und dem Extinktionsquotienten $Q_{4/6}$ nach WELTE zu erkennen ist (Tab.1). Die Humifizierungszahl steht für den Anteil von Huminsäuren an der gesamtorganischen Substanz. Er liegt bei den BD-präparierten Varianten höher als bei den reinen StK-Varianten. Der Quotient $Q_{4/6}$ hingegen steht für das Verhältnis niederpolymerer Fulvo-

säuren zu den höherpolymeren Braun- und Grauhuminsäuren. Dieses ist bei StKBD gegenüber StK zugunsten höherpolymerer und damit schwerer mineralisierbarer Huminsäuren verschoben.

Die ausgewiesenen Unterschiede zwischen den NPK-Varianten und der organischen Düngung erklären sich aus der Zufuhr von Humus durch die Applikation von bis zu 620 dt Stalldungkompost pro ha und Jahr. Bei den NPK-Varianten fehlte demgegenüber jegliche Humusergänzung mit Ausnahme von Ernterückständen und den im Boden verbliebenen Wurzelmassen. Zudem bewirkte der humuszehrende Anteil von 3/4 Hackfrüchten in der Fruchtfolge sein Übriges bezüglich der Humusverarmung bei NPK. Soweit entspricht das Ergebnis den Erwartungen.

Besonderes Interesse beanspruchen allerdings die krassen Unterschiede zwischen den beiden Variantengruppen der organischen Düngungsarten, zumal sie sich bezüglich der Behandlung entsprechend der Versuchsanstellung mit Ausnahme der biol.-dyn. Präparierung bis ins Detail gleichen sollten: Gleiches Stallungsmaterial wurde nach Durchmischen über einen Zeitraum von 4 Monaten verkompostiert und zur gleichen Zeit in jeweils gleichen Mengen auf dem Feld ausgebracht.

In der Literatur wird immer wieder von einem abweichenden Verhalten von biologisch-dynamisch präparierten Varianten gegenüber Vergleichsvarianten berichtet. Als mögliche Ursachen werden Einflüsse biochemischer und chemischer Art durch etwaige in den Präparaten vorhandene Wirkstoffe, sowie die von Steiner grundlegend in seinen Werken von 1919 und 1924 postulierten spiri- tualistischen Zusammenhänge diskutiert.

Verschiedene Autoren, die Vergleichsteste durchführten (so V. WISTINGHAUSEN 1980, BOCKEMÜHL 1979 und vor kurzem auch NEWRZELLA und REINKEN 1987), stimmen darin überein, daß die biologisch-dynamischen Zusätze zwar keine signifikante, aber immerhin eine tendenzmäßige Änderung in der Intensität der Rotte bewirken. Dies zeigte sich insbesondere daran, daß die BD-Komposte gegenüber den Vergleichsvarianten während der Heißphase der Rotte geringere Temperaturen erreichten. Auf unsere Initiative hin wurde im Verlauf der Rotte der 86er Komposte erstmalig auch beim Darmstädter

Versuch die Rottetemperatur festgehalten. Während der Heißphase erreichte der BD-Haufen nur 53C°, der nicht präparierte Haufen dagegen 63C°. Aufgrund der Aufsetztechnik von Hand konnte allerdings nicht verhindert werden, daß die Komposte unterschiedlich dicht aufgesetzt worden waren. So war der StK-Haufen lockerer als der StKBD-Haufen. Das machte sich dadurch bemerkbar, daß innerhalb der ersten 10 Tage, also während der Heißphase, der StK-Haufen um mehr als 20 cm gesackt war, wohingegen der BD-Haufen seine ursprüngliche Höhe beibehalten hatte. Höhere Rottetemperaturen während der Heißphase können sich somit aus der besseren Durchlüftung ergeben haben. Nach der Rotte zeigte StK einen höheren Asche-Gehalt an der TS als StKBD (41,3:37,1%), was besagt, daß mehr organische Substanz veratmet worden war. Mit der Einschränkung der Durchlüftung und damit der thermophilen Rotte werden bekanntermaßen folgende Prozesse gefördert: 1. die abiotische Humifizierung dadurch, daß Huminstoffvorstufen und -bruchstücke längere Zeit in räumlicher Nähe zueinander bleiben. 2. die biologische Humifizierung (z.B. Melaninbildung durch mesophile Mikroorganismen). Stärkere Durchlüftung dagegen führt zu einer stärkeren Mineralisation und zu einem stärkeren Aufschluß höherpolymerer organischer Stoffe. Im Modellversuch an einem Standardboden nach der Rotte zeigte folgerichtig der StKBD-Kompost trotz eines etwas höheren Humusgehaltes geringere CO₂-Abgaberraten als StK. Daraus ist zu schließen, daß der fester lagernde StKBD-Haufen einen geringeren Anteil leicht mineralisierbarer Verbindungen, vermutlich aufgrund eines geringeren Zersetzungsgrades aufwies. Dieser Befund stimmt mit den bereits vorgestellten unterschiedlichen Humusqualitäten im Boden des Feldversuches überein, ein mögliches Indiz für die rottebedingten Unterschiede in der Humusqualität des Bodens und daraus resultierend 5 Jahre nach Beginn des Versuches Unterschiede auch im Humusgehalt. Der Fehler, die Komposthaufen unterschiedlich fest aufzusetzen, hätte sich aber über mehrere Versuchsjahre hinweg und an allen Versuchsgliedern gleichmäßig wiederholen müssen. Dagegen spricht, daß der Versuchsansteller uns versicherte, daß in den Vorjahren die Technik des Aufsetzens stets so gewesen sei, daß beide Haufen gleich locker gelegen haben. Möglicherweise aber wirken biologisch-dynamische Präparate, wenn sie tatsächlich die Temperaturen während der Heißphase herabsetzen, in ähnlicher Weise konservierend auf die organische Substanz wie eine Ver-

dichtung des Haufens. Dies müßte aber noch gesondert untersucht werden. Zwar konnte schon AHRENS (1984) in Gefäßversuchen eine deutlich verbesserte Humifizierung der Strohrotte durch die Präparateanwendung nachweisen. Jedoch waren dabei die angewandten Konzentrationen höher als praxisüblich.

Schlußbemerkung: Wenn auch noch nicht klar ist, welche Ursache letztendlich für die Unterschiede zwischen der Art der organischen Düngung ausschlaggebend war, so ist doch deutlich geworden, daß eine verhältnismäßig kleine Ursache, ob nun die Präparate oder eine etwas unterschiedliche Aufsetztechnik der Dunghaufen, eine große Wirkung zeitigen kann. Auch ist daran zu erkennen, daß Mist nicht gleich Mist ist, und daß schon in Nuancen der Aufbereitung ein erhebliches Potential zur langfristigen Bodenverbesserung liegen kann.

Literatur:

- AHRENS, E., 1984: Wirkungen der biologisch-dynamischen Rottepräparate auf die Umsetzungen von befeuchtetem Weizenstroh im Laboratoriumsversuch. Z. Lebendige Erde, 1984 Heft 5, 196-207.
- AHRENS, E. u. THALMANN, A., 1970: Zur Frage der abiotischen CO₂-Abspaltung aus karbonathaltigen Böden. Z. Pflanzenern. Bodenk., 127, 143-154 (1970).
- ANDERSON, J.P.E., u. DOMSCH, K.H., 1978: A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Bioch. Biochem. Vol 10, pp 215 to 221 (1978).
- BECK, T., 1984: Mikrobiologische und biochemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden. I. Mitteilung: Die Ermittlung einer Bodenmikrobiologischen Kennzahl. Z. Pflanzenern. Bodenk., 147, 456-466 (1984).
- BOCKEMÜHL, J., 1979: Vom Leben des Komposthaufens. Elemente der Naturwissenschaft, 29, 1-66 (1978).
- NEWZELLA, D. u. REINKEN, G., 1987: Einfluß der Strohart auf Rotte und Qualität von Stroh-Gülle-Komposten mit verschiedenen Zusatzstoffen. Z. Lebendige Erde, 1987 Heft 4, 207-213.

Einfluß von Bodenfeuchte und Sauerstoff auf
die Lachgasbildung denitrifizierender Bakterien

von

Munch, J.C. u. J.C.G. Ottow *

1. Einführung

Die im Zuge der Denitrifikationsreaktionen aus Böden emittierten Anteile an N_2O sind standortsabhängig und zeigen bedeutende Variationen, wenn verschiedenste Faktoren verändert werden. Als maßgebend für die Zusammensetzung der Denitrifikationsgase (N_2 , N_2O , NO) eines Biotops werden in der Regel entsprechend die chemischen und physikalischen Größen und Zustände postuliert (KNOWLES, 1981). Insgesamt dürfte jedoch dem Gehalt an leicht mineralisierbarer organischer Substanz als energetisches Substrat (H-Donator) der Nitratrespiration, die entscheidende Rolle sowohl für die Denitrifikationsintensität wie auch für die N_2O/N_2 -Verhältnisse zugeschrieben werden (DEMERDASH und OTTOW, 1983). Da die Denitrifikation in aktiven Biotopen eine durch deren Mikroflora katalysierte Reaktion ist, kann die Beeinflussung der N_2O -Entgasung durch chemische und physikalische Faktoren nur über die denitrifizierende Mikroflora ausgeübt werden. Ziel dieser Arbeit ist es, zu überprüfen, ob externe Faktoren den Denitrifikationsstoffwechsel und die Zusammensetzung der Stickstoffgase bei Bakterien im Boden beeinflussen. Als chemisch-physikalische Parameter wurden die Bodenfeuchte (von trocken über feucht bis wassergesättigt) und die Sauerstoffversorgung (Anaerobiose/Aerobiose) in einem Versuchsboden verändert, der nach Sterilisation, mit einzelnen Stämmen denitrifizierender Bodenbakterien beimpft wurde. Hierzu wären Modellversuche notwendig, sowohl um Kontaminationen zu verhindern, wie auch um definierte Bedingungen zu erhalten, ohne daß infolge der Variation einer Größe andere Parameter unkontrolliert verändert werden können.

2. Material und Methoden

100g Portionen des trocken gesiebten (<2mm) Ah-Materials einer eutrophen Paterina (Au/Rhein) wurden in Serien von 1200 ml Saugflaschen mit Nitratlösung versetzt (100µg N-KNO₃/g Trockenboden), sterilisiert (1 Std. bei 121°C unter 1atm. Wasserdampfdruck) und beimpft mit 5 ml der Suspension in sterilem Wasser von Zellen eines der ausgewählten Bakterienstämme (24 Std. auf Nähragar ohne Nitrat vorkultiviert): *Pseudomonas aeruginosa* S72, *Bacillus brevis* S19, *B.licheniformis* S187 (DEMERDASH und OTTOW, 1983). Nach Verschließen der Flaschen (am Hals

*aus dem Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil Wolff Straße 27, 7000 Stuttgart 70

mit Gummistopfen, ausgestattet mit Ventil und Innendruckmannometer; an dem Seitenstutzen mit druchstechbarer Gummikappe) wurde deren Atmosphäre entweder durch Heliumgas (99,996% rein von Messer Griesheim) oder durch eine Mischung von Sauerstoff in Helium ($O_2/He=2/98$), hergestellt mit einem Gasmischgerät (Labomix, DrägerWerk, Lübeck) mittels 6 maligem evakuieren ersetzt. Die zugesetzten Nitratlösungen waren so eingestellt, daß zu diesem Zeitpunkt die Feuchte der Bodenproben 40% (knapp über der Wachstumgrenze für die Versuchsorganismen; hier: trockener Boden), 80% (feuchter Boden) bzw. 120% der mWK (nasser Boden) betrug. Die Ansätze wurden bei 30°C bebrütet.

Die Topfatmosphären und die Bodenproben wurden in regelmäßigen Abständen untersucht: anfangs alle 8 - 12 Std. bis nur noch geringe Veränderungen festzustellen waren, dann alle 2 bis 3 Tage. Einerseits wurden zur Analyse der Gaskomponenten Aliquote der Gefäßatmosphäre (500 μ l) mittels gasdichter Spritze an den Seitenstutzen entnommen und gaschromatographisch (F22 von Perkin Elmer) aufgetrennt und quantifiziert. O_2 und N_2 wurden mittels einer 2 m Säule mit MS 5A (Injektor: 90°C, Ofen: 88°C), CO_2 und N_2O dagegen mit je 2 m Porapak Q und Porapak R in Serie (Injektor: 50°C, Ofen: 54°C) getrennt. Die Quantifizierung erfolgte mittels Hitzdrahtdetektion (Detektor: 150°C, Filament: 300°C) und Integration (Integrator SIPI für O_2 und N_2 , sowie M3 für CO_2 und N_2O , beide Perkin Elmer). Die Verrechnung der Peakflächen geschah im Vergleich zu den Integrationswerten von reinen Gasen (Minican, Linde, Unterföhring), unter Einbeziehung der Van der Waal'schen Zustandsgleichung.

Andererseits wurden zu den gleichen Zeitpunkten 2 der parallel angesetzten Flaschen einer Serie geöffnet, um die Bodenproben auf die Nitrat- (MUNCH und OTTOW, 1986) und die Nitritgehalte (DEV, 1983) zu untersuchen, nach Extraktion mit 0,025N $CaCl_2$.

3. Ergebnisse

Denitrification und Lachgas-Bildung durch *P.aeruginosa*

In Abb.1 sind in einem Vergleich aller Versuchsvarianten die Maxima der durch die Aktivität von *P.aeruginosa* S72 bedingten Akkumulation an Nitrit in den Bodenproben und an Lachgas in den Gefäßatmosphäre, sowie die Verhältnisse dieser Lachgasmaxima ($N-N_2O$) zu den entsprechenden Nitratnahmen ($N-NO_3^-$) graphisch dargestellt. Die vordere Säulenreihe entspricht den 3 Bodenfeuchtegrade (40%, 80% bzw. 120% der mWK) unter anaerober (-He) Atmosphäre, während die hintere Säulenreihe die 3 Bodenfeuchten unter aerober ($-O_2$) Atmosphäre wiederspiegelt. Unter anaerober Atmosphäre ist die Nitritbildung durch *P.aeruginosa* unabhängig von der Bodenfeuchte ausgefallen (6 bis 9 μ g $N-NO_2^-$ /g TB), und somit vom Verdünnungsgrad der gleichen Nitratmenge in der Bodenlösung. Unter dieser O_2 freien Atmosphäre war kein N_2O in der Gasphase nachzuweisen. Wenn *P.aeruginosa* dennoch N_2O bildete, dann in Spuren, die die Bodenlösung nicht zu übersättigen vermochten. Unter aerober Atmosphäre bildet *P.aeruginosa* zum Teil nun mehr Nitrit (11 bis 21 μ g N/g TB), doch variiert das Ausmaß der Nitritbildung nicht parallel zu den Wassergehalten im Boden: das Nitritmaximum ist im feuchten Boden festzustellen. Unter diesen Inkubationsbedingungen hat *P.aeruginosa* relativ

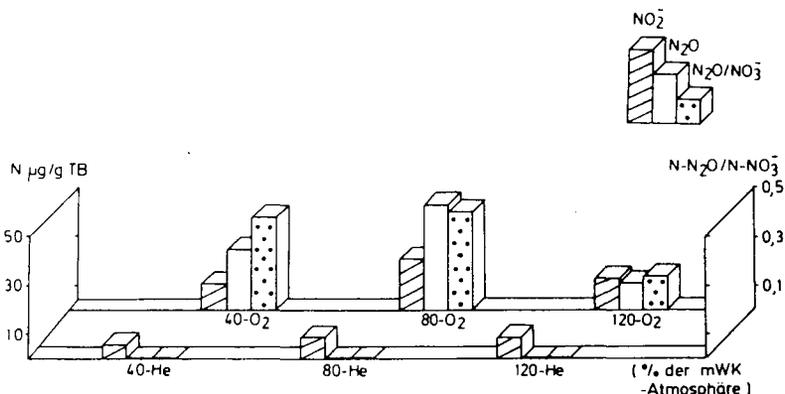


Abb. 1: Ausmaß der Nitrit- und der Lachgasbildung sowie Lachgasanteil (max. N-N₂O) am jeweiligen Nitratverbrauch (als N-NO₃⁻) durch *P. aeruginosa* S72 in auf 40, 80 bzw. 120% der mWK befeuchteten Bodenproben (Ah einer Paternia, versetzt mit 100 µg N-KNO₃/g TB) und im Zuge der Bebrütung (30°C) unter anaerober Helium- (40-He, 80-He, 120-He) oder aerober O₂/He-Atmosphäre (40-O₂, 80-O₂, 120-O₂)

hohe N₂O-Mengen entgast (11 bis 43 µg N/g TB). Das Minimum war im nassen Boden (mit höherer Nitritanhäufung als im trockenen Boden) und das Maximum im feuchten Boden gebildet. Die relative N₂O-Entgasung (N-N₂O/N-NO₃⁻-Verbrauch) ist im trockenen Boden gleichbedeutend wie im feuchten Boden (cirka 0,4), und ist demgegenüber im nassen Boden um etwa 2/3 niedriger.

Die Gesamtheit der 6 Versuchsansätze zeigt deutlich, daß die absoluten und auch die relativen N₂O-Entgasungen durch *P. aeruginosa* in keinem Verhältnis zu dem Ausmaß der vorangegangenen Nitritakkumulationen stehen.

Denitrifikation und Lachgas-Bildung durch *B. brevis*

Die durch die Aktivität von *B. brevis* S19 bedingten Akkumulationsmaxima an Nitrit und an Lachgas sind für alle Versuchsvarianten in Abb.2 graphisch dargestellt. Unter O₂-freier Atmosphäre hat *B. brevis* ebenfalls zum Teil nur geringere Nitritanhäufungen bewirkt (6 und 12 µg N/g TB), mit einer Ausnahme im feuchten Boden (37 µg N/g TB). Die N₂O-Entgasung durch *B. brevis* war am niedrigsten (60 µg N/g TB) in diesem letzteren Versuchsansatz mit der höchsten Nitritbildung ausgefallen, und am höchsten im trockenen und im nassen Boden (111 bzw. 122 µg N/g TB). In diesen Ansätzen beinhaltet die Lachgasfraktion in etwa den Stickstoff des gesamten Nitrats im Boden (100 µg N-NO₃⁻/g TB als Düngung + 15 bis 30 µg N-NO₃⁻/g TB als natürlicher Gehalt nach der Dampfsterilisation). Dies wird anhand der relativen Lachgasbildungen, die in beiden Fällen gleich 1 sind,

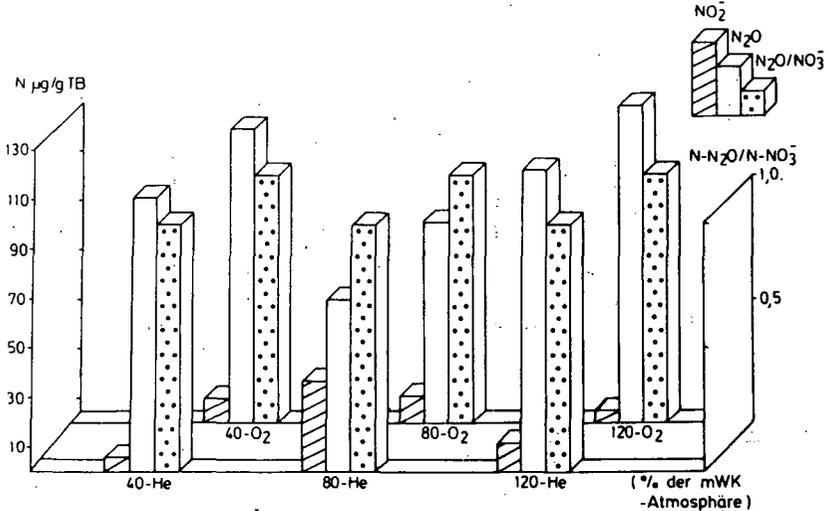


Abb. 2: Ausmaß der Nitrit- und der Lachgasbildung sowie Lachgasanteil (max. $\text{N-N}_2\text{O}$) am jeweiligen Nitratverbrauch (als N-NO_3^-) durch *B.brevi*s S19 in auf 40, 80 bzw. 120% der mWK befeuchteten Bodenproben (Ah einer Paternia, versetzt mit $100 \mu\text{g N-KNO}_3/\text{g TB}$) und im Zuge der Bebrütung (30°C) unter anaerober Helium- (40-He, 80-He, 120-He) oder aerober O_2/He -Atmosphäre (40-O₂, 80-O₂, 120-O₂)

bestätigt: das veratmet Nitrat wurde zu 100% bis zu N_2O reduziert, und dieses durch die Zellen freigesetzt. Im feuchten Boden war dieses Verhältnis ebenfalls gleich 1: dies war offenbar durch eine schnellere N_2O -Atmung zu N_2 bedingt, die in diesem Boden bereits während der Nitratatmung einsetzte, während im trockenen und im nassen Boden die N_2 -Entgasung erst nach dem N_2O -Maximum begann.

Unter aerober Atmosphäre hat *B.brevi*s ebenfalls zur Akkumulation nur geringerer Nitritmengen im Boden geführt (5 bis $10 \mu\text{g N/g TB}$). Die N_2O -Bildung ist erneut am geringsten im feuchten Boden, während *B.brevi*s in den beiden anderen Ansätzen das gesamte Nitrit zu N_2O veratmete. Die Verhältnisse Lachgas/Nitrat-Verbrauch sind auch in allen 3 aeroben Versuchsvarianten gleich 1: das reduzierte Nitrat wurde stets als N_2O entgast.

Ingesamt darf hier betont werden daß:

- B.brevi*s stets das gesamte metabolisierte Nitrat zu N_2O veratmet und dies aus den Zellen freigesetzt hat. Dieser Metabolismus ist weder durch die Bodenfeuchte, noch durch die Sauerstoffversorgung beeinflusst worden.
- B.brevi*s zwischenzeitlich kaum Nitrit akkumuliert hat (weniger als *P.aeruginosa*), um dennoch intensiv Lachgas zu bilden.

Denitrifikation und Lachgasbildung durch *B.licheniformis*

In Abb.2 sind vergleichend für alle Versuchsvarianten die summarische Ergebnisse für *B.licheniformis* S187 graphisch dargestellt.

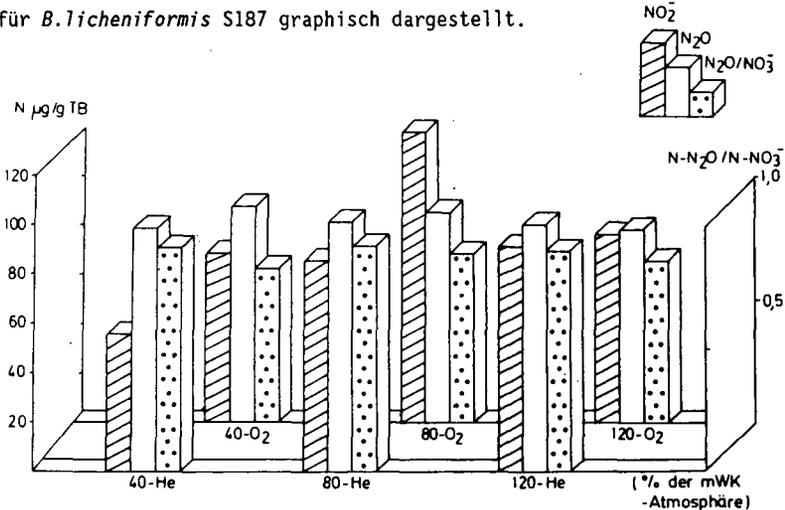


Abb. 3: Ausmaß der Nitrit- und der Lachgasbildung sowie Lachgasanteil (max. N-N₂O) am jeweiligen Nitratverbrauch (als N-NO₃⁻) durch *B.licheniformis* S187 in auf 40, 80 bzw. 120% der mWK befeuchteten Bodenproben (Ah einer Paternia, versetzt mit 100 µg N-KNO₃/g TB) und im Zuge der Bebrütung (30°C) unter anaerober Helium- (40-He, 80-He, 120-He) oder aerober O₂/He-Atmosphäre (40-O₂, 80-O₂, 120-O₂)

Unter O₂-freier Atmosphäre reduziert *B.licheniformis* hohe Anteile des Nitrats zu Nitrit, und in Mengen die vom trockenen zum feuchten Boden zunehmen, um im nassen Boden kaum noch anzusteigen (56 µg N/g TB im trockenen, 86 im feuchten und 91 im nassen Boden). Die anschließende N₂O-Entgasung führt in allen 3 Ansätzen zur cirka 100 µg N-NO₂⁻/g TB in der Gasphase, während die relativen N₂O-Bildungen 0,9 betragen. Das Nitrat ist also zuerst zu hohen Mengen Nitrit, und dieses dann fast vollständig zu N₂O veratmet worden.

Unter aerober Atmosphäre veratmet *B.licheniformis* unter allen 3 Bodenfeuchteverhältnissen das Nitrat ebenfalls in relativ hohen Anteilen zu Nitrit (69 bis 119 µg N/g TB). Das Nitritmaximum ist hier im feuchten Boden festzustellen. Die anschließende N₂O-Bildung zeigt weniger Abhängigkeit von der Bodenfeuchte: (79 bis 86 µg N/g TB). Die Verhältnisse des Lachgasmaxima zu dem Nitratverbrauch sind ebenfalls in allen 3 Ansätzen sehr ähnlich: sie liegen zwischen 0,6 (trockener Boden) und 0,68 (feuchter Boden).

Vergleicht man schließlich die anaeroben mit den aeroben Ansätzen, so ist klar hervorzuheben, daß *B.licheniformis* folglich der O₂-Atmung eindeutig weniger N₂O aus derselben Nitratmenge zu entgasen vermochte als unter den für eine voll-

ständige Denitrifikation zu N_2 als idealer geltenden anaeroben Bedingungen. Schließlich sollte vermerkt werden, daß *B.licheniformis* in allen Ansätzen wesentlich mehr Nitrit bildete als *B.brevis*, dagegen weniger N_2O .

4. Diskussion und Schlussfolgerung

Die dargestellten Ergebnisse konnten zum einen eindeutig die organismenspezifität der denitrifikationsbedingten N_2O -Entgasung aus dem Versuchsboden zeigen. Während *P.aeruginosa* das Nitrat eher direkt zu N_2 veratmet, mit gegebenenfalls einer geringen N_2O Freisetzung, hat *B.brevis* das Nitrat zu N_2O denitrifiziert und dieses aus den Zellen entweichen lassen. *B.licheniformis* hat dagegen zuerst den ersten Respirationsschritt, von Nitrat zu Nitrit, durchgeführt, um dann erst das Nitrit zu N_2O zu veratmen. Das N_2O gilt als obligatorisches Zwischenprodukt der Denitrifikation (NÖMMIK *et al.*, 1984). Es wird offenbar von den verschiedenen Organismen je nach Induktion und Aktivität des Enzyms, das den nächsten Atmungsschritt katalysiert, in unterschiedlichem Ausmaß freigesetzt, und dies unabhängig von Biotop, wie bereits in ähnlichen Versuchen in verschiedenen Böden festgestellt (MUNCH und OTTOW, 1986). Zum anderen ist hervorzuheben, daß die intermediäre Nitritakkumulation ebenfalls organismenspezifisch ist, und das Ausmaß der N_2O Entgasung nicht bestimmt. Schließlich haben die Versuchorganismen unterschiedlich auf die Variationen in der Bodenfeuchte (und somit der Nitratkonzentration in der Bodenlösung) und die O_2 -Zufuhr reagiert. Die für die mikrobielle Tätigkeit optimalere Bodenfeuchte bei 80% der mWK konnte sowohl zu einer Erhöhung (*P.aeruginosa*) als auch zu einer Verminderung (*B.brevis*) der N_2O Entgasung führen. Die Reaktion auf Sauerstoff, der als Förderer der unvollständigen Denitrifikation zu N_2O gilt (LENSI *et al.*, 1986), war ebenfalls organismenspezifisch, mit einer Intensivierung (*P.aeruginosa*) oder einer Verminderung (*B.licheniformis*) der Lachgasbildung.

Aufgrund dieser Feststellungen darf angenommen werden, daß das Ausmaß der Lachgasemission nicht nur von den chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften und deren Veränderungen abhängt, sondern vor allem von der Zusammensetzung der Mikroflora. Diese ist natürlich bedingt durch das Zusammenwirken verschiedenster Standortseigenschaften und der Klimaverhältnisse.

Danksagung

Diese Arbeit wurde durch die Deutschen Forschungsgemeinschaft, Bonn, gefördert.

Literaturverzeichnis

- DEMERDASH M.E.EL., OTTOW J.C.G. (1983). Einfluß einer hohen Nitratdüngung auf Kinetik und Gaszusammensetzung der Denitrifikation in unterschiedlichen Böden. Z.Pflanzenernaehr.Bodenkd. 146, 138-151.
- DEV, (1983). Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchungen. Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker (hrsg.), Verlag Chemie, Weinheim/Bergstraße.
- KNOWLES R. (1981). Denitrification. In: Terrestrial Nitrogen Cycles (Clark F.E., Rosswall T., eds.), Ecol.Bull. (Stockholm) 33, 315-329.
- LENSI R., CHALAMET A., CORMAN A. (1986). Utilisation d'un système à atmosphère circulante pour contrôler l'oxygène dans l'étude de la dénitrification dans un sol. Rev.Ecol.Biol.Sol 23, 155-165.
- MUNCH J.C., OTTOW J.C.G. (1986). Nature des produits gazeux formés dans les sols à partir de différentes microflores dénitrifiantes. Sci.Sol 24, 337-350.
- NÖMMIK H., PLUTH D.J., MELIN J. (1984). Dissimilatory reduction of ^{15}N -labeled nitrate in the presence of nonlabeled NO or N_2O . Can.J.Soil Sci. 64, 21-29.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 55/II, 511 - 516, 1987

Bilanzierung des Dünger- Stickstoffs ^{15}N während
der Vegetationszeit des Winter- Weizens 1984/85
in einer Braunerde aus LÖß

von
)^{*} und J. Richter ^{**})
Nieder, R.

Einleitung

Die Mehrzahl der Dünger- N- Bilanzuntersuchungen im Freiland stellen lediglich Momentaufnahmen über den Verbleib des markierten Stickstoffs nach der Ernte dar. An zusammenhängenden Bilanzstudien über das Schicksal des Dünger- N während einer vollständigen Vegetationsperiode, insbesondere über die Dynamik der mikrobiellen N- Immobilisation und -Remobilisation fehlt es aber weitgehend. In jüngerer Zeit wird neben der an die Stroheinarbeitung gebundenen N- Immobilisation auch der während der Vegetation im Rhizosphärenbereich stattfindenden Festlegung Beachtung geschenkt.

Material und Methoden

Um der Frage nach dem Gang und dem Ausmaß der saisonalen Stickstoff- Festlegung und -Wiederfreisetzung nachzugehen, wurde während der Vegetationszeit des Winter- Weizens 1984/85 ein Freiland- Bilanzversuch mit Hilfe des stabilen Isotops ^{15}N durchgeführt. Der pH- Wert des Versuchsbodens (Braunerde- Pseudogley) lag zu Versuchsbeginn bei 7,2. Der C- Gehalt in der Krume betrug 1,2%, der N- Gesamt- Gehalt 1‰/ha. Als Versuchsart wurden Mikroparzellen (Oberfläche 1 * 2m) angelegt. Um Lateral- Transport des Dünger- Stickstoffs zu vermeiden, wurden die Parzellen zunächst einzeln als Block herauspräpariert und anschließend mit Folie seitlich ummantelt. Es wurde eine Stroh- 0- Parzelle und eine Parzelle mit einer Menge von 4t/ha Weizenstroh in der Krume angelegt. Beide Parzellen wurden in der letzten Septemberdekade 1984 mit Winter- Weizen bestellt. Auf 3 separat angelegten Parzellen wurde Stroh in Gardinenstoff- Beuteln in die Krumen eingearbeitet, um eine Stickstoff- Bilanzierung im abbauenden Stroh zu ermöglichen. Im Anschluß an die Bearbeitung sowie eine praxisübliche P- und K- Düngung wurde Dünger- Stickstoff auf die bestellten sowie auf 2 der mit Strohproben versehenen Parzellen ausgebracht. Der Stickstoff wurde als gelöstes Calcium- Nitrat entsprechend einer Menge von 140kg/ha mit einer Dispensette gleichmäßig verteilt. Zeitlich gestaffelt wurden Bohrstockproben bis 120cm Tiefe in 30cm- Segmenten sowie Strohmaterial aus den

*) Geologisches Landesamt NW, De- Greiff- Str. 195, 4150 Krefeld
) Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 3000 Hannover

Gardinenstoff- Beuteln und Pflanzenproben entnommen. Die Isotopenuntersuchungen erfolgten nach entsprechender Proben- Aufbereitung sowohl massen- als auch emissionspektrometrisch.

Ergebnisse und Interpretation

In Abb. 1 sind die Bilanzen des in die Gardinenstoff- Beutel eingearbeiteten Strohs dargestellt. Die Ordinate zeigt die Menge festgelegten Stickstoffs der 3 angelegten Varianten in kg/ha; die Abszisse die Probenahmetermine. Bei 1c) wurde der Krumenwassergehalt über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg durch eine Folien- Abdeckung bei etwa 90% der Feldkapazität gehalten; auf den beiden offenen Parzellen schwankte der Feuchtegehalt zwischen etwa 80 und 110% der Feldkapazität. Die Gesamt- N- Bilanzen zeigen, daß gegenüber der Ausgangs- Menge am 26.9. bereits am 7.11. -besonders bei den offenen Parzellen- erhebliche N- Mengen im Stroh festgelegt wurden. Bei den gedüngten Varianten 1c) und 2d) sind sowohl bodenbürtiger als auch düngerbürtiger Stickstoff an der Festlegung beteiligt. Das Maximum der Immobilisation wurde bei allen Varianten im Juli mit annähernd 20kg/ha erreicht. Die Festlegung dürft sowohl durch biochemische Umwandlungsprozesse als auch durch Addition von Mikroben- Abbauprodukten bedingt sein. Am 16.10.85 -das heißt nach einjähriger Versuchsdauer- sind die im Stroh vorliegenden N- Mengen annähernd auf das zu Versuchsbeginn vorliegende Niveau zurückgegangen. Die Trockenmasse war bis dahin zu etwa 70% mineralisiert.

Abb. 2 zeigt die Umwandlung des zunächst in Lösung befindlichen Dünger- Stickstoffs über die Zeit. Aus der Bilanz zum Probenahmetermin I geht hervor, daß nur $\approx 120\text{kg N/ha}$ oder 85% der gedüngten 140kg durch die Analyse nachgewiesen wurden. Möglicherweise ist die relativ niedrige Wiederfindungsrate durch Denitrifikation bedingt. Zum Probenahmetermin III sind gegenüber der nachgewiesenen Ausgangs- Menge etwa 25% des Dünger- Stickstoffs verschwunden. Ein weiterer Verlust, der möglicherweise durch Ungleichmäßigkeiten im Weizen- Bestand verursacht ist, liegt zum 11.7. vor. Zur Ernte wurden im System Boden- Pflanze noch 73% der anfangs nachgewiesenen Dünger- N- Menge wiedergefunden. Mit der Entwicklung des Weizenbestandes beginnt eine wahrscheinlich an Umsetzungsprozesse im Rhizosphärenbereich gekoppelte Immobilisation. Die Menge festgelegten Dünger- Stickstoffs blieb im Zeitraum vom 27.3. bis 11.9. auf einem Niveau von größenordnungsmäßig etwa 20kg/ha . Mit der Ernte wurden am 11.9. 37% des Dünger- Stickstoffs entzogen.

Die Dünger- N- Bilanz der Weizenparzelle mit Strohdüngung ist in Abb. 3 dargestellt. Auch auf dieser Mikroparzelle wurden nur annähernd 85% des applizierten Dünger- Stickstoffs wiedergefunden. Der herbstliche und winterliche Dünger- N- Verlust betrug etwa 22% der anfangs nachgewiesenen Menge. Der zwischenzeitliche Wiederanstieg des markierten Stickstoffs beruht vermutlich auf Ungenauigkeiten bei der Dünger- N- Verteilung. Zum Erntezeitpunkt am 11.9. konnten noch etwa 85% der Ausgangs- Menge nachgewiesen

werden. Gleich zu Beginn des Beobachtungszeitraumes wurde durch die Strohdüngung -im Boden wie im Stroh- eine mikrobielle Stickstoff- Festlegung von größenordnungsmäßig bis zu 40kg/ ha verursacht. Während der Vegetationszeit des Weizens wurden nur unwesentliche Mengen des immobilisierten Stickstoffs wiederfreigesetzt. Offensichtlich überlagerten sich bei dieser Variante die durch Stroheinarbeitung bedingte mit der im Rhizosphärenbereich stattfindenden Festlegung. Wie bei der Stroh- 0- Parzelle waren am Ende des Untersuchungszeitraumes noch etwa 20kg markierten Stickstoffs im Boden gebunden. Die Dünger- N- Ausnutzungsquote durch den Weizenbestand betrug 48% und lag somit deutlich über derjenigen auf der Stroh- 0- Parzelle.

Die Bestimmung der Netto- Stickstoff- Festlegung, die durch Stroheinarbeitung bedingt ist, verlangt neben der quantitativen Erfassung der Dünger- N- Immobilisation die Berücksichtigung des mikrobiell festgelegten bodenbürtigen Stickstoffs. Dies zeigt Abb. 4. Der immobilisierte bodenbürtige Stickstoff wurde abgeschätzt aus der Differenz des bodenbürtigen mineralischen Stickstoffs zwischen Strohpazelle und Stroh- 0- Parzelle; diese Differenz ist durch die obere Kurve im Teil a) der Abbildung angegeben. Die N_{\min} - Entzüge durch die Weizenbestände wurden bei dieser Differenzrechnung mitberücksichtigt. Die untere der beiden Kurven stellt die Differenz des Mengenganges des festgelegten markierten Stickstoffs zwischen beiden Varianten dar. Die Strohdüngung verursachte in der 1. Hälfte des Untersuchungszeitraumes vorwiegend eine Festlegung düngerbürtigen Stickstoffs, der zum großen Teil ab Ende März remobilisiert wurde. Anfang Juni setzte auf der Strohpazelle eine kontinuierliche Extramineralisation des Boden- Stickstoffs ein. Die Maximal- Differenz zwischen den beiden Varianten betrug Mitte Oktober 60kg/ha. Der Saldo der beiden Kurven ist aus dem Teil b) der Abbildung zu ersehen. Nach einer Phase der Immobilisation setzte ab Ende März Netto- Remobilisation ein, die ab Juli in Netto- Extramineralisation überging.

Schließlich wurde der Frage nachgegangen, welche Folgen der annuelle Festlegungs- Wiederfreisetzungszklus für die Entwicklung des Weizenbestandes hat (siehe Abb.5). Die Darstellung zeigt im oberen Teil die Stickstoff- Aufnahme und im unteren Teil die Trockensubstanzproduktion der beiden bestellten Parzellen. In der Stroh- Parzelle sind bis zu Beginn der generativen Phase geringfügig verminderte N- Entzüge zu beobachten. Die Probenahme am 11. September zeigt jedoch höheren N- Entzug und auch höhere Trockensubstanz- Produktion bei der Strohvariante. Somit kann als Schlußfolgerung gezogen werden, daß die durch eine Strohdüngung bedingte Immobilisation kaum eine Wirkung bei der Bestandesentwicklung zeigte. Die ab Juli einsetzende Stickstoff- Extramineralisation wurde dagegen positiv ertragswirksam.

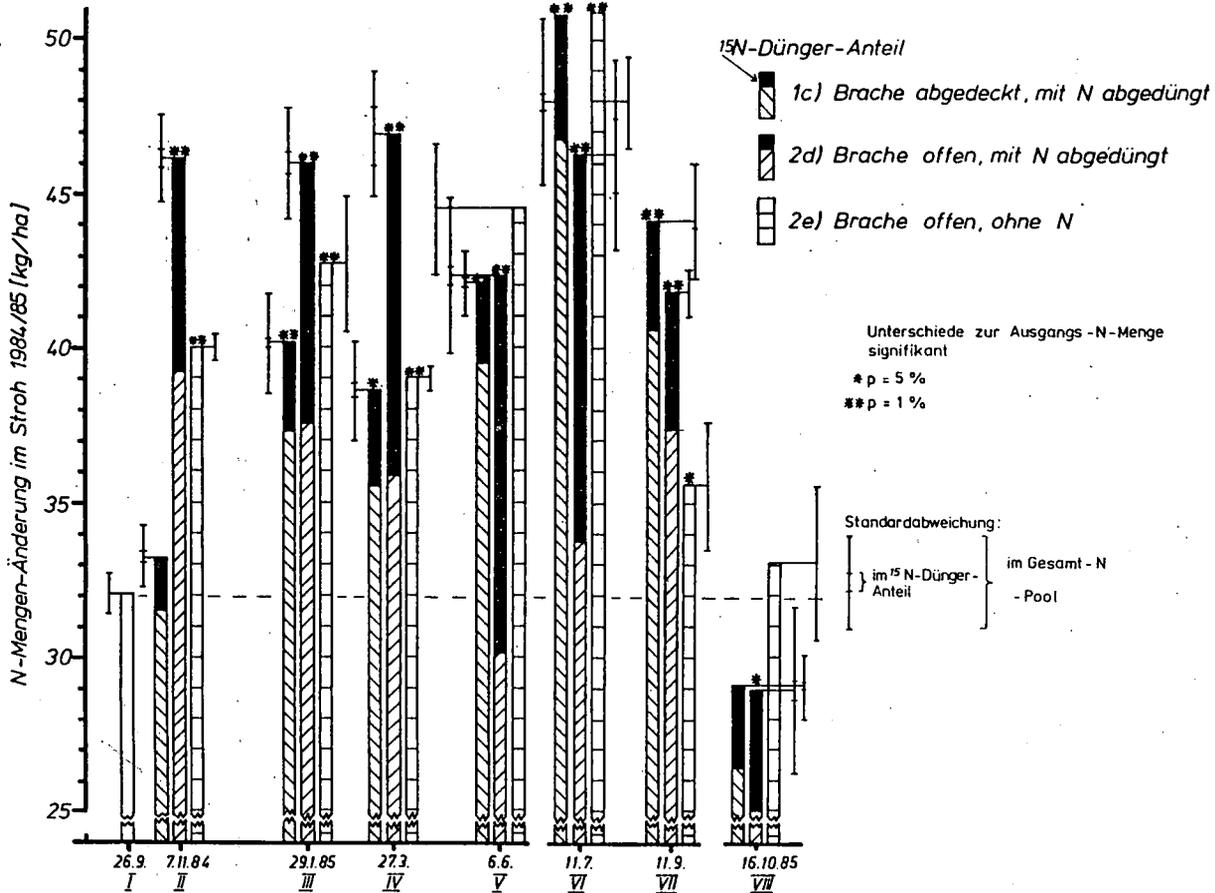


Abb. 1: Bilanzen des Gesamt-Stickstoffs im abbauenden Stroh

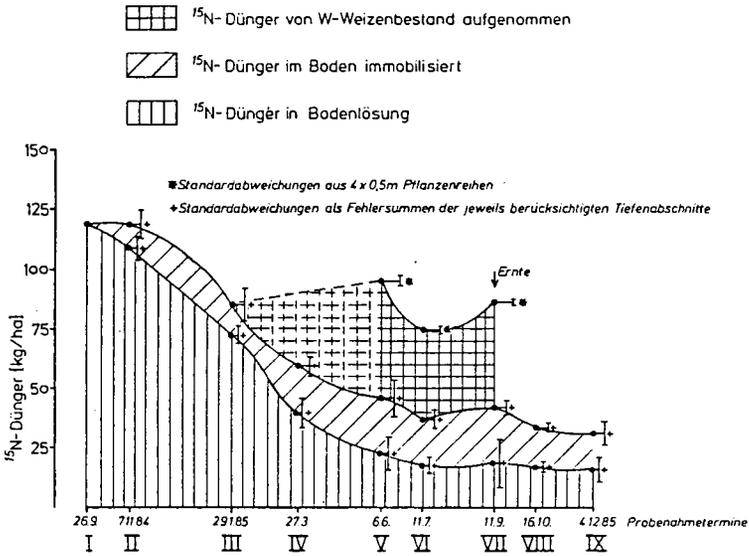


Abb. 2: Dünger- N- Bilanz der Weizenparzelle ohne Stroheinarbeitung

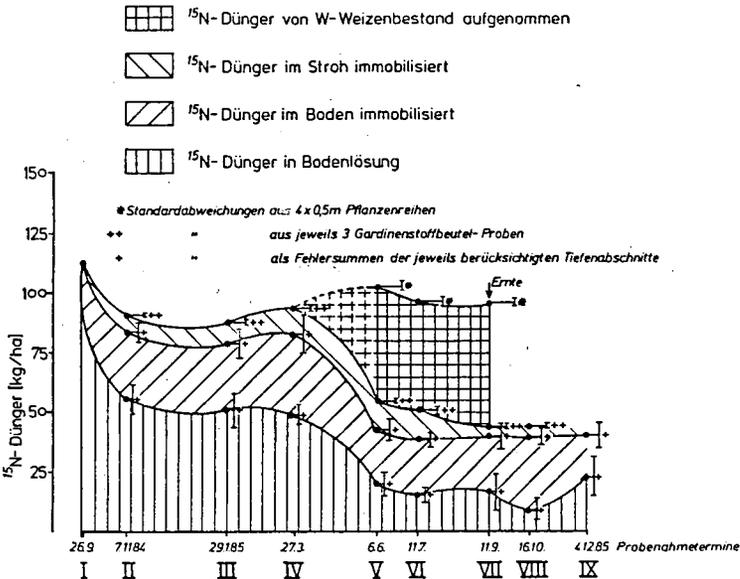


Abb. 3: Dünger- N- Bilanz der Weizenparzelle mit Stroheinarbeitung

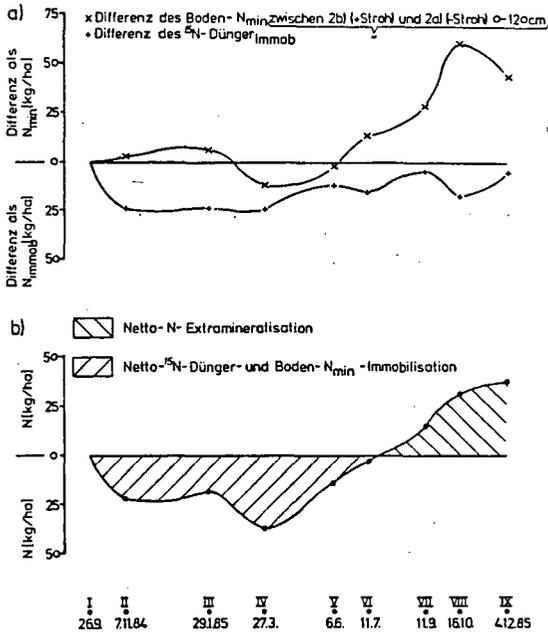


Abb. 4: Gang der Immobilisation des boden- und düngerbürtigen Stickstoffs

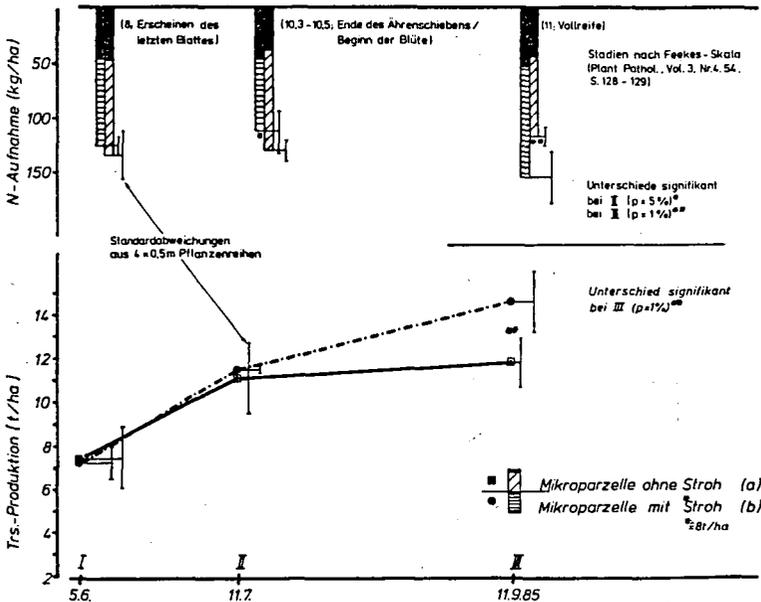


Abb. 5: N- Aufnahme und Trockenmasseproduktion der Weizen-

Der Einfluß der Substratkonzentration auf die Expression von Lebendkeimzahlen (MPN-Methode) bestimmter Bodenmikroorganismengruppen oder -arten in Mischkulturen

Von
+) Richter, J. und P. A. Kottas +)

ZIELE

Das Ziel der durchgeführten Arbeiten ist es, einen Beitrag zu der Aufklärung ökotrophischer Profile bestimmter Bodenmikroorganismengruppen und/oder -arten in Mischkulturen zu leisten. Dieses ökologische Anliegen dient auch dazu, Eingang in eine gegenüber der Natur verantwortlichen landwirtschaftlichen Nutzung von Böden zu finden.

EINLEITUNG

Bei der Bestimmung von Lebendkeimzahlen soll ausdrücklich darauf hingewiesen werden, daß die ermittelte Lebendkeimzahl von der jeweiligen Methode abhängt. In der Regel ist es nicht möglich, die "Gesamtlebendkeimzahl" einer Mikroorganismenart zu bestimmen. Da man es in Böden mit Mischkulturen von Mikroorganismenarten und/oder -gruppen zu tun hat, wird bei den Methoden, die auf Selektivnährmedien beruhen, z. B. die MPN- ("Most Probable Number"-) Methode, mit der Verwendung eines Nährmediums nur die Lebendkeimzahl der einen und/oder anderen Mikroorganismenart und/oder -gruppe der betreffenden Mischkultur, z. B. chemolithoautotropher Nitrifikanten, ausreichend erfaßt. Will man aber möglichst viele Mikroorganismenarten und/oder -gruppen einer Mischkultur genügend quantifizieren, ergibt sich die Notwendigkeit, Substrat und Substratkonzentrationen zu variieren. Hier soll die MPN-Methode vorgestellt werden und zur Bestimmung der Lebendkeimzahlen unterschiedliche Substrate-Konzentrationen eingesetzt werden.

MATERIAL und METHODEN

Gegenstand der Untersuchungen war in zwei Versuchsserien eine eutrophe Braunerde, obere 30 cm Schicht, ungefähr dem A_p -Horizont des Ackers entsprechend.

1. Versuchsserie	2. Versuchsserie
- von März 1986 - Juli 1986	- von Dezember 1986 - April 1987
- 2 Mikroparzellen (je $1m^2 \times 1m$), eine ohne, eine mit Winterweizenstroheinarbeitung (8t/ha)	- 2 Parzellen (je $12m^2 \times 3m$), eine ohne, eine mit Winterweizenstroheinarbeitung (8t/ha)

+) Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuserstraße 2, 3000 Hannover 21

Fortsetzung der Tabelle

1. Versuchsserie	2. Versuchsserie
- mit Winterweizenwuchs	-
- ohne Harnstoff-Düngung	- mit Harnstoff-Düngung
- regelmäßig Bodenproben entnommen, diese mit der MPN-Methode in Abhängigkeit von den eingesetzten Substrate-Konzentrationen auf die Lebendkeimzahlen bestimmt von	-
- Nitritbildnern (Nitrifikanten)	- Nitrit- und Nitratbildnern (Nitrifikanten)
bei einer Zusammenstellung der Nährmedien aus anorganischen Substraten, darunter $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ als einzige Stickstoffverbindung	
- heterotrophen Bodenkeimen	

MPN-Methode ("Most Probable Number"- Methode, auch Verdünnungsfrequenzmethode genannt):

1. Von den zu untersuchenden Bodenproben wurden mit sterilem Aqua bidest. dekadisch verdünnte Bodensuspensionen von 10^{-1} bis 10^{-4} hergestellt.
2. Mit 1 ml Proben wurden die autoklavierten Medien (3 ml pro Reagenzglas für Nitrifikanten und 7 ml pro Reagenzglas für heterotrophe Keime sowie 3 Parallelen pro Verdünnungsstufe) beimpft.
3. Nach der Bebrütung wurden die positiven Röhrchen (d. h. Wachstum bzw. nachgewiesenen Stoffwechsel der zu bestimmenden Mikroorganismen) festgehalten und die Lebendkeimzahl über das auf diese Methode beruhende statistische Verfahren (Wahrscheinlichkeitstabellen nach DE MAN (1975)) ausgedrückt.

Die Arbeiten umfaßten Zählungen von lebenden heterotrophen Keimen sowie von chemolithoautotrophen Nitrifikanten der Nitrifikation und der Nitratation nach der MPN-Methode bei oligo-, meso- und polytrophen Nährstoffapplikationen.

Nährmedien:

Folgende Nährmedien wurden angesetzt und autoklaviert:

1. zur Bestimmung der Lebendkeimzahlen von heterotrophen Keimen
 - a) bei oligotropher Konzentration an organischem Substrat; pro l mit Aqua bidest:

D(+)-Glucose ^A H ₂ O.	13.9 mg $\hat{=}$ 5	ppm org. -C
Bernsteinsäure	12.2 mg $\hat{=}$ 5	ppm org. -C

L-Asparaginsäure	13.9 mg	$\hat{=}$ 5 ppm org. -C
		$\hat{=}$ 1.5 ppm org. -N
K_2HPO_4	30 mg	
$MgSO_4 \cdot 7 H_2O$	10 mg	
NH_4Cl	25 mg	
NaCl	Spur	
$FeSO_4 \cdot 7 H_2O$	Spur	
Hefeextrakt (wasserlösliche Vitamine)	Spur	
Mikroelementlösung	0.5 ml	
Bromthymolblau (pH-Indikator)	Spur	

- ungepuffert, pH auf 6.8 - 7.0 eingestellt -

b) bei polytropher Konzentration an organischem Substrat; pro l mit Aqua bidest.:

D(+)-Glucose [^] H_2O	2780 mg	$\hat{=}$ 1000 ppm org. -C
NH_4Cl	381.7 mg	$\hat{=}$ 100 ppm anorg. -N bei der Verdünnung ohne Stroheinarebeitung; 50 mg bis 100 mg angeglichen dem C/N der getrockneten Strohmassen

sonst wie 1a) .

2. zur Bestimmung der Lebendkeimzahlen von Nitrifikanten der Versuchsserie 1:

a) bei mesotropher Konzentration an $(NH_4)_2 SO_4$; pro l mit Aqua bidest:

$(NH_4)_2 SO_4$	141.6 mg	$\hat{=}$ 30 ppm N
K_2HPO_4	20 mg	
KH_2PO_4	20 mg	
$CaCO_3$	125 mg	
$MgSO_4 \cdot 7 H_2O$	10 mg	
NaCl	Spur	
$FeSO_4 \cdot 7 H_2O$	Spur	

b) bei polytropher Konzentration an $(NH_4)_2 SO_4$; pro l mit Aqua bidest:

$(NH_4)_2 SO_4$	1416.0 mg	$\hat{=}$ 300 ppm N
-----------------	-----------	---------------------

desweiteren wie 2a).

3. zur Bestimmung der Lebendkeimzahlen von Nitrifikanten der Versuchsserie 2:

a) bei oligotropher Konzentration an $(NH_4)_2 SO_4$; pro l mit Aqua

bidest:

$(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$	23.6 mg $\hat{=}$ 5 ppm N
K_2HPO_4	1.0 g
KH_2PO_4	1.0 g
CaCO_3	1.0 g
$\text{MgSO}_4^* 7 \text{H}_2\text{O}$	0.1 g
NaCl	0.1 g
$\text{FeSO}_4^* 7 \text{H}_2\text{O}$	0.1 g bzw. Spuren
$\text{MnSO}_4^* \text{H}_2\text{O}$	0.1 g bzw. Spuren

- gepuffert, pH 7 ± 0.2 -

b) bei mesotropher Konzentration an $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$; pro l mit Aqua bidest:

$(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$ 141.6 mg $\hat{=}$ 30 ppm N

desweiteren wie 3a)

c) bei polytropher Konzentration an $(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$; pro l mit Aqua bidest:

$(\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$ 1416.0 mg $\hat{=}$ 300 ppm N

sonst wie 3a)

ZUSAMMENFASSENDE DARSTELLUNG DER WESENTLICHEN ERGEBNISSE UND INTERPRETATION

1. Heterotrophe Keime:

Der Vergleich oligo- und polyheterotroph gewachsener Bodenmikroorganismen ist nur bedingt zulässig, da die Zusammensetzung der Nährmedien im Hinblick auf organische Substrate nur mit Glucose übereinstimmen; darüberhinaus enthält das oligoheterotrophe Nährmedium noch Bernsteinsäure und L-Asparaginsäure.

Generell läßt sich festhalten, daß verschiedene Konzentrationen an organischem Substrat - Oligo- und Polyheterotrophie - hier häufig geringfügige Unterschiede auf die Expression heterotropher Bodenmikroorganismen ausüben. Diese Unterschiede sind so klein, daß erst weitere Untersuchungen zeigen werden, ob die in Mischkulturen vorkommenden heterotrophen Bodenmikroorganismengruppen und/oder -arten verschiedene Bedürfnisse im Hinblick auf die Konzentrationen der organischen Substrate haben.

2. Autotrophe Nitrifikanten der Nitrifikation und der Nitratation:

Ohne vorangegangene Einarbeitung von Winterweizenstroh sowie ohne Harnstoff-Düngung - also bei Nicht-Zufuhr von frischem organischem Material - sind die Lebendkeimzahlen dieser Nitrifikanten meso- (Nitrifikation) bzw. oligotroph (Nitratation) signifikant am größten. Hierbei gelten Unterschiede in den Lebendkeimzahlen ab einer Dekade als signifikant.

Offensichtlich kann sich eine oder mehr als eine chemolitho-autotrophe Nitrifikantengruppe und/oder -art auf die für sie "nährstoffarmen" Bedingungen optimal einstellen oder sie sind an

diese angepaßt. Verändert sich der Stoffhaushalt des Oberbodens, wird nämlich leicht mineralisierbarer Harnstoff (als N-Dünger) auf beide Parzellen aufgebracht, stellen sich die gleichen oder andere, bis dahin trophisch gehemmten Nitrifikanten auf das jetzt für sie günstige Milieu, den "nährstoffreichen" Bedingungen um. Dieses besteht in dem durch Ammonifikation stetig gebildete Ammonium. Dabei können die Winterweizenstrohresiduen mit Harnstoff leichter abgebaut werden als vor der Harnstoff-Düngung, da mit dem kleinerem C/N der Strohmassen sind diese schneller zu mineralisieren. Das beim Abbau des Strohs gebildete Kohlendioxid dient als Substrat für die chemolithoautotrophen Nitrifikanten der Nitritation und führt, die oligotrophen Varianten ausgenommen, tendenziell zur größeren MPN/g Trockenboden als bei den Nitrifikanten der Nitritation von der Parzelle ohne vorangegangene Winterweizenstroh-Einarbeitung. Diese Interpretation läßt sich auch auf die Lebendkeimzahlentwicklungen der chemolithoautotrophen Nitrifikanten der Nitritation bei polytrophen Ausgangskonzentrationen anwenden, während sich die Lebendkeimzahlen der mesotrophen Varianten "nur" angleichen.

Folgende kritische Anmerkung soll an dieser Stelle Erwähnung finden. In Bezug auf die Bestimmung von Lebendkeimzahlen (MPN) chemolithoautotropher Nitrifikanten sind die hierfür verwendeten Nährmedien, die nur aus anorganischen Salzen zusammengestellt sind, aus der Luft oder/und über die Wattebüschchen (zum Verschließen der MPN-Röhrchen) mit organischen Stoffen versetzt, so daß sich auch heterotrophe Nitrifikanten im kontaminierten Nährmedium entwickeln können.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse (einschließlich graphischer Darstellungen) wird an anderer Stelle erscheinen.

LITERATUR

DE MAN, J. C. 1975 The probability of most probable numbers. European J. Appl. Microbiol. 1: 67 - 78



Mikrobielle Aktivität unterschiedlich genutzter Böden Bayerns

von
Suttner, Th.⁺

Fragestellung:

- Unterscheiden sich verschiedene Nutzungsarten (Acker, Grünland, Naturschutzgebiete) hinsichtlich mikrobiologischer, chemischer und physikalischer Kenngrößen?
- Welche physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften beeinflussen mikrobielle Aktivitäten und die BMK?

Untersuchte Parameter:

BMK	= Bodenmikrobiologische Kennzahl nach Beck (1984)
KAA	= Katalaseaktivität (Katalasezahl) nach Beck (1971)
DHA	= Dehydrogenaseaktivität (ug TPF/10g) nach Thalmann (1967)
APA	= alkalische Phosphataseaktivität (ug Phenol/g) nach Hofmann (1967)
SAA	= Saccharaseaktivität (mg Zucker/g) nach Hoffmann und Pallauf (1965)
PRA	= Proteaseaktivität (mg Amino-N/10g) nach Beck (1973)
BIO	= mikrobielle Biomasse (mg C/100g) nach Anderson und Domsch (1978); Messung mit Respirometer
C _{org}	= organischer Kohlenstoff (‰) konduktometrisch (Wösthoff)
N _t	= Gesamtstickstoff (‰) titrimetrisch (Abimed) nach Kjeldahl-Aufschluß
pH	= pH-Wert in H ₂ O
KAK	= Kationenaustauschkapazität (mval/100g) mit 1 M NH ₄ Cl; Rücktausch mit 1 M KCl
d _B	= Lagerungsdichte (g/cm ³) gravimetrisch

⁺ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 10 12 51, 8580 Bayreuth

Abbildung 1: Lage der Probeflächen

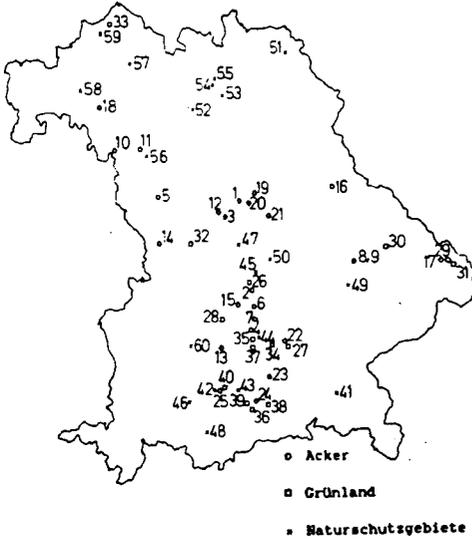


Abbildung 1 zeigt die Lage der in Bayern repräsentativ ausgewählten Probeflächen. Diese gliedern sich in 20 Naturschutzgebiete (NSG), 25 Acker- und 15 Grünlandstandorte.

Abbildung 2: Mittelwerte mikrobiologischer, chemischer und physikalischer Kenngrößen

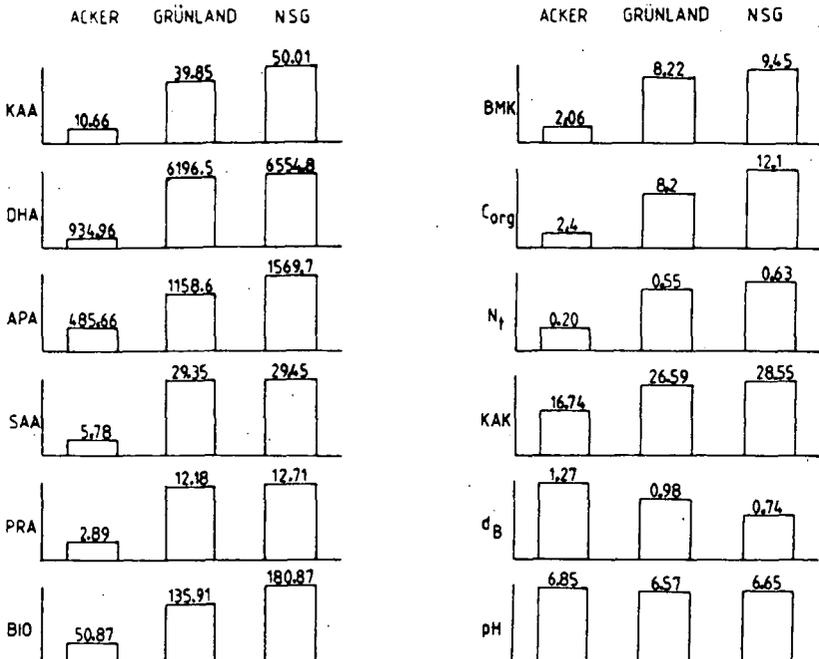


Tabelle 1: T-Test für mikrobielle, physikalische und chemische Kenngrößen

	ACKER/GRÜNLAND	ACKER/NSG	GRÜNLAND/NSG
BMK	+	+	n.s.
KAA	+	+	n.s.
DHA	+	+	n.s.
APA	+	+	n.s.
SAA	+	+	n.s.
PRA	+	+	n.s.
BIO	+	+	+
C _{org}	+	+	n.s.
N _t	+	+	n.s.
KAK	+	+	n.s.
d _B	+	+	+
pH	n.s.	n.s.	n.s.

+ Unterschiede signifikant für $p < 0.01$
n.s. Unterschiede nicht signifikant

Tabelle 1 und Abbildung 2 zeigen, daß sich Ackerstandorte in ihren physikalischen, chemischen und mikrobiologischen Eigenschaften deutlich von Grünland und Naturschutzgebieten unterscheiden (Ausnahme: pH). Ackerböden haben die niedrigsten mikrobiellen Aktivitäten, die niedrigsten C- und N-Gehalte sowie die geringsten Austauschkapazitäten und die höchsten Lagerungsdichten. Nicht signifikant sind dagegen die Unterschiede zwischen Grünland und Naturschutzgebieten, mit Ausnahme der mikrobiellen Biomasse und der Lagerungsdichte.

Wichtig für die Beurteilung der mikrobiellen Aktivität eines Bodens ist das Verhältnis von mikrobiellem zu organischem Kohlenstoff. Es beträgt in der Regel in Ackerböden 2-3 %.

	Acker	Grünland	NSG
arith. Mittel C _{mik} / C _{org} (in %)	2.60	2.00	1.64
T-Test	Acker/Grünland +	Acker/NSG +	Grünland/NSG n.s.

+ Unterschiede signifikant für $p < 0.01$
n.s. Unterschiede nicht signifikant

In Ackerböden ist die mikrobielle Biomasse pro g organischem Kohlenstoff signifikant höher als in Grünland- und Naturschutzböden. Somit ist in Ackerböden die Aktivität von Mikroorganismen relativ höher als in anderen Nutzungsarten.

Tabelle 2: Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizienten

BMK	-													
KAA	.92	-												
DHA	.90	.75	-											
APA	.81	.68	.80	-										
SAA	.96	.86	.84	.79	-									
PRA	.94	.79	.91	.83	.90	-								
BIO	.94	.87	.79	.71	.90	.85	-							
C _{org}	.92	.85	.80	.74	.85	.88	.88	-						
N _t	.91	.83	.80	.68	.88	.89	.84	.91	-					
pH	.15	.01	.26	.59	.17	.21	.04	.06	.18	-				
KAK	.73	.68	.63	.79	.71	.66	.66	.69	.68	.32	-			
d _B	-.79	-.69	-.71	-.66	-.70	-.81	-.73	-.90	-.79	-.07	-.63	-		
	BMK	KAA	DHA	APA	SAA	PRA	BIO	C _{org}	N _t	pH	KAK			

signifikant für $p < 0.01$ wenn $r > 0.41$

Es bestehen signifikant positive Beziehungen (Tab. 2) zwischen den Enzymaktivitäten und der BMK, den höchsten Korrelationskoeffizienten mit $r=0.96$ weist die Beziehung zwischen BMK und Saccharaseaktivität auf. Enzymaktivitäten und die mikrobielle Biomasse korrelieren untereinander hoch. Auch C_{org}, N_t, Austauschkapazitäten und Lagerungsdichten der untersuchten Böden sind signifikant mit den mikrobiellen Aktivitäten korreliert. Dies ist allerdings darauf zurückzuführen, daß C_{org} wiederum entscheidend N_t, KAK und d_B steuert. Keine signifikanten Beziehungen errechnen sich zwischen pH-Wert und BMK bzw. Enzymaktivitäten (Ausnahme: alkalische Phosphatase).

Zusammenfassung:

Acker, Grünland und Naturschutzgebiete unterscheiden sich deutlich hinsichtlich bodenchemischer, -physikalischer und -mikrobiologischer Kenndaten. Ackerstandorte weisen im Mittel die niedrigsten C- und N-Gehalte, die geringsten Austauschkapazitäten sowie die höchsten Lagerungsdichten auf. Die Abhängigkeit von der Nutzungsart kommt auch in den mikrobiellen Aktivitäten zum Ausdruck. Enzymaktivitäten, die mikrobielle Biomasse und damit die BMK sind durchschnittlich in Ackerböden am niedrigsten, hoch sind sie in Böden mit viel organischer Substanz. Das Verhältnis von mikrobiellem zu organischem Kohlenstoff ist im Mittel im Acker am höchsten, damit sind Ackerböden relativ aktiver als Grünland- und Naturschutzböden. Die engen Beziehungen zwischen mikrobiellen Aktivitäten und C_{org} zeigen, daß vor allem der Humusgehalt, der wiederum in engem Zusammenhang mit anderen Kenngrößen (N_t , d_B , KAK) steht, die mikrobielle Aktivität von Böden steuert.

Danksagung: Ich danke Herrn Dr. Wittmann (GLA) für die Auswahl der Probestellen und für die Hilfestellung während der Probenahme. Die Arbeit wurde mit finanzieller Unterstützung des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen durchgeführt.

Literaturverzeichnis:

- Anderson, I. P. E. and K. H. Domsch (1978): A Physiological Method for the Quantitative Measurement of Microbial Biomass in Soils. Soil Biol. Biochem. 10, 215 - 221.
- Beck, Th. (1971): Die Messung der Katalaseaktivität von Böden. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenk. 130, 68 - 81.
- Beck, Th. (1973): Über die Eignung von Modellversuchen bei der Messung der biologischen Aktivität von Böden. Bayer. Landw. Jb. 50(3), 270 - 288.
- Beck, Th. (1984): Mikrobiologische und chemische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden. I. Die Ermittlung einer bodenmikrobiologischen Kennzahl. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 147, 456 - 466.
- Hoffmann, Gg. und J. Pallauf (1966): Eine kolorimetrische Methode zur Bestimmung der Saccharaseaktivität von Böden. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenk. 110, 193 - 201.
- Hofmann, G. (1967): Eine photometrische Methode zur Bestimmung der Phosphataseaktivität im Boden. Z. Pflanzenernähr. Düng. Bodenk. 118, 161 - 172.
- Thalman, A. (1967): Zur Methodik der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität im Boden mittels Triphenyltetrazoliumchlorid (TTC). Landw. Forsch. 21, 249 - 257.



Die Auswirkung einer Pflanzenschutzmittel-Spritzfolge
im Ackerbau auf die Dehydrogenaseaktivität.

Freiland- und Laborversuche

von

Schuster, E. und D. Schröder ++)

1. Einleitung

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) kann unerwünschte Nebenwirkungen auf die Mikroflora des Bodens ausüben. Diese Gefahr besteht insbesondere bei häufigen Applikationen verschiedener Wirkstoffe in engen Zeitabständen, wie sie in den Pflanzenschutzsystemen der modernen Landwirtschaft vorkommen. Die vorliegende Untersuchung befasst sich deshalb mit der Beurteilung der Nebenwirkungen eines Pflanzenschutzsystems des intensiven Getreidebaus. Ein weiterer Schwerpunkt dieser Arbeit liegt in der Beurteilung der Vergleichbarkeit von Freiland- und Laborversuchen.

2. Material und Methoden

Die **Freilandversuche** wurden auf einer Pseudogley-Parabraunerde aus Löß (unter Ackernutzung) im Blockversuch mit vierfacher Wiederholung durchgeführt. Das schluffig-tonige Bodenmaterial der Ackerkrume hatte einen pH-Wert von 6.5, einen Gehalt an Corg von 0.85%. Probenahmen erfolgten aus der Tiefe 0-5cm jeweils 1 Tag vor und 3-4 Tage nach einer Spritzung.

Für den **Laborversuch** wurde unbehandelter Boden im November ins Labor geholt, auf 2 mm abgeseibt, in Döschen ($d_B = 1.0 \text{ g/cm}^3$; Füllhöhe 5 cm) gefüllt und auf einen Wassergehalt von 55% der WKmax eingestellt. Die Lagerung der Gefäße erfolgte bei 14°C. Die Pflanzenschutzmittel (Tab. 1) wurden mittels einer Präzisionsspritzdüse direkt auf die Oberfläche der Gefäße aufgesprüht. Zur Kennzeichnung der allgemeinen mikrobiellen Aktivität des Bodens diente die Messung der **Dehydrogenaseaktivität** nach Thalmann (1967). Die statistische Auswertung erfolgte mittels t-Test mit $p = 0.05$.

Tab. 1: Wirkstoffe, Konzentrationen und Behandlungstermine des untersuchten Pflanzenschutzsystems

Behandlungstermin		Handelsname	Konz. (l/ha)
8.5.85 / 8.4.86	H1	Aretit + Arelon	3.0 + 2.5
23.4.85 / 9.5.86	H2/W	2,4-DP + Cycocel	4.0 + 0.5
3.5.85 / 12.5.86	F1	Sportak Alpha	1.5
23.5.85 / 16.5.86	F2	Corbel	1.0
12.6.85 / 23.5.86	F3	Bayleton DF	4.0
27.6.85 / 9.6.86	I1	Pirimor	0.3
2.8.85 / 31.6.86	H3	Roundup	4.0

++) Universität Trier, Abt. Bodenkunde, 5500 Trier

3. Ergebnisse und Diskussion

Wie Abb. 1 zeigt, kann die Dehydrogenaseaktivität (DHA) durch die PSM einer Spritzfolge gehemmt werden. Wie auch schon für das Pflanzenschutzsystem im Obstbau (Kauss et al. 1987) nachgewiesen, sind Nebenwirkungen auf die DHA allerdings nur kurzzeitig und geringfügig (Depressionen maximal zwischen 10 und 20 %); in aller Regel erfolgt in kurzer Zeit eine Wiedererholung bis zum Kontrollniveau. Bemerkenswerte Ausnahme ist die etwas länger nachweisbare Depression der DHA nach der Applikation von Aretit + Arelon, die durch die zweite Behandlung mit 2,4-DP + CCC noch verstärkt wurde und somit für ca. 5 Wochen anhielt.

Das gleiche Pflanzenschutzsystem, untersucht in der Vegetationsperiode 1986 bei Wintergerste (Abb. 2), zeigt, trotz der hier engeren Abfolge der Spritzungen, geringere Nebeneffekte. Die im Vorjahr beobachtete, längeranhaltende Hemmung der DHA nach Aretit + Arelon fehlt völlig. Das prinzipielle Reaktionsmuster, nämlich das Auslösen eines Nebeneffektes, hier in der Regel Depressionen der DHA, und die unmittelbar anschließende Wiedererholung in relativ kurzer Zeit bis hin zum Kontrollniveau, bestätigt sich jedoch auch hier. Der Vergleich der beiden Jahre verdeutlicht die herausragende Bedeutung von Umweltfaktoren, vornehmlich wohl der Witterung mit ihren indirekten Folgewirkungen auf Bodenfeuchte und -temperatur, welche ihrerseits die mikrobielle Aktivität maßgeblich beeinflussen.

Das gleiche Pflanzenschutzsystem, untersucht unter kontrollierten Bedingungen im **Laborversuch**, zeigt Abb. 3. Applikation der ersten beiden PSM löst nur eine geringe Depression der DHA aus, die im Ausmaß in etwa den Befunden der Freilanduntersuchungen entspricht. Spätestens aber nach der vierten Spritzung (=Bayleton) tritt eine drastische Abnahme der DHA ein. In der Folge erholt sich die DHA nochmals bis auf ca. 20% Aktivitätsverlust; diese Aktivitätsminderung bleibt in der Folgezeit lange erhalten, eine Wiedererholung deutet sich zwar gegen Versuchsende an, konnte aber im vorliegenden Versuch nicht endgültig nachgewiesen werden. Somit zeigt die DHA im Gefäßversuch eine weitgehend unterschiedliche Reaktion auf das Pflanzenschutzsystem als unter Freilandbedingungen.

In einem weiteren Versuch sollte deshalb der Einfluß der mikrobiellen Biomasse auf die Ausprägung von Nebeneffekten untersucht

werden. Um dieser Frage nachzugehen, wurde die mikrobielle Aktivität des Bodens gezielt angehoben, indem Luzernegrünmehl, ein proteinreiches, für die Mikroorganismen leicht abbaubares Substrat, beigemischt wurde. Die Folge ist eine spontanes Anwachsen der mikrobiellen Biomasse bis auf das Dreifache des Ausgangsniveaus. Mit und ohne Luzernemehl versetzte Böden wurden bezüglich ihrer Reaktion auf die Wirkung von PSM verglichen.

Es wird deutlich, daß die Mittel in Einzelapplikation bei **einfacher Aufwandmenge** (Abb. 4) eine sehr geringe oder überhaupt keine Hemmung der DHA zeigen. Erst die gleichzeitige Applikation von zwei oder mehr Wirkstoffen läßt die DHA auf ein Niveau absinken, welches in etwa dem des zuvor betrachteten Spritzfolgeversuches entspricht. Im weiteren Verlauf treten sogar Stimulationen auf. Der mit Luzernemehl versetzte Boden zeigt sich insgesamt weniger sensibel, alle Effekte sind weniger stark ausgeprägt, wie besonders bei der höheren Aufwandmenge der PSM (Abb. 5) zu erkennen ist. Bei beiden Böden, deutlicher und länger anhaltend jedoch beim nicht mit Substrat versetzten Boden, treten bei gleichzeitiger Behandlung mit mehreren PSM Kombinationseffekte auf (z.B.: verstärkte Hemmung PR, BPR zu Termin 1). Pirimor und Roundup in **zehnfacher Konzentration** bewirken bei beiden Böden keine Beeinträchtigung der DHA (nur kurzzeitig zu Termin 2 geringe Depression im Boden ohne Luzernemehl). Die Kombination der beiden Wirkstoffe, die in einfacher Aufwandmenge nur kurzzeitig eine geringe Hemmung bewirkte, führt hier zu einer deutlichen Depression (50%), die über den gesamten 11-wöchigen Untersuchungszeitraum anhielt. Beim mit Luzernemehl versetzten Boden fehlt dieser Effekt dagegen völlig. Einsatz von Bayleton in 10x-Konzentration führte bei beiden Böden zu drastischen, irreversiblen Aktivitätsverlusten der Dehydrogenase.

Aus diesen Beobachtungen läßt sich ableiten, daß es für die Bodenmikroflora "kritische" Konzentrationen an toxischen Substanzen gibt. Die Höhe dieser Grenzkonzentration ist abhängig vom Gehalt an mikrobieller Biomasse und deren Aktivitätszustand einerseits, andererseits von der Toxizität des jeweiligen Schadstoffs; hierunter wird im vorliegenden Versuch sowohl die Wirkstoffe als solche als auch jede mögliche Kombination von Wirkstoffen und/oder Metaboliten verstanden. Belastungen, die unterhalb dieses Grenzwertes liegen, führen zu geringen, in jedem Fall aber reversiblen

Aktivitätsschwankungen. Streßbedingte Stimulationen können dabei genauso auftreten wie Aktivitätshemmungen. Bei Überschreiten der kritischen Konzentration treten anhaltende Aktivitätsverluste, die in der Regel mit echten Verlusten an mikrobieller Biomasse einhergehen, auf. In diesem Fall muß die Dauer der Wiederherstellung der ursprünglichen Mikroflora und ihrer Aktivität eine Funktion aller Faktoren sein, die für Mikrobewachstum und -vermehrung von Bedeutung sind, also naturgemäß auch vom Angebot an verfügbaren Nährstoffen.

Zurück zur konkreten Fragestellung, wodurch diese relativ starke und langandauernde Hemmung der DHA nach Applikation der Spritzfolge im ersten Spritzfolge-Gefäßversuch zu erklären ist: die geringe mikrobielle Biomasse und ihre infolge Nährstoffmangel niedrige Aktivität bewirken eine stark verlangsamte Biodegradation der PSM. Dies führt zu einer Aufkonzentrierung toxischer Stoffe, und nach Applikation des vierten Wirkstoffes zum Überschreiten einer kritischen Konzentration oder aber zum Auftreten stärker toxisch wirkender Wirkstoff-Kombinationen, die dann eine drastische Schädigung der Mikroflora zur Folge hat.

Nebeneffekte in solchem Ausmaß kommen im Freiland wahrscheinlich nur sehr selten, dann immer im Zusammenwirken mit anderen Streßfaktoren wie beispielsweise ungünstige Witterungsbedingungen (Kälte, O₂-Mangel infolge von Wassersättigung, wie sie bei der ersten Herbizidspritzung im Frühjahr 1985 vorlagen), vor.

4. Zusammenfassung

1. Die untersuchte Pflanzenschutzmittel-Spritzfolge im Ackerbau verursachte Nebenwirkungen auf die Bodenmikroflora bzw. deren Aktivität. Sie sind unter Freilandbedingungen weder in Ausmaß noch Dauer gravierend und geben keinen Anlaß zu großer Besorgnis im Hinblick auf eine Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit.

2. Ausmaß und Dauer der Nebeneffekte von Pflanzenschutzmittel sind u.a. von Größe und Aktivität der Bodenmikroflora abhängig. Die stärksten Nebeneffekte zeigen sich bei einer wenig aktiven, autochtonen Mikroflora im Laborversuch.

3. Laborversuche mit künstlich aktivierten Bodenleben kommen den normalen Freilandbedingungen am nächsten. Zur Abschätzung eines Risiko-Potentials scheinen aber Laborversuche am nicht substratversetzten Boden geeignet. Eine direkte Übertragbarkeit von Laborversuchen auf Freilandbedingungen ist in keinem Fall möglich.

4. Die Möglichkeit des Auftretens von toxischen Konzentrationen bzw. toxischen Wirkstoffkombinationen kann in engen Spritzfolgen nicht ausgeschlossen werden. Gefährdet sind dabei besonders Böden,

deren mikrobielle Aktivität aufgrund von Umweltfaktoren zeitweilig reduziert ist.

5. Literatur

Kauss, A. et al., 1987: Die Auswirkungen einer Pflanzenschutzmittel-Spritzfolge im Obstbau auf die mikrobiologische Aktivität des Bodens. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., im gleichen Band)
 Thalmann, A., 1967: Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehung zu Fruchtbarkeitsmerkmalen einiger Böden unter besonderer Berücksichtigung der Dehydrogenaseaktivität. Diss. Univ. Gießen

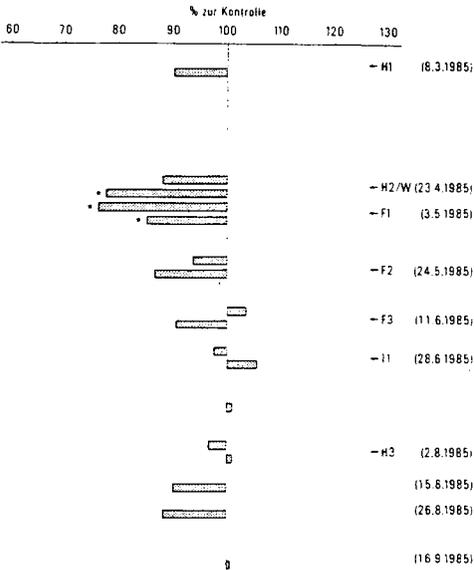


Abb. 1 Beeinflussung der Dehydrogenaseaktivität durch eine PSM-Spritzfolge im Ackerbau (Freilandversuch 1985) * p = 0.05

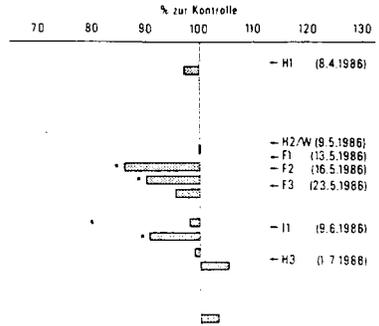


Abb. 2 Beeinflussung der Dehydrogenaseaktivität durch eine PSM-Spritzfolge im Ackerbau (Freilandversuch 1986) * p = 0.05

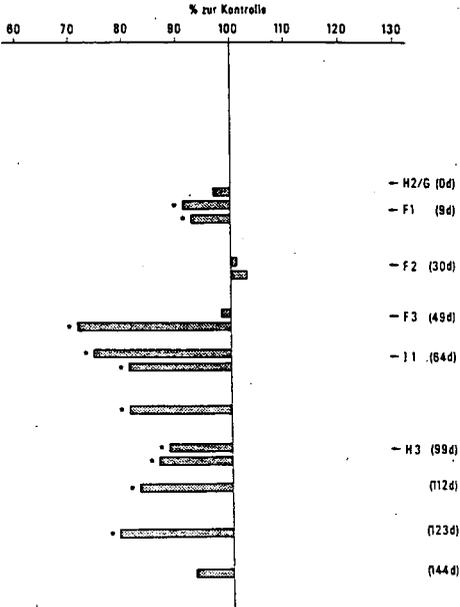


Abb. 3 Beeinflussung der Dehydrogenaseaktivität durch eine PSM-Spritzfolge im Ackerbau (Laborversuch) *p-0.05

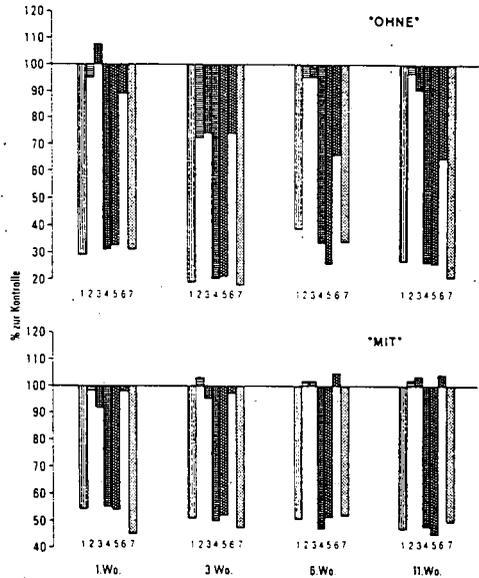
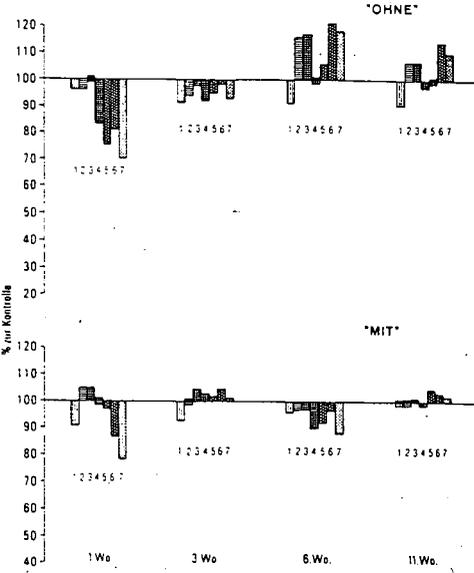


Abb. 4 Beeinflussung der Dehydrogenaseaktivität durch verschiedene PSM und ihre Kombinationen bei einfacher Aufwandmenge mit und ohne Zugabe von Luzernemehl

Abb. 5 Beeinflussung der Dehydrogenaseaktivität durch verschiedene PSM und ihre Kombinationen bei zehnfacher Aufwandmenge mit und ohne Zugabe von Luzernemehl

- 1 - Baylton
- 2 - Primor
- 3 - Roundup
- 4 - Baylton u. Primor
- 5 - Baylton u. Roundup
- 6 - Primor u. Roundup
- 7 - Baylton, Primor u. Roundup

- 1 - Baylton
- 2 - Primor
- 3 - Roundup
- 4 - Baylton u. Primor
- 5 - Baylton u. Roundup
- 6 - Primor u. Roundup
- 7 - Baylton, Primor u. Roundup

Einfluß der Nitratkonzentration auf die Dynamik
der Denitrifikation

von
Trolldenier, G.*

Der Einfluß der Nitratkonzentration des Bodens auf die Denitrifikation ist auf unterschiedliche Weise untersucht worden (Fillery, 1983, Firestone, 1982). In Laborversuchen wurde zumeist mit geschlossenen Gefäßen und einer künstlichen von Beginn an O_2 freien Atmosphäre (He, Ar) oder bei abnehmender O_2 -Konzentration gearbeitet. Zur Untersuchung der Kinetik der Denitrifikation wurde der Boden häufig mit überstehendem Wasser inkubiert. Entweder ist dabei die Abnahme des Nitrats oder die Veränderung der Gaszusammensetzung über die gesamte Versuchsperiode hin in abgeschlossenen Gefäßen ermittelt worden.

Der hier mitgeteilte Versuch wurde ohne aufwendige anaerobe Methodik in offenen Röhrchen durchgeführt, so daß ein Gasaustausch mit der Umgebungsluft erfolgen konnte. Die Röhrchen wurden in zeitlichen Abständen für nur jeweils kurze Zeit verschlossen, um die Raten der N_2O -Freisetzung ohne und mit Acetylenzusatz (Acetylenblockierungsmethode) in Abhängigkeit von der Nitratzugabe, sowie die CO_2 -Produktion zu messen. Außerdem wurden Veränderungen der Nitrat-, Nitrit- und Ammoniumkonzentration im Boden während der Bebrütung erfaßt. Die gewählten Inkubationsbedingungen spiegeln eher natürliche Verhältnisse wider, denn gewöhnlich existiert NO_3^- nicht unter völlig anaeroben Bedingungen sondern wird denitrifiziert, wenn aerobe in anaerobe Verhältnisse übergehen. Zudem wird N_2O in vollkommenen verschlossenen Behältern weiter zu N_2 reduziert, so daß die Rate seiner Freisetzung nicht erfaßt werden kann.

*) Landwirtschaftliche Forschungsanstalt Bünthehof, Bünteweg 8,
3000 Hannover 71

Methodik

Der Versuch wurde in Röhrrchen mit Boden aus dem B_t -Horizont einer Parabraunerde aus Löß durchgeführt. Die Nährstoffgehalte, ermittelt durch EUF (35 min), betragen in mg/100 g Boden: NO_3-N 0.36, N_{org} 0.66, P 0.37, K 3.04, Na 3.42. N_t (Kjeldahl) war 18.3 mg/100 g lufttrockenem Boden und C_{org} 0.12 %. Der pH-Wert betrug ($CaCl_2$) 7.3.

Versuchsdurchführung. Vor dem Einfüllen in Röhrrchen (18x180 mm) wurde der gesiebte lufttrockene Boden angefeuchtet. In die Röhrrchen wurde eine Glucose und verschiedene Nitrat-Konzentrationen enthaltende Lösung gegeben, so daß nach Zugabe des Bodens (10 g lufttrockenem Boden entsprechend) 100 % WK erreicht wurden. Die mit Kappen versehenen Röhrrchen wurden bei 25° bebrütet.

Zur Messung von N_2O und CO_2 wurden jeweils 8 Röhrrchen je Variante mit Gummistopfen verschlossen. Die Messung der Gesamdenitrifikation erfolgte mit der Acetylenblockierungsmethode an jeweils 4 Parallelen, indem 3 ml Luft durch C_2H_2 ersetzt wurden. Außerdem wurde bei 4 weiteren Röhrrchen ohne Zusatz von C_2H_2 der N_2O -Anteil erfaßt. Nach 4 h Inkubation (25°), wurde im GC die freigesetzte Menge an N_2O und CO_2 gemessen. Danach wurden die ohne C_2H_2 belassenen Röhrrchen wieder mit lose aufsitzenden Kappen versehen und weiter bebrütet, während die mit C_2H_2 kontaminierten zu späteren Bodenanalysen eingefroren wurden. Der wieder aufgetaute Röhrrcheninhalt wurde mit 100 ml 2 M KCL versetzt, 1 h geschüttelt und filtriert.

Bestimmung von NO_3^- , NO_2^- und NH_4^+ . In der filtrierten Lösung wurde im Autoanalyser nach Reduktion mit Hydrazin zu Nitrit, dessen Diazotierung mit Sulfanilamid und Kopplung an N-(1-naphtyl)-ethylendiaminhydrochlorid, Nitrat gemessen. Austauschbares Nitrit wurde nach Diazotierung und Kopplung (s.o.) bei 540 nm gemessen. Austauschbares Ammonium wurde nach der Indolphenolblau-methode bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Bei niedriger Nitratkonzentration ist eine deutliche Abhängigkeit der Nitratabbaurate von der vorliegenden Menge gefunden worden (Bowman u. Focht 1974). Vielfach wurde aber festgestellt, daß die

Denitrifikationsrate im Boden unabhängig von der Nitratkonzentration ist. Das trifft vor allem für höhere Nitratkonzentrationen (>100 ppm) zu (Firestone 1982). Auch in dem hier vorgestellten Versuch mit relativ hohen Konzentrationen war die Abbaurrate in den ersten Tagen unabhängig von der Ausgangskonzentration (Abb. 1). Die zwischenzeitliche Nitritanreicherung überschritt auch bei der höchsten Gabe von 400 $\mu\text{g NO}_3^-$ -N/g Boden nicht die bei 250 μg gefundenen Werte. Allerdings blieben die höheren Nitritwerte (>10 $\mu\text{g N/g}$) über einen längeren Zeitraum erhalten. Die dissimilatorische Reduktion von Nitrat zu Ammonium hat, wie sich aus der geringen Veränderung der NH_4^+ -Werte ableiten läßt (Abb. 1), keine Rolle gespielt. Diese Nitratammonifikation scheint nur bei langfristiger Anaerobiose Bedeutung zu haben, wie sie in Sumpfböden vorkommt.

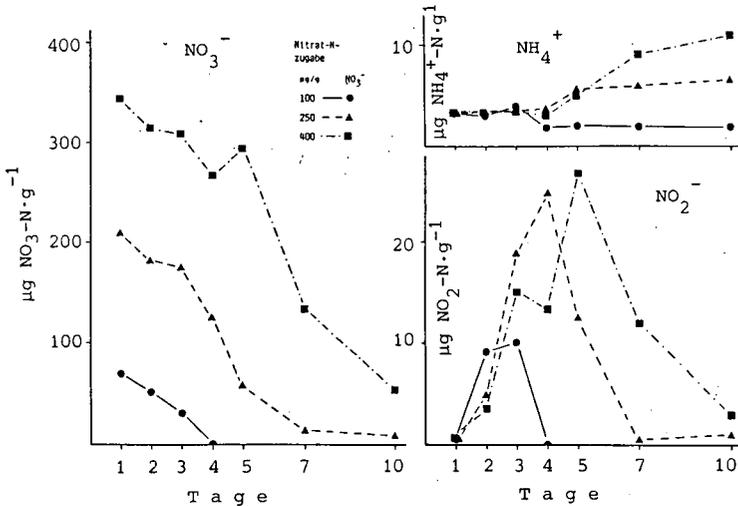


Abb. 1: Veränderung von NO_3^- , NO_2^- und NH_4^+ in Abhängigkeit von der Nitratmenge bei einer Glucosegabe von 5 mg/g Boden

Sowohl die Gesamtmenge an gasförmigen N-Produkten als auch der N_2O -Anteil nahmen mit steigendem Nitratangebot zu. Das läßt sich auch aus Tab. 1 entnehmen, die u.a. die über den gesamten Versuchszeitraum freigesetzten gasförmigen N-Produkte, interpoliert aus den Einzelmessungen, enthält. Bei der niedrigsten Nitratgabe (100 $\mu\text{g NO}_3^-$ /g) trat die höchste Rate bereits nach 2 Tagen auf (Abb. 2). Die Denitrifikation klang schnell wieder ab. Insgesamt wurden nur 10 % (10 $\mu\text{g N}$) gasförmig freigesetzt mit

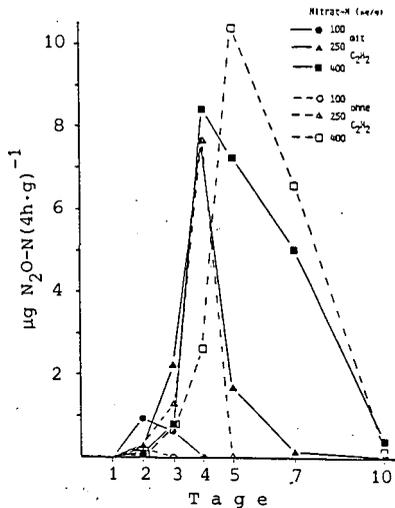
einem N_2O -Anteil von ebenfalls nur 10 %. Bei 250 $\mu\text{g NO}_3^- \text{N/g}$ Boden stieg die Denitrifikationsrate bis zum 4. Tag an. Über den gesamten Versuchszeitraum traten mehr als zwei Drittel der gasförmigen N-Spezies als N_2O auf. Die höchste Nitratgabe hatte die stärkste und langanhaltendste Denitrifikation zur Folge.

Tab. 1: N-Bilanz und gasförmige N-Verluste im Nitrat-Steigerungsversuch (Zugabe von 5 mg Glucose/g)

Nitrat-N- zugabe $\mu\text{g/g}$	N_t bei Versuchs- ende	ΔN_t ¹⁾ $\mu\text{g/g}$	N_2+ N_2O -N	N_2O -N	N_2O -Anteil in %
100	230 \pm 39	53	10	1	10
250	317 \pm 44	116	80	55	69
400	397 \pm 29	186	202	214	106

1) $\Delta N_t = N_t$ des Originalbodens + zugegebener Nitrat-N - N_t bei Versuchsende

Abb. 2: N_2O -Freisetzung in Abhängigkeit von Nitratmenge und Gegenwart von C_2H_2



Als Endprodukt kam ausschließlich N_2O vor. Mit zunehmender Nitratgabe verengte sich das C:N-Verhältnis von 20:1 auf 5:1. Bowman u. Foct (1974) fanden die höchste Denitrifikation bei einem C:N-Verhältnis von 2:1. Legt man die gemessenen gasförmigen N-Verluste zugrunde, so wird mit steigender Nitratgabe ein größerer Anteil denitrifiziert. Er ist am größten bei der höchsten NO_3^- -Stufe, obwohl bei dieser am Versuchsende noch 54 $\mu\text{g N/g}$ als Nitrat im Boden vorlagen.

Beim Vergleich der durch Bilanzierung ermittelten N-Verluste mit den gemessenen gasförmigen findet man unter Berücksichtigung der jeweiligen Streuung eine relativ gute Übereinstimmung zwischen beiden Verfahren (Tab. 1).

Der in dem Versuch beobachtete hemmende Effekt höherer Nitratkonzentration auf die N_2O -Reduktion ist bekannt (Fillery, 1983). Abb. 2 und Tab. 1 zeigen, daß bei sehr hohen Nitratkonzentrationen ausschließlich N_2O gebildet werden kann.

Mit weit geringeren Nitratmengen und Gehalten an verfügbarem mineralisierbarem C, aber bei ähnlichen C:N-Verhältnissen, fanden Firestone et al. (1979) in Kurzzeitbebrütungen unter anaeroben Bedingungen zwar auch einen Anstieg des N_2O -Anteils, doch blieb dieser unter 20 %. Zu der starken N_2O -Entwicklung kann auch beigetragen haben, daß die Bodenproben nicht unter Luftabschluß bebrütet wurden. Bei Zutritt von O_2 steigt das $N_2O:N_2$ Verhältnis an, wenn gleich die Gesamtdenitrifikation drastisch zurückgeht (Firestone et al., 1979).

Die in allen Varianten gleiche CO_2 -Produktion deutet darauf hin, daß die Denitrifikation nicht C limitiert war (Tab. 2), auch wenn zu berücksichtigen ist, daß infolge des denitrifikationsbedingten pH-Anstiegs mit zunehmender Nitratgabe vermehrt CO_2 gebunden wird.

Tab. 2: Freigesetzte Menge an CO_2 -Kohlenstoff im Nitrat-Steigerungsversuch, errechnet aus Kurzzeitbebrütungen mit und ohne C_2H_2 (Zugabe von 2 mg Glucose-C/g)

Nitrat- N-Zugabe µg/g	Freigesetzter CO_2 -C					
	+ C_2H_2			- C_2H_2		
	mg/g	mittlerer CV ¹⁾	freigesetzt in % von zugegeben	mg/g	mittlerer CV	freigesetzt in % von zugegeben
100	0,83	16,9	42	0,85	20,9	43
250	0,78	12,9	39	0,88	13,2	44
400	0,78	31,4	39	0,88	25,2	44

1) CV = Mittlerer Variationskoeffizient: Mittel der Variationskoeffizienten aller Messstermine

Die Anwesenheit von Acetylen war für die CO_2 -Freisetzung ohne Belang. Nur bei längerer Inkubation ist mit einer Metabolisierung von C_2H_2 zu rechnen (Haider et al. 1983). Etwa 40 % der zugegebenen Glucose-C-Menge wurde in allen Varianten veratmet. Geht man von den N_t -Werten und dem zu Versuchende im Boden vorhandenen mineralischen Stickstoff aus, wurden in der mikrobiellen Biomasse mit zunehmender Nitratgabe 45, 117 und 146 $\mu\text{g N/g}$ Boden festgelegt. In der niedrigsten Nitratstufe waren also 50 in der höchsten 37 % des gegebenen Stickstoffs immobilisiert worden.

Zusammenfassung

Das zeitliche Auftreten der einzelnen Reduktionsprodukte bei der Denitrifikation wurde in Abhängigkeit von der Nitratmenge untersucht. Mit zunehmender NO_3^- -Gabe blieben Nitritwerte $>10 \mu\text{g N/g}$ Boden länger nachweisbar, und die Gesamtdenitrifikation stieg an, wobei der N_2O -Anteil bei der höchsten Nitratgabe 100 % erreichte. Die über eine N-Bilanz ermittelten Verluste lagen in gleicher Größenordnung wie die gemessene $\text{N}_2/\text{N}_2\text{O}$ -Freisetzung.

Literatur

- Bowman, R.A. and D.D. Focht: The influence of glucose and nitrate concentrations upon denitrification rates in sandy soils. *Soil Biol. Biochem.* 6, 297-316 (1974)
- Fillery, I.R.P.: Biological denitrification. In: Gaseous losses of nitrogen from plant-soil systems. Freney, J.R., Simpson J.R. (Eds.). Verlag Martinus Nijhoff, Dr. W. Junk, The Hague, Niederlande, S., S. 33-64 (1983)
- Firestone, M.K.: Biological denitrification. In: Nitrogen in agricultural soils. Stevenson, F.J. (Ed.), Am. Soc. Agron. Madison, Wisconsin S. 289-326 (1982)
- Firestone, M.K., M.S. Smith, R.B. Firestone and J.M. Tiedje: The influence of nitrate, nitrite and oxygen on composition of the gaseous products of denitrification in soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43, 1140-1140 (1979)
- Haider; K., A.R. Mosier and O. Heinemeyer: Side effects of acetylene on the conversion of nitrate in soil. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.* 146, 623-633 (1983)

UNTERSUCHUNGEN ZUR INITIALENTWICKLUNG DER MESOFAUNA IN
AUFTRAGSBÖDEN

von

Weidemann, G. *) , u. H. Koehler *)

EINLEITUNG

Anthropogene Auftragsböden (DBG 1985) sind die einzigen Bodentypen, die bei uns zunehmen, meistens im Zusammenhang mit der Vernichtung gewachsener Böden. Sie bilden Lärmschutzwälle, Straßen- und Autobahnböschungen oder Deponieabdeckungen. Wenn diese Gebilde in irgendeiner Weise in die umgebende Landschaft integriert werden oder auch nur ihre intendierte Funktion erfüllen sollen, erfordert dies eine "Rekultivierung", d.h. sie müssen Bestandteil eines Ökosystems werden, das sich durch Energie- und Stoffumsatz bis zu einem gewissen Grad selbst erhalten kann (WEIDEMANN et al. 1982; WEIDEMANN 1985). Für die Persistenz eines Ökosystems sind die am und im Boden stattfindenden Prozesse Remineralisation toter organischer Substanz, Bioretention und Recycling von Nährelementen sowie Steuerung der Umsatzraten von ausschlaggebender Bedeutung (REICHLER et al. 1975). Alle diese Leistungen sind in entwickelten Böden ein Produkt der noch wenig verstandenen Interaktionen zwischen Bodenmikroflora und Bodenfauna. In primären oder sekundären Initialböden müssen die Populationen der beteiligten Organismengruppen sich erst im Verlaufe einer Sukzession ansiedeln und entwickeln.

Uns interessiert, durch welche Organismen, insbesondere durch welche Bodentiere an derartigen Standorten, deren Bodenmaterial häufig aus Fragmenten anderer Ökosysteme besteht ("Störboden"), eine Bodenzone aufgebaut wird, wie schnell dies erfolgt, welchen Anteil Überlebende und Immigranten daran haben, und von welchen Faktoren die Sukzession beeinflusst wird. Dahinter steht neben einer Reihe grundsätzlicher ökologischer Fragen nach den Mechanismen von Sukzessionen und nach der Vorhersagbarkeit der Sukzessionsrichtung auch die praktische, anwendungsorientierte nach der Möglichkeit einer Sukzessionslenkung: Wie läßt sich die Etablierung einer funktions- und leistungsfähigen Bodenfauna fördern?

Untersuchungsgebiet und Probeflächen

Unsere Untersuchungen führten wir in Form von Freilandexperimenten auf einer ehemaligen Bauschuttdeponie am Rande Bremens durch. Diese Deponie erhebt sich 18 - 20 m über die umgebende Moormarsch, die überwiegend als Grünland genutzt wird.

Im Winter 1979/80 wurde ein Großteil des mit einer 60 - 100 cm mächtigen Schicht aus "Störboden" und Baugrubenaushub abgedeckten und bis dahin durch ein sehr unruhiges Relief gekennzeichneten Plateaus planiert, wobei auch die vorhandene etwa 3 Jahre alte Vegetation beseitigt wurde. Diese Maßnahme bewirkte eine starke Bodenverdichtung: Das Areal wurde einer spontanen Vegetationsentwicklung überlassen (Sukzessionsfläche: SUK80). Eine Teilfläche wurde im Mai 1980 oberflächlich gefräst und mit einer Rasenmischung "rekultiviert" (Rekultivierungsfläche: REK80), mit dem Ziel, die Wirkung einer frühzeitig vorhandenen, in Zusammensetzung und Struktur (regelmäßige Mahd) manipulierten Vegetation auf die Sukzession der Bodenzone zu studieren (WEIDEMANN 1985). 1982 und 1985 wurden erneut je eine Sukzessions- und eine Rekultivierungsfläche angelegt (SUK82, SUK85 und REK82, REK85), jedoch nicht durch erneutes Planieren, sondern durch Ausbaggern des vorgesehenen Areals und

*) Universität Bremen, FB 2 (Biologie: Ökologie), Postfach 330 440,, D-2800 Bremen 33

anschließendes Wiederaufschütten des gemischten, von grobem Bauschutt befreiten und durch Mutterboden ergänzten Materials (WEIDEMANN et al. 1987). Die '82er und '85er Flächen unterschieden sich also vor allem durch lockere Schüttung und größere Homogenität von den '80er Flächen. Hinsichtlich ihrer sonstigen Kennwerte stimmten alle Flächen weitgehend überein (Tab. 1); infolge der Lage auf dem Deponie-Plateau besaßen sie keinen Grundwasseranschluß.

Tab. 1: Kennzeichnung der Probeflächen.

SUK = Sukzessionsfläche, REK = Rekultivierungsfläche; t_0 = Sukzessionsbeginn.

Fläche	Größe (m ²)	t_0	Bodenart (CaCl ₂)	pH (%)	CaCO ₃ (%)	C _t (%)	N _t
SUK80	1.900	3/80	IS-sL verdichtet				
REK80	800	6/80	IS-sL Oberfläche gefräst	7.3	1.2	1.4	0.10
SUK82	70	5/82	uS-IS locker geschüttet	7.2	0.5	1.1	0.08
REK82	70						
SUK85	150	5/85	IS locker geschüttet	6.9	0.5	1.6	0.09
REK85	150						

METHODEN

Die Bestimmung der bodenkundlichen Parameter erfolgte nach SCHLICHTING & BLUME (1966). Die Bodenmesofauna wurde anhand von jeweils 6 - 9 Bodenproben (\varnothing 5,6 cm, Tiefe 0 - 12 bzw. 0 - 8 cm, unterteilt in 3 bzw. 2 Schichten) gewonnen. Die Extraktion der Bodenarthropoden erfolgte mit einem Kanister-Gerät nach Macfadyen, die der Enchytraeidae nach O'Connor (vgl. WEIDEMANN & KOEHLER 1985).

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Ausgehend von sehr geringen Anfangsdichten im März 1980 (Enchytraeidae: ca. 100 Ind./m², Acari: 1100 Ind./m², Collembola: 2900 Ind./m²) entwickelten sich auf SUK80 innerhalb von 6 Monaten bis September 1980 Populationen von $26,8 \times 10^3$ Enchytraeidae/m², $43,6 \times 10^3$ Acari/m² und $10,8 \times 10^3$ Collembola/m². Auf der Rekultivierungsfläche REK80 wurden bis zu diesem Zeitpunkt zwei- bis achtmal so hohe Abundanzen erreicht (Abb. 1). Auf beiden Flächen erfolgte anschließend ein Zusammenbruch der Populationen (auf SUK stärker als auf REK), dem erst im Laufe des folgenden Jahres erneute Maxima folgten (WEIDEMANN & KOEHLER 1985). Auf den locker geschütteten '82er und '85er Flächen zeigte die Anfangsentwicklung der Abundanzen einen im Prinzip gleichen aber steteren Verlauf, der vor allem auf den Sukzessionsflächen SUK82 und SUK85 zu deutlich höheren Dichten als auf SUK80 führte (Abb. 1).

Die Abundanzunterschiede zwischen Sukzessions- und Rekultivierungsflächen waren 1982 und 1985 hingegen nicht so gravierend wie 1980 (Ausnahme: Enchytraeidae mit bedeutend höheren Abundanzen auf SUK85 als auf REK85)¹⁾. Zum Verständnis dieser Unterschiede ist die Kenntnis der Vegetationsentwicklung auf den verschiedenen Flächen erforderlich. Trotz des frühen

¹⁾Für die Überlassung unveröffentlichter Enchytraeiden-Daten danken wir H. Born.

Sukzessionsbeginns erlangte der Bewuchs auf SUK80 bis zum September nur einen Deckungsgrad von etwa 50%, während die Vegetation zu diesem Zeitpunkt schon 75% von REK80 deckte (MÜLLER & BOLTE 1985). Der schnell wachsende Rasen bewirkte eine Dämpfung der Temperaturamplitude und eine Erhöhung der relativen Luftfeuchte an der Bodenoberfläche zu einem Zeitpunkt, wo auf SUK80 noch große Flächenanteile der direkten Sonneneinstrahlung ausgesetzt waren (SCHRIEFER 1985). Derartige Veränderungen des Mikroklimas fördern die Abundanzentwicklung von Bodenarthropoden, wie KOEHLER (1983) experimentell belegen konnte.

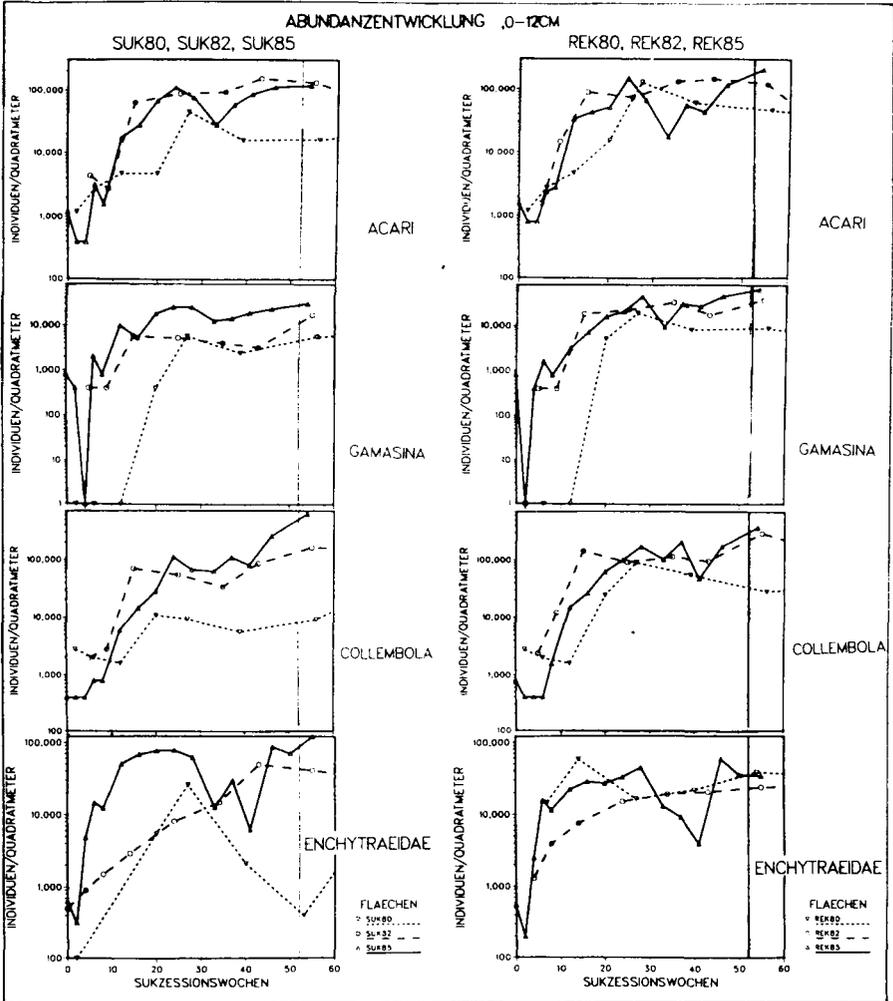


Abb. 1: Abundanzentwicklung der Bodenmesofauna-Gruppen in 0 - 12 cm Bodentiefe in log₁₀-Darstellung. Die Referenzlinie liegt bei einem Sukzessionsjahr

Durch die Rekultivierungsmaßnahmen war ferner der Boden von REK80 bis in etwa 5 cm Tiefe gelockert worden, so daß der Grobporenanteil, Hauptlebensraum der Bodenmesofauna, sich erhöhte. Auf den '82er und '85er Flächen war er demgegenüber von Anfang an locker. Dementsprechend erreichten hier Rekultivierungs- und Spontanvegetation innerhalb von 2 Monaten 100%ige Flächendeckung (WEIDEMANN et al. 1987). Sukzessions- und Rekultivierungsflächen unterschieden sich folglich kaum hinsichtlich Porenraum und (bis zur 1. Mahd) mikroklimatischen Verhältnissen. Rekultivierung bewirkt ferner eine Zufuhr leicht aufschließbarer organischer Substanz in Form von Feinwurzeln. Deren oberflächennahe Konzentration dürfte direkt und indirekt die Abundanzentwicklung auf REK80 mit gefördert haben. So konnten KOEHLER (1984) und ANKER & WEIDEMANN (1985) in Freilandexperimenten, bei denen der Anteil leicht zersetzlicher organischer Substanz im Boden experimentell erhöht worden war, eine erhebliche Abundanzsteigerung von Bodenarthropoden und Enchytraeiden auslösen.

Die Frage, wie weit die geschilderte Abundanzentwicklung der untersuchten Bodentiergruppen Resultat des Populationswachstums von Tieren ist, die die mehrfache Umlagerung des Bodens bei der Einrichtung der Probeflächen überlebt haben, und wie weit sie auf eine echte Sukzession infolge von Immigration und Veränderung des Artenspektrums zurückgeht, läßt sich anhand einer weitergehenden systematisch-taxonomischen Analyse klären. In Tab. 2 sind diejenigen Arten der Enchytraeidae, Acari, Gamasina und Collembola zusammengestellt, die während der ersten Vegetationsperiode auf den verschiedenen Flächen dominant waren.

Tab. 2: Pionier-Arten mit Dominanz-Werten > 10% während der ersten Vegetationsperiode

Gruppe	SUK80	REK80	SUK82	REK82	SUK85	REK85
Enchytraeidae	EBUC	EMIN	EMIN EBUC	EMIN EBUC	EMIN EBUC EBUL	EMIN EBUC EBUL FRID
Acari, Gamasina	ACET RSIL	RSIL ACET	ACET ACET ACOR	ACET RSIL PETA	ACET RSIL PETA	RSIL ACET PETA
Collembola	IPRO	IPRO PMIN	IPRO TKRA	IPRO PMIN TKRA SPUM	FOLS INOT TKRA IPRO TKRA	INOT FOLS IVIR SPUM
Enchytraeidae:			Collembola:			
EBUC	<i>Enchytraeus buchholzi</i>		INOT	<i>Isotoma notabilis</i>		
EMIN	<i>Enchytraeus minutus</i>		IPRO	<i>Isomodes productus</i>		
FRID	<i>Fridericica</i> spp.		IVIR	<i>Isotoma viridis</i>		
EBUL	<i>Enchytraeus bulbosus</i>		SPUM	<i>Sminthurinus pumilis</i>		
			PMIN	<i>Proisotoma minuta</i>		
Acari, Gamasina:			TKRA	<i>Tullbergia krausbaueri/macrochaeta</i>		
ACET	<i>Arctoseius cetratus</i>		FOLS	<i>Folsomia</i> spec.		
ACOR	<i>Ameroseius corbiculus</i>					
PETA	<i>Parasitus eta</i>					
RSIL	<i>Rhodacarellus silesiacus</i>					

Bei allen drei Versuchsansätzen sind die Pionierarten endogäische Kleinformen, die offenbar am besten in der Lage sind, die mit der Flächeneinrichtung verbundenen Materialumlagerungen und sonstigen Störungen zu überstehen (EBUC, EMIN; ACET, RSIL; IPRO, PMIN, TKRA; Artencode s. Tab. 2). Darüber hinaus handelt es sich vielfach um Arten mit kurzen Generationszyklen und hoher Reproduktionsrate (*E. buchholzi*; TRAPPMANN 1952, vermutlich auch *E. minutus*) oder der

Fähigkeit zu parthenogenetischer Fortpflanzung (*T. krausbaueri/macrochaeta*; PETERSEN 1980), also ebenfalls Merkmalen typischer r-Strategen.

Die erfolgreiche Neuansiedlung von Immigranten ließ sich hingegen erst später nachweisen. Wie Abb. 2 für die Gamasina demonstriert, war die generelle Zunahme der Artenzahl bis zum Ende der dritten Vegetationsperiode immer wieder von Rückgängen unterbrochen, besonders stark auf REK80, wo es im Sommer 1982 zu Trockenschäden an der Vegetation kam. Auch ein Vergleich der Artenzahlen und Artenspektren in den verschiedenen Versuchsansätzen weist die Gamasina-Synsien als inkonstanter aus als die der Collembola (Tab. 3). Die Flächenähnlichkeit ist hinsichtlich der Collembolen generell größer als hinsichtlich der Gamasina. Von den insgesamt festgestellten 53 Gamasina-Arten wurden nur 3 auf allen Teilflächen gefunden, während von den 39 Collembola-Arten 10 auf allen Teilflächen nachgewiesen wurden (vgl. WEIDEMANN et al. 1987). Das heißt, daß offenbar die Sukzession der Gamasina-Synsue viel stärker von externen, nicht kontrollierbaren Faktoren abhängig ist als die der Collembola.

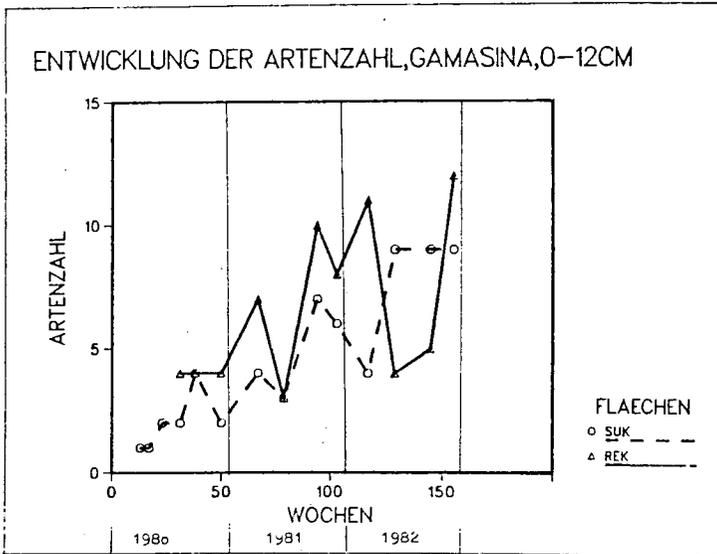


Abb. 2: Entwicklung der Artenzahlen der Gamasina auf SUK80 und REK80

Tab. 3 zeigt anhand des SØRENSEN-Index, daß die größte Übereinstimmung jeweils zwischen den Paarflächen eines Ansatzes besteht, und daß diese bei den Collembola stärker ist als bei den Gamasina.

Tab. 3: Artenzahl und Arten-Identität (SØRENSEN-Index) der Acari, Gamasina (GA) und Collembola (CO) für die Versuchsansätze 1980, 1982 und 1985.

AZ		Collembola							
GA	CO	Flächen	SUK80	REK80	SUK82	REK82	SUK85	REK85	
13	24	SUK80		0.89	0.59	0.62	0.55	0.55	
15	23	REK80	0.64		0.65	0.64	0.56	0.54	
18	20	SUK82	0.42	0.42		0.93	0.60	0.58	
27	21	REK82	0.45	0.43	0.58		0.63	0.62	
27	20	SUK85	0.45	0.52	0.44	0.52		0.89	
31	18	REK85	0.45	0.57	0.49	0.49	0.66		
53	39		Gamasina						

SCHLUBFOLGERUNGEN:

In Auftragsböden aus natürlichem Substrat kann sich rasch eine arten- und individuenreiche Bodenzoozönose etablieren, sofern als Pioniere geeignete Arten die vorausgegangenen Störungen überlebt haben. Die Anfangsentwicklung wird gefördert durch ausreichenden Großporenraum, ausgeglichene mikroklimatische Verhältnisse in Bodennähe und günstiges Nahrungsangebot in Form nicht verfügbarer organischer Substanz. Die drei letztgenannten Bedingungen lassen sich durch Ansaat einer schnellwüchsigen Vegetation positiv beeinflussen. Bei Fehlen lebender Entwicklungsstadien im Bodenmaterial dürfte eine Beimpfung mit "Mutterboden" von Ruderalflächen erfolgreich sein. Obwohl die verschiedenen Versuchsansätze (1980, 1982, 1985) hinsichtlich der Pionierarten weitgehend übereinstimmen, war die Weiterentwicklung uneinheitlich. Während bei den Gamasina Artenzahl und Artenspektrum jeweils stark differenzierten, waren sie bei den Collembola überraschend ähnlich.

Literatur

- ANKER, S. & G. WEIDEMANN (1985): Verh. Ges. f. Ökol. 13: 787-790.
DBG (1985): Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. 44: 1-90.
KOEHLER, H. (1983): In: LEBRUN, P. et al. (ed.): New Trends in Soil Biology. - Proc. 8th. Int. Coll. Soil Zool., 561-567.
KOEHLER, H. (1984): Dissertation Universität Bremen, FB 2, 309 S.
MÜLLER, J. & D. BOLTE (1985): Verh. Ges. f. Ökol. 13: 767-772.
PETERSEN, H. (1980): In: DINDAL, D. L. (ed.): Soil biology as related to land use practice. - Proc. 7th. Int. Soil Zool. Coll. of the ISSS, 806-827.
REICHLER, D. E., O'NEILL, R. V. & W. F. HARRIS (1975): In: VAN DOBBEN, W. H. & R. H. LOWE-MC CONNELL (eds.): Unifying concepts in ecology, Junk, den Haag, 27-43.
SCHLICHTING, E. & H. P. BLUME (1966): Bodenkundliches Praktikum. - Parey, Hamburg, Berlin.
SCHRIEFER, Th. (1985): Z. Kulturtechnik Flurberein. 26: 305-313.
TRAPPMANN, M. (1952): Dissertation, TH Braunschweig.
WEIDEMANN, G. (1985): Verh. Ges. f. Ökol. 13: 751-758.
WEIDEMANN, G., KOEHLER, H. & Th. SCHRIEFER (1981): In: BORNKAMM, R. et al. (eds.): Urban ecology. - 2nd. Europ. Ecol. Symp., 305-313.
WEIDEMANN, G. & H. KOEHLER (1985): Verh. Ges. f. Ökol. 13: 773-779.
WEIDEMANN, G., MATHES, K. & H. KOEHLER (1987): BMFT-Forschungsbericht: Auffindung von Indikatoren zur prospektiven Bewertung der Belastung von Ökosystemen. Bezugsökosystem Ödland unter Pestizid-Belastung, 222 S.

Schadstoffspezies von 2,4-D, 2,4,5-T, PCP und Cd in der Bodenlösung und ihre mikrobielle Toxizität

von

Welp, G. und G.W. Brümmer*)

Im Rahmen eines vom BMFT geförderten Vorhabens zur ökotoxikologischen Bewertung von Umweltchemikalien wurde untersucht, inwieweit die mikrobielle Toxizität von Chemikalien in Böden durch deren Adsorptions- und Löslichkeitsverhalten bestimmt wird und in welchem Umfang weitere Faktoren -wie das Vorliegen unterschiedlicher Wirkstoffspezies in der Bodenlösung- die Toxizität potentieller Schadstoffe beeinflussen.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden Oberbodenproben von 18 Standorten in der BRD verwendet, die bezüglich ihres Stoffbestandes ein breites Spektrum aufweisen (Welp, 1987). Zur Ermittlung der mikrobiellen Toxizität von 2,4-D, 2,4,5-T, PCP und Cd (als $CdCl_2$) diente der Fe(III)-Reduktionstest (Welp und Brümmer, 1985). Beim Einsatz gestaffelter Schadstoffmengen liefert der Test Dosis-Wirkungs-Beziehungen, aus denen die "Effektiven Dosen" (Gesamtgehalte) abgeleitet werden können, die zu einer 10- (ED₁₀) und 50%-igen (ED₅₀) Aktivitätsminderung führen. Die korrespondierenden Lösungskonzentrationen ("Effektive Konzentrationen"; EC₁₀, EC₅₀) werden aus Freundlich-Adsorptionsisothermen abgeleitet.

Ergebnisse und Diskussion

In Tab. 1 sind für die vier eingesetzten Wirkstoffe die in verschiedenen Bodenproben gefundenen Bereiche der ED₁₀- und ED₅₀-Werte sowie die jeweiligen Medianwerte angegeben. Neben einer unterschiedlichen substanzspezifischen Toxizität der Chemikalien vom stark mikroorganismen-toxischen PCP bis hin zum wesentlich weniger wirksamen 2,4-D treten bei den einzelnen Chemikalien in Abhängigkeit vom Bodenmaterial stark variierende toxische Gesamtgehalte auf. Die ED-Werte der Wirkstoffe steigen dabei i.d.R. mit höheren Humusgehalten der Böden deutlich an. Untersuchungen zur Adsorption und Löslichkeit der vier Chemikalien kennzeichnen entsprechend die organische Substanz als Hauptadsorbenten und zeigen, daß die Variationsbreite toxischer Gesamtgehalte zum Teil auf eine unterschiedliche Adsorptionskapazität der Böden, die bei gleichen Gesamtmengen variierende Lösungskonzentrationen der Wirkstoffe bedingt, zurückzuführen ist. Auch die toxischen Lö-

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

Tab. 1: Bereiche und Medianwerte (in Klammern) der in verschiedenen Oberbodenproben gefundenen mikrobiellen ED₁₀-, ED₅₀-, EC₁₀- und EC₅₀-Werte von PCP, Cd, 2,4,5-T und 2,4-D

Chemikalie	ED ₁₀ (mg/kg)	ED ₅₀ (mg/kg)	EC ₁₀ (mg/l)	EC ₅₀ (mg/l)
PCP	1- 90 (4)	6- 2100 (32)	0,02- 0,80 (0,23)	0,2- 12 (1,8)
Cd	5- 95 (31)	85- 1270 (300)	0,01- 1,1 (0,07)	0,3-170 (1,4)
2,4,5-T	9-720 (40)	48- 3500 (175)	5,5 - 90 (22)	10 -330 (125)
2,4-D	38-525 (68)	125->1000 (210)	32 -475 (43)	110 -700 (152)

sungskonzentrationen (EC-Werte) der Wirkstoffe können in verschiedenen Böden beträchtlich schwanken (Tab. 1). Bei PCP z.B. sind für eine 50%-ige Aktivitätsminderung in der Bodenlösung (EC₅₀) Konzentrationen zwischen 0,2 und 12 mg/l erforderlich; dieser Bereich entspricht einem Variationsfaktor von 60 im Vergleich zu dem entsprechenden Faktor für die Gesamt-Dosen (ED₅₀) von 350 (Tab. 1). Die unterschiedliche toxische Wirksamkeit einer Chemikalie in verschiedenen Bodenlösungen wird dabei in starkem Maße durch Einflüsse gelöster bodeneigener Stoffe auf die Schadstoffspezies bestimmt. So treten die Wirkstoffe 2,4-D, 2,4,5-T und PCP -je nach pH des Bodens- als undissoziierte oder anionische Spezies auf, wobei jeweils mit steigendem pH zunehmend H⁺-Ionen der Carboxyl- (2,4-D, 2,4,5-T) oder der Hydroxylgruppe (PCP) abdissoziieren. In Abb. 1 ist die aus den pH-Werten der Chemikalien ableitbare Beziehung zwischen pH und Anionenanteil graphisch dargestellt.

Die Bodenreaktion beeinflusst die Toxizität dieser Gruppe von Wirkstoffen in zweifacher Weise. Niedrige pH-Werte bewirken auf der einen Seite eine verstärkte Adsorption der Chemikalien (vgl. Kukowski und Brümmer, 1987) und begünstigen somit höhere toxische Gesamtgehalte. Andererseits wirken die im sauren Milieu dominierenden ungeladenen Spezies gegenüber Mikroorganismen toxischer als die ionischen Formen, da sie aufgrund der höheren Lipophilie hydromorphe Teile der Zellmem-

bran leichter durchdringen können. Diese Abhängigkeiten wirken sich je nach der Neigung eines Wirkstoffs zur Adsorption unterschiedlich auf die Toxizitätsgrenzwerte (ED- und EC-Werte) aus.

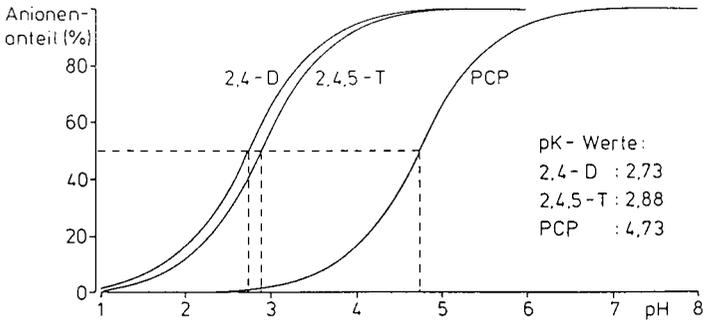


Abb. 1: Berechnete Beziehungen zwischen dem pH einer Lösung und dem prozentualen Anionenanteil von gelöstem 2,4-D, 2,4,5-T und PCP

Wie aus den in Tab. 2 für 2,4-D dargestellten Adsorptionskonstanten (K_f) ersichtlich ist, wird dieser Wirkstoff in Böden nur wenig gebunden. Unter diesen Voraussetzungen wird die Toxizität in verschiedenen Böden im wesentlichen durch die Konzentration und Spezies des Wirkstoffs in der Bodenlösung bestimmt. Mit steigendem pH der Böden steigen die EC_{50} -Werte für 2,4-D stark an (Tab. 2). Der Korrelationskoeffizient für die Beziehung zwischen dem Boden-pH und den EC_{50} -Werten von 2,4-D beträgt $r = 0,96^{***}$.

Tab. 2: Mikrobielle ED_{50} - und EC_{50} -Werte sowie Adsorptionskonstanten nach Freundlich (K_f) für 2,4-D in verschiedenen Oberbodenproben

Boden	pH (CaCl ₂)	ED_{50} (mg/kg)	EC_{50} (mg/l)	K_f (mg/kg)
Braunerde-Gley	4,62	130	112	0,39
Braunerde	4,92	160	143	0,54
Braunerde-Gley	5,06	250	151	1,90
Rieselbraunerde	5,36	500	152	0,66
Parabraunerde	6,81	630	580	0,28
Pseudogley-Gley	7,04	760	695	1,28
Pelosol	7,58	550	505	0,21

Demgegenüber wird PCP in einigen Bodenproben sehr stark adsorbiert (Tab. 3). Mit K_F -Werten von 2 bis 1270 ist bei PCP für die Wirksamkeit mitentscheidend, wieviel der Gesamtmenge durch eine Adsorption an die Feststoffe der Böden immobilisiert wird. Für die Toxizitätsgrenzwerte des PCP's bedeuten diese Wechselwirkungen, daß in den beiden am stärksten versauerten Bodenproben (Rostbraunerde und Anmoorgley, Tab. 3) durch das Überwiegen der toxischeren Phenolspezies die niedrigsten EC-Werte auftreten. Gleichzeitig ist den beiden Proben aufgrund der starken Festlegung des Wirkstoffs in Bezug auf toxische Gesamtgehalte mit die höchste Pufferkapazität zuzuweisen.

Der Wirkstoff 2,4,5-T wird stärker als 2,4-D adsorbiert und nimmt daher im Hinblick auf die geschilderten pH-Abhängigkeiten eine Mittelstellung zwischen 2,4-D und PCP ein.

Tab. 3: Mikrobielle ED₁₀- und EC₁₀-Werte sowie Adsorptionskonstanten nach Freundlich (K_F) für PCP in verschiedenen Oberbodenproben

Boden	pH (CaCl ₂)	ED ₁₀ (mg/kg)	EC ₁₀ (mg/l)	K_F (mg/kg)
Rostbraunerde	3,45	90	0,08	1270
Anmoorgley	4,44	16	0,02	1060
Braunerde	4,91	4	0,23	14
Braunerde-Gley	5,06	17	0,10	148
Parabraunerde	6,81	5	0,46	9
Kalkgley	7,46	28	0,80	33
Pelosol	7,57	4	0,23	11
Rigosol	7,79	1	0,45	2

Zusätzlich zum pH-Einfluß auf die Anionenbildung und damit auf die direkte Toxizität in der Bodenlösung konnte bei dieser Gruppe von Umweltchemikalien eine z.T. sehr enge positive Beziehung zwischen den EC-Werten und den Gehalten der Bodenlösungen an Ca- und Mg-Ionen gefunden werden. Da die Konzentrationen dieser Ionen eng mit dem pH der Böden korrelieren, ist eine eindeutige statistische Trennung der Effekte nicht möglich. Die detoxifizierende Wirkung von Ca und Mg ist -neben positiven physiologischen Wirkungen auf die Zellmembran der Mikroorganismen (Cooke et al., 1986)- möglicherweise auf eine Bildung weniger toxisch wirkender Ca- und Mg-Komplexe mit den Anionen dieser Chemikalien zurückzuführen.

Beim Schwermetall Cd ist die Speziation in anderer Form für die Toxizität von Bedeutung. Die bei den verschiedenen Böden z.T. stark variierenden toxischen Lösungskonzentrationen des Schwermetalls (EC₁₀- und EC₅₀-Werte, Tab. 1) weisen ebenfalls eine Beziehung zur Bodenreaktion auf, wobei jedoch in diesem Fall höhere pH-Werte mit niedrigeren EC-Werten einhergehen. Die unter schwach sauren bis alkalischen Bedingungen gebildeten Hydroxokomplexe des Schwermetalls besitzen wahrscheinlich eine stärkere Toxizität als das freie zweiwertige Kation (Babich und Stotzky, 1980). Daneben wird die Toxizität von Cd in der Lösungsphase durch eine Reaktion mit löslichen organischen Verbindungen und Bildung organischer Cd-Komplexe entscheidend gesenkt. In Abb. 2 ist die korrelative Beziehung zwischen den Gehalten der Bodenlösungen an organischem Kohlenstoff (DOC) und den EC₁₀-Werten von Cd graphisch dargestellt. Mit steigenden Gehalten an gelöstem organischem Kohlenstoff nehmen die EC₁₀-Werte zu und damit die toxische Wirkung von Cd ab. Für Organo-Schwermetall-Komplexe wurde mehrfach eine im Vergleich zu Schwermetallionen verringerte Toxizität gegenüber Mikroben und höheren Pflanzen nachgewiesen (z.B. Pickett und Dean, 1979). Die eigenen Untersuchungen weisen ebenfalls auf die Bedeutung der Cd-Komplexierung für die Toxizität dieses Metalls hin.

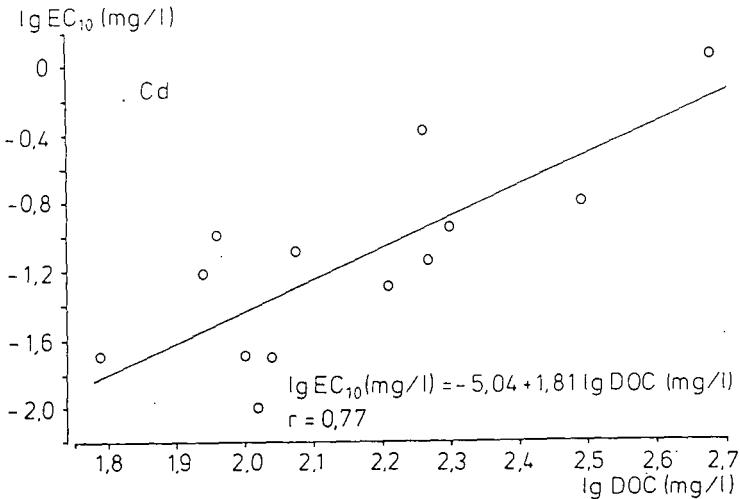


Abb. 2: Beziehung zwischen den Gehalten der Bodenlösungen an organischem Kohlenstoff (DOC) und den EC₁₀-Werten für Cd (Wertepaare logarithmiert)

Die Untersuchungsergebnisse verdeutlichen damit, daß die unterschiedliche Toxizität einer Chemikalie in verschiedenen Böden von der Adsorptionskapazität der Böden sowie durch die Art der Chemikalienspezies in der Bodenlösung und Einflüsse gelöster bodeneigener Stoffe bestimmt wird.

Literatur

- Babich, H. und G. Stotzky, 1980: Environmental factors that influence the toxicity of heavy metal and gaseous pollutants to microorganisms. *Critical Reviews in Microbiology* 8, 99-145.
- Cooke, A.; A. Cookson und M.J. Earnshaw, 1986: The mechanism of action of calcium in the inhibition of high temperature-induced leakage of betacyanin from beet-root discs. *New Phytol.* 102, 491-497.
- Kukowski, H. und G.W. Brümmer, 1987: Untersuchungen zur pH-abhängigen Adsorption ausgewählter Chemikalien durch die organische Substanz der Böden. In diesem Band.
- Pickett, A.W. und A.C.R. Dean, 1979: Cadmium and zinc sensitivity and tolerance in *Bacillus subtilis* subsp. *niger* and in a *Pseudomonas* sp. *Microbios* 24, 51-64.
- Welp, G., 1987: Einfluß des Stoffbestandes von Böden auf die mikrobielle Toxizität von Umweltchemikalien. Dissertation, Kiel, 245 S.
- Welp, G. und G. Brümmer, 1985: Der Fe(III)-Reduktionstest -ein einfaches Verfahren zur Abschätzung der Wirkung von Umweltchemikalien auf die mikrobielle Aktivität in Böden. *Z.Pflanzenernähr.Bodenkde.* 148, 10-23.

Dank

Die Autoren danken dem BMFT für die finanzielle Unterstützung der Arbeit und Herrn Prof. Dr. F. Führ und Mitarbeitern für die Projektbetreuung.

REGENWURMABUNDANZ UNTER VERSCHIEDENEN PFLANZENARTEN
- ERHEBUNGEN IN FRUCHTFOLGEVERSUCHEN

von

Westernacher, E. *

Einleitung

In den Jahren 1985 und 1986 wurden in langjährigen Fruchtfolgeversuchen Untersuchungen zur Regenwurmabundanz durchgeführt. Es interessierte, ob auf diesen Flächen einzelne Früchte so attraktiv sind, daß sich unter ihnen mehr Regenwürmer einfinden und auch dort vermehren. Wäre dies der Fall, könnte durch einen gezielten Anbau bestimmter Früchte eine Besiedlung mit Regenwürmern ermöglicht, oder eine Vermehrung der Tiere am Ort gefördert werden. Die Untersuchungen sind Teil eines von der DFG geförderten Projektes zum Orientierungsverhalten von Regenwürmern (WESTERNACHER et al. 1986).

Untersuchungsstandorte

Bei den Untersuchungsobjekten handelt es sich um langjährige Fruchtfolgeversuche der Bayerischen Landesanstalt für Pflanzenbau und Bodenkultur (München) in Puch. Die Flächen liegen auf entkalkten und teilweise schwach staunassen Böden mit Neigung zu Verschlammung und Verkrustung; vorherrschender Bodentyp sind Parabraunerden mit Übergängen zum Pseudogley. Die Bodenschätzung ergab Schätzwerte von 51/61 - 68/72 Punkten. Ausgewählt wurden 3 Fruchtfolgen und 2 Daueranbauten:

- Daueranbau Mais (seit 1965)
- Daueranbau Weizen (seit 1968)
- Verbesserte Dreifelderwirtschaft (seit 1953)
- Getreidefruchtfolge mit 25 % Mais (seit 1957)
- Getreidefruchtfolge mit 50 % Mais (seit 1957)

Die Übersicht 1 zeigt die Daten der Fruchtfolgen. Jede Pflanzenart rückt jedes Jahr um eine Fläche weiter.

Untersuchungsmethode

Die Würmer wurden mit der Formalinmethode jeweils Anfang September nach Beendigung der sommerlichen Diapause ausgetrieben und sofort in Alkohol abgetötet. Je Fruchtart wurden 10 Wiederholungen à 1/4 m² genommen. 1986 waren leider kurz vor der Probenahme die Getreidestoppeln frisch umgepflügt worden, so daß die Gänge der Tiere verschüttet wurden, weshalb weniger Tiere ermittelt werden konnten.

Es traten auf den beprobten Flächen 5 verschiedene Spezies auf: *Lumbricus terrestris*, *L. rubellus*, *Allolobophora caliginosa*, *A. rosea* und *Octolasion lacteum* (WILCKE 1969). Die dominante Art war *A. caliginosa*.

*) Inst. f. Bodenkunde und Bodenerhaltung, Wiesenstr. 3-5
6300 Giessen

Obersicht 1: Anbauplan der Fruchtfolgen in den Jahren 1985/86

Verbesserte Dreifelderwirtschaft

Feld	1985	1986
I	Rotklee	W-Weizen
II	S-Gerste	Rotklee
III	W-Weizen	S-Gerste
IV	Kartoffel	W-Weizen
V	Hafer	Kartoffel
VI	W-Weizen	Hafer

Getreidefruchtfolge mit 25 % Mais

Feld	1985	1986
I	Hafer	K-Mais
II	S-Gerste	Hafer
III	W-Weizen	S-Gerste
IV	K-Mais	W-Weizen

Getreidefruchtfolge mit 50 % Mais

Feld	1985	1986
I	K-Mais	K-Mais
II	S-Gerste	K-Mais
III	W-Weizen	S-Gerste
IV	K-Mais	W-Weizen

Ergebnisse

Die Verteilung der Regenwürmer in den Jahren 1985 und 1986 für die einzelnen Fruchtfolgen und Daueranbauten ist in den Abbildungen 1 und 2 dargestellt. Sie zeigen, daß die Populationen unter den verschiedenen Früchten nicht gleich stark sind, sondern Unterschiede auftreten.

Mit Abstand die meisten Tiere fanden sich unter Mais-Daueranbau, mit der gesamten Palette der 5 vorhandenen Spezies. Dieser Standort scheint jedoch für Regenwürmer günstig gewesen zu sein, da der Schachtelhalm, der dort überall wuchs, auf Feuchtigkeit im Unterboden hindeutet, wodurch eine stetige - für die Regenwürmer notwendige - Feuchtigkeitzufuhr gewährleistet war. Betrachtet man jedoch die Getreidefruchtfolgen, ist auch hier der Besatz in den Maisflächen jeweils der höchste. Ebenfalls eine hohe Abundanz findet sich unter den Haferflächen sowie unter Rotklee. Geringer Besatz ist unter den übrigen Getreideflächen - mit Ausnahme des Weizens nach Klee - zu finden.

Die Signifikanzen der Besatzunterschiede zwischen den Früchten sind aus der Übersicht 2 ersichtlich:

Übersicht 2: Signifikanzniveaus der Besatzunterschiede unter verschiedenen Früchten

1985
Verb. Dreifelderw.

	Ka	Sg	We
Ha	**	**	**
RK	**	**	**
WW			*

1986
Verb. Dreifelderw.

	We	Sg
Ka	**	**
RK	**	**
Ha	**	**

Getreidefruchtfolge
mit 25 % Mais

	Sg	WW
Km	**	**
Ha	**	**

Getreidefruchtfolge
mit 25 % Mais

	Sg	WW	Ha
Km	**	**	**

Getreidefruchtfolge
mit 50 % Mais

	Sg
Km	**
Ma	**

Getreidefruchtfolge
mit 50 % Mais

	Sg	WW
Ma	**	**
Km,		**

In beiden Jahren liegen, obwohl die Früchte auf eine andere Fläche gerückt sind, die Wurmpopulationen unter Klee, Hafer und Mais signifikant über den anderen Pflanzen ihrer jeweiligen Fruchtfolgen. Bestimmte Pflanzenarten fördern offenbar die Wurmpopulation und erhöhen ihre Abundanz, während andere Pflanzen diese Wirkung nicht zeigen.

Der Anstieg der Populationsstärke unter einzelnen Feldfrüchten, wie ihn auch LOFS-HOLMIN (1983) beschreibt, kann zum einen auf Vermehrung beruhen, zum anderen in einer Wanderung der Tiere begründet sein.

Durch das Nebeneinander zeitlich aufeinanderfolgender Fruchtfolgeglieder ist die Möglichkeit gegeben, die einzelnen Flächen des Standortes miteinander zu vergleichen und auf diesem Wege festzustellen, ob Regenwürmer standorttreu sind. Das Ergebnis dieses Tests für die zwei Jahre ist im folgenden dargestellt:

In der Verbesserten Dreifelderwirtschaft sind auf den Flächen I

und II mit dem Wechsel von Rotklee nach Winterweizen und von Sommergerste nach Rotklee signifikante Mengenunterschiede festzustellen.

In den Getreidefruchtfolgen, die wegen des Umbruchs 1986 etwas vorsichtig zu betrachten sind, kann man bei 25 % Mais den Populationsrückgang beim Übergang von Mais nach Weizen und bei 50 % Mais die Abnahme/Zunahme bei den Übergängen auf den Flächen I (Mais nach Mais), II (Mais nach Gerste) und IV (Weizen nach Mais) absichern.

Schlußbetrachtung

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen, daß Regenwürmer nicht an einen einmal aufgesuchten Standort gebunden sind, sondern daß sie diesen "gezielt" verlassen können und sich dann dort ansiedeln, wo ihnen die Umweltbedingungen besser zusagen. Dies zeigt sich darin, daß die Abundanzen unter den verschiedenen Früchten nicht nur in einem Jahr differieren, sondern dies sich im Folgejahr auf einer jeweils anderen Parzelle in ähnlicher Weise wiederholt. Es überrascht, daß Mais so gut abschneidet, während beim Getreide Gerste und Weizen im Vergleich zu Hafer so wenig attraktiv wirken.

Um sonstige Faktoren außer den angebauten Früchten auszuschließen, müßten bei den ausgewählten Fruchtfolgen jeweils eine ganze Rotation betrachtet werden, jedoch deuten die gefundenen Ergebnisse durchaus auf Wanderbewegungen der Regenwürmer zu den ihnen zugänglichen Flächen hin.

Diese Tatsache kann man sich z.B. bei der Neubesiedlung einer rekultivierten Fläche mit Regenwürmern zunutze machen, indem man solche Früchte in den Randbereichen anbaut, die für die Tiere attraktiv sind, oder indem man Parzellen mit diesen Pflanzen in eine Fläche einstreut und eventuell mit Tieren besückt.

Literatur

Lofs-Holmin, A. 1983

Earthworm population dynamics in different agricultural rotations

in: Earthworm Ecology: 151-160 J. Satchell (Ed)

Westernacher, E. und O. Graff 1986

Orientation behaviour of earthworms towards different crops, Biol. and Fertil. of Soils 3: 131-133

Wilcke, D.E. 1969

Oligochaeta

in: Die Tierwelt Mitteleuropas, 161 S

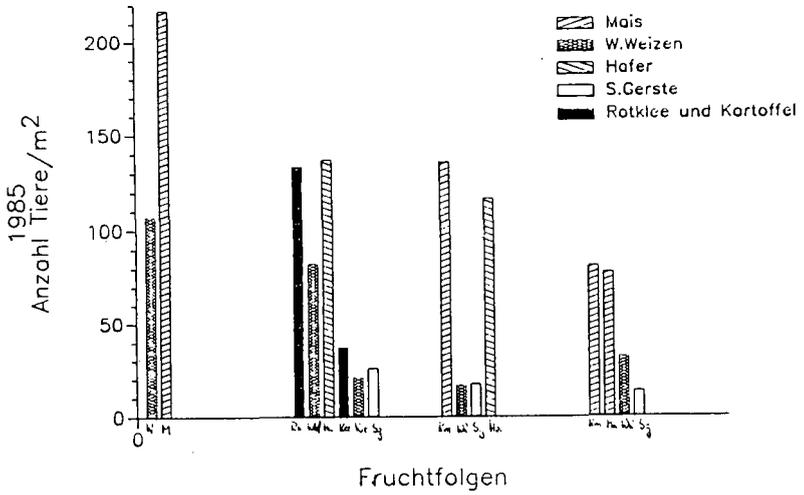


Abb. 1: Abundanz von Regenwürmern unter zwei Daueranbauten und drei langjährigen Fruchtfolgen 1985

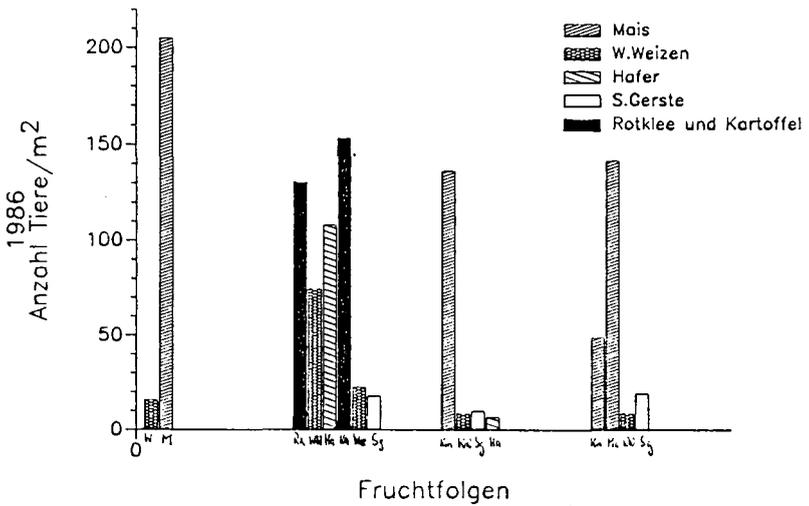


Abb. 2: Abundanz von Regenwürmern unter zwei Daueranbauten und drei langjährigen Fruchtfolgen 1986

K O M M I S S I O N

IV



Regional differenzierte Abschätzung des möglichen Beitrags
der Landwirtschaft zur Nitrat-Belastung des Sickerwassers
in der Bundesrepublik Deutschland

von
Bach, M. 1)

1. Einleitung

In Anbetracht der Vielzahl der möglichen Ursachen erhöhter Nitratgehalte im Grundwasser erscheint es wenig zweckmäßig, wenn pauschale Ansätze zur Lösung des Nitratproblems verfolgt werden, welche die jeweiligen standortspezifischen Gegebenheiten der landwirtschaftlichen Produktion nicht berücksichtigen.

Diese Untersuchung (s.a. BACH 1987) stellt einen Ansatz vor, nach dem der Beitrag der Landwirtschaft zur Nitratbelastung des Sickerwassers flächendeckend für das Bundesgebiet regional differenziert abgeschätzt und bewertet werden kann.

Es wird vereinfachend davon ausgegangen, daß im wesentlichen zwei Gruppen von Einflußgrößen den Nitrataustrag aus landwirtschaftlich genutzten Flächen bestimmen:

1. die landwirtschaftlichen Betriebs- und Bodennutzungs-Verhältnisse
2. die natürlichen Standortverhältnisse.

2. Methodik

Die regionale Differenzierung erfolgt mit Hilfe gerasterter Karten (Auflösung 3 x 3 km). Kartographische Grundlagen:

- Bodenkarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 Mio.*)
(HOLLSTEIN 1963)
- Waldbedeckung in der Bundesrep. Deutschland 1:1 Mio.*)
- Grenzen der Kreise und kreisfreien Städte 1:1 Mio.*)
- Jahres-Temperatur (Mittel 1931 - 1960) 1:1 Mio.*)
- Jahres-Niederschlag (Mittel 1931 - 1960) 1:2 Mio.**)
- Niederschlags-Verhältnis (Mittel 1931 - 1960) 1:2 Mio.**)

Statistische Grundlagen: Agrarstatistik des STATIST. BUNDESAMTES über Anbauverhältnisse, Hektarerträge und Viehzahlen in den Kreisen und kreisfreien Städten in den Jahren 1979 bis 1983.

1) Institut f. Bodenwissenschaften, Abt. Bodenkunde, der Universität Göttingen, Von-Sieboldstr. 4, 3400 Göttingen
2) *) Die Karten wurden in gerasterter Form von der Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie (BFANL), Bad Godesberg, zur Verfügung gestellt.
**) Quelle: HYDROLOGISCHER ATLAS (1978); Digitalisierung und Rasterung erfolgten durch den Verfasser

3. Natürliche Standortverhältnisse

Die hydrologischen Bodeneigenschaften werden aus der gerasterten Bodenkarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 Mio. (HOLLSTEIN 1963) abgeleitet. Jedem Bodentyp wird nach einer jeweils fünf-fach gestuften Klasseneinteilung ein mittlerer Wert der Feldkapazität, der nutzbaren Feldkapazität und der effektiven Durchwurzelungstiefe zugeordnet.

Der Gesamtabfluß eines Rasterelements wird zunächst mit Hilfe einer einfachen Regressionsgleichung von LIEBSCHER u. KELLER (1979) ermittelt. Zur Berechnung der Sickerwasser-Spende wird der Gesamtabfluß nach LIEBSCHER u. KELLER um den (geschätzten) Betrag des Oberflächen-Abflusses vermindert; außerdem sind einige Restriktionen bezüglich der maximalen Jahresverdunstung in den Gebietseinheiten mit in die Regressionsgleichung aufzunehmen.

Aus der Charakterisierung der natürlichen Standortverhältnisse ergeben sich für jedes Rasterelement drei standortabhängige Kenngrößen für die Bewertung der Nitratgefährdung durch die Landwirtschaft:

- Die mittlere jährliche Sickerwasser-Spende
- Die mittlere jährliche Sickerwasser-Verlagerungstiefe bzw. die Sickerstrecke (dm/a) als Quotient aus der Sickerwasser-Spende (mm/a) und dem Wassergehalt bei Feldkapazität (mm/dm).
- Die mittlere jährliche Auswaschungs-Gefährdung für Nitrat (in % der effektiven Durchwurzelungstiefe): Verhältnis von Sickerstrecke zur effektiven Durchwurzelungstiefe des Bodens.

4. Landwirtschaftliche Betriebs- und Bodennutzungs-Verhältnisse

Zur Kennzeichnung des Nitrat-Belastungspotentials aus den landwirtschaftlichen Betriebs- und Bodennutzungs-Verhältnissen werden nach dem in Tab. 1 aufgeführten Schema Stickstoff-Bilanzen für die Rasterelemente (mit mehr als 1 % LF) berechnet.

Aus der Summierung der N-Zufuhren und der N-Abfuhr in Bezug auf den durchwurzelten Bodenbereich der landwirtschaftlich genutzten Fläche ergibt sich ein - in der Regel positiver - Bilanzsaldo. Unter der Voraussetzung, daß die Menge an Stickstoff, die in der organischen Substanz des Boden gebunden ist, längerfristig konstant bleibt, entspricht dieser N-Überschuß den Stickstoff-Verlusten aus dem durchwurzelten Bodenbereich, mit denen im längerfristigen Mittel zu rechnen ist.

Tab. 1: Schema einer vereinfachten Stickstoff-Bilanz

N-Zufuhren:	mineralische N-Handelsdünger
	wirtschaftseigene Dünger aus der Viehhaltung (vermindert um deren Lagerungs- u. Ausbringungs- Verluste)
	Niederschlag
- N-Entzüge :	Erntesubstanz, die von der landwirtschaftlich genutzten Fläche abgefahren wird
<hr/>	
= N-Saldo	: N-Verluste durch Denitrifikation und Auswaschung
<hr/>	

Der N-Verlust tritt sowohl in Form von Denitrifikation als auch durch Nitrat-Auswaschung in Erscheinung. Über die Anteile dieser beiden Verlustgrößen können derzeit allerdings keine Voraussagen gemacht werden.

In der vorliegenden Untersuchung wird die Höhe des N-Überschusses (der N-Bilanzsaldo) als eine Kenngröße verwendet, welche die spezielle Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung in Bezug auf den Stickstoff-Haushalt der Böden beschreibt. Der N-Überschuß dient somit als Kriterium zur Abgrenzung von Regionen mit einer unterschiedlichen potentiellen Nitratgefährdung aufgrund der verschiedenen landwirtschaftlichen Betriebs- und Bodennutzungssysteme.

Tabelle 2 zeigt die Mittelwerte der einzelnen Glieder der Stickstoff-Bilanz, die nach dem oben dargestellten Verfahren errechnet worden sind.

Tab. 2: Mittelwerte und Standardabweichungen der N-Bilanzglieder im Bundesgebiet (mit dem Anteil der LF in den Rasterelementen gewichtet), Durchschnitt der Jahre 1979 bis 1983 (n = 21852 Rasterelemente mit mehr als 1 % LF)

Bilanzglied	Mittelwert --- kg N*ha ⁻¹ *a ⁻¹ ---	Standardabweichung
Zufuhr: - Mineraldünger	123.3	34.5
- wirtschaftseigener Dünger	78.3	32.1
- Niederschlag	20.0	-
Summe Zufuhren	221.6	37.7
Entzug	118.9	19.0
Saldo (N-Überschuß)	102.7	23.9

Als ergänzende Betrachtung sind Stickstoff-Bilanzen für je einen Beispielbetrieb der Betriebstypen Marktfrucht, Futterbau und Veredelung berechnet worden, deren Flächenausstattung, Naturalerträge und Viehbesatz jeweils annähernd repräsentativ für den Durchschnitt dieser Betriebstypen im Bundesgebiet sind. Danach weist das Nitrat-Belastungspotential der drei Beispiel-Betriebe ganz erhebliche Unterschiede auf: im Mittel der Jahre 1983/84 und 1984/85 beträgt der (flächenbezogene) N-Überschuß für den Marktfrucht-Betrieb 41 kg N/ha LF, für den Futterbau-Betrieb 100 kg N/ha LF und für den Veredelungs-Betrieb 207 kg N/ha LF.

Der Mittelwert des N-Bilanzsaldos allein reicht also u.U. für eine vollständige Charakterisierung der landwirtschaftlichen Betriebs- und Bodennutzungssysteme in den Gebietseinheiten nicht aus, da auch die Streuung der N-Überschüsse innerhalb eines Rasterelement eine Rolle spielt. Das könnte insbesondere dann von Bedeutung sein, wenn man annimmt, daß die Gefährdung durch Nitratauswaschung nicht linear mit der Höhe des N-Überschusses zunimmt, sondern überproportional ansteigt.

5. Ansätze zur regionalen Differenzierung des Nitrat-Belastungspotentials

Aus der Kombination von jeweils einem der drei Standortparameter mit dem N-Überschuß ergeben sich drei Kenngrößen, die zu einer Bewertung der Nitratgefährdung durch die Landwirtschaft in Abhängigkeit von den Standortbedingungen herangezogen werden können:

1. "Potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser": Quotient aus N-Überschuß und jährlicher Sickerwasser-Spende. Diese Größe verdeutlicht, mit welcher mittleren Nitrat-N-Konzentration im Sickerwasser im mehrjährigen Durchschnitt bei gleichbleibenden Bewirtschaftungsverhältnissen zu rechnen wäre, wenn in der ungesättigten Zone kein Nitratabbau stattfindet.

Der Jahres-Mittelwert der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser aus landwirtschaftlich genutzten Flächen würde danach im Bundesgebiet rund 42 mg N/l betragen, wenn keine Denitrifikationsverluste eintreten.

2. "Potentielle Nitratbelastung": für alle Gebietseinheiten (mit mehr als 1 % LF) werden die normierte Standardabweichung des N-Überschusses und die normierte Standardabweichung der Sickerwasser-Verlagerungstiefe bzw. der Auswaschungs-Gefährdung berechnet und jeweils addiert. Daraus ergibt sich als Bewertungskriterium eine Größe, welche die relative Abweichung eines Rasterelements vom Mittelwert im Bundesgebiet ausdrückt und die hier "potentielle Nitratbelastung" genannt wird.

Die Beurteilung an Hand der "potentiellen Nitratbelastung" erfolgt unabhängig von den physikalischen Dimensionen der Parameter, die in die Bewertung eingehen. Damit wird die regionale Differenzierung losgelöst von der absoluten Höhe der Maßgrößen. Sie stützt sich ausschließlich auf eine Maßzahl, die das Nitrat-Belastungspotential einzelner Gebietseinheiten in Relation zueinander bzw. relativ zum Durchschnitt im Bundesgebiet abschätzt.

Die Kartendarstellungen zur regionalen Verteilung der drei Kenngrößen im Bundesgebiet sind bei BACH (1987) abgebildet.

6. Schlußfolgerungen

Nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand kann nicht vorausgesagt werden, von welchen Faktoren das Ausmaß des Nitratabbaus abhängt. Die Kenngrößen "potentielle Nitratkonzentration" und "potentielle Nitratbelastung" stehen in diesem Zusammenhang für bestimmte Vorstellungen über die Bedeutung verschiedener Teilprozesse der Stickstoff-Dynamik in der ungesättigten Zone.

Unterstellt man eine konstante Menge oder Rate des Nitratabbaus, die weder von der Mächtigkeit der ungesättigten Zone noch von der Verlagerungsgeschwindigkeit abhängig ist, so wäre die "potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser" die geeignete Bewertungsgröße.

Wenn die Denitrifikations-Verluste kontinuierlich über die gesamte Tiefe der ungesättigten Zone eintreten, d.h. eine Funktion der Zeit sind, dann wäre die "potentielle Nitratbelastung", berechnet aus N-Überschuß und jährlicher Sickerwasser-Verlagerungstiefe, die zutreffendste Bewertungsgröße. Die Nitratgefährdung wäre dabei eine Funktion der Verweildauer des Sickerwassers

in der ungesättigten Zone. Dies setzt allerdings voraus, daß der mittlere Grundwasser-Flurabstand eines Standortes bekannt ist.

Die "potentielle Nitratbelastung", berechnet aus N-Überschuß und Auswaschungs-Gefährdung, macht die Berücksichtigung der ungesättigten Zone bei der Bewertung überflüssig und beschränkt die Betrachtung auf die Wurzelzone. Dabei wird angenommen, daß Nitrat überwiegend im durchwurzelten Bodenbereich abgebaut wird. Die potentielle Nitratbelastung fällt danach umso höher aus, je rascher die Bodenlösung aus der Wurzelzone verdrängt wird; der Denitrifikation im Verlauf der weiteren Sickerwasser-Passage durch die ungesättigte Zone wird keine Bedeutung beigemessen.

Beide Verfahren zur Kalkulation der potentiellen Nitratbelastung unterstellen, daß regional unterschiedlich starke Denitrifikation stattfindet. Die Verzerrungen in der Bewertung einzelner Regionen im Bundesgebiet kommen u.a. dadurch zustande, daß die unterschiedliche Verteilung der Denitrifikations-Parameter mit den hydrologischen Standortunterschieden nur unzureichend beschrieben werden kann. Alle übrigen Faktoren, die den Nitratabbau in der ungesättigten Zone möglicherweise wesentlich stärker beeinflussen, werden dabei nicht mit erfaßt.

Die "potentielle Nitratbelastung" hebt zudem ausschließlich auf die absolute Nitrat-Fracht ab und vernachlässigt den Verdünnungseffekt in der Bodenlösung, der mit einer Zunahme der Sickerwasser-Spende verbunden ist. Außerdem ist bei beiden Ansätzen zu überlegen, wie der Standort-Parameter (Sickerwasser-Verlagerungstiefe bzw. Auswaschungs-Gefährdung) mit der Bewertungsgröße der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (N-Überschuß) zu verknüpfen ist.

In der vorliegenden Untersuchung sind die beiden Größen jeweils addiert worden. Damit wird unterstellt, daß sie voneinander unabhängig sind und daß beide mit dem gleichen Anteil zur Nitratgefahrung des Sickerwassers beitragen. Es ließen sich auch andere Verknüpfungen herstellen, die andere Vorstellungen über die Bedeutung einzelner Teilprozesse der Nitratauswaschung zum Ausdruck bringen.

Die "potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser" bewertet dagegen nur den Konzentrierungseffekt in der Bodenlösung und vernachlässigt die Bedeutung der übrigen Vorgänge. Da bei der potentiellen Nitratkonzentration die Sickerwasser-Menge invers zum N-Überschuß in die Berechnung eingeht, entsteht im Vergleich zur potentiellen Nitratbelastung zwangsläufig ein völlig unterschiedliches Bild der regionalen Verteilung.

Welches der drei dargestellten Konzepte zur Bewertung des Beitrags der Landwirtschaft zur Nitratbelastung des Sickerwassers die tatsächlichen Verhältnisse am besten beschreibt, kann nicht abschließend beantwortet werden. Mit dieser Untersuchung soll vor allem darauf hingewiesen werden, daß mögliche Ansätze zur Lösung des Nitratproblems eine regional differenzierende Betrachtung erfordern. Dafür soll ein methodischer Ansatz zur Diskussion gestellt werden.

7. Zusammenfassung

Maßnahmen zur Lösung des Nitratproblems erfordern eine regional differenzierte Betrachtung. In dieser Untersuchung erfolgt die regionale Differenzierung auf der Grundlage von gerasterten Karten des Bundesgebietes mit Gebietseinheiten von 3 x 3 km.

Zur Kennzeichnung der Nitratgefährdung aufgrund der natürlichen Standortverhältnisse werden für jedes Rasterelement die drei Größen "Sickerwasser-Spende", "Sickerwasser-Verlagerungstiefe" und "Auswaschungs-Gefährdung" ermittelt.

Die Flächennutzungs-Verhältnisse in den Gebietseinheiten werden aus der Agrarstatistik abgeleitet. Zur Charakterisierung der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung werden Stickstoff-Bilanzen für die Rasterelemente berechnet.

Der N-Überschuß der N-Bilanz wird jeweils mit einer der drei standörtlichen Kenngrößen zu einer einzigen Maßzahl zusammengefaßt. Danach sind z.T. erhebliche Unterschiede in der Bewertung verschiedener Gebiete zwischen den Maßzahlen der "potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser" und der "potentiellen Nitratbelastung" festzustellen.

Die Ursachen für diese Diskrepanz sind u.a. in den unzureichenden Voraussetzungen zu suchen, die zur Erfassung und Bewertung der regional unterschiedlichen Höhe der Denitrifikations-Verluste erforderlich sind.

8. Literatur

- BACH, M. (1987): Die potentielle Nitratbelastung des Sickerwassers durch die Landwirtschaft in der Bundesrepublik Deutschland - eine regional differenzierende Abschätzung. Göttinger Bodenkundl. Berichte, Bd. 93, 1-186 (in Vorber.)
- HOLLSTEIN, W. (1963)(Bearb.): Bodenkarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1 : 1 Mio. Hrsg. v. d. Bundesanstalt f. Bodenforschung, Hannover
- HYDROLOGISCHER ATLAS der Bundesrepublik Deutschland (1978):
- Kartenband - (Leitung: R. KELLER). Hrsg. i.A. der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Bonn
- LIEBSCHER, H.J., u. KELLER, R. (1979): Abfluß. In: HYDROLOGISCHER ATLAS der Bundesrepublik Deutschland - Textband - (Leitung: R. KELLER). Dtsch. Forschungsgem., Bonn, 90-159
- STATISTISCHES BUNDESAMT: Fachserie 3;
Reihe 3.1.1: Bodennutzung -Gliederung der Gesamtflächen (1985)
Reihe 3.1.2: Bodennutzung -Landw. gen. Flächen (versch. Jg.)
Reihe 3.2.1: Pflanzl. Erzeugung -Wachstum u.Ernte (vrsch. Jg.)
Reihe 4.1 : Viehbestand (versch. Jg.)

Dem Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten ist für die finanzielle Unterstützung zu danken.

Ein Vergleich der Methoden zur Bestimmung von NH_4^+ und NO_3^- an Bodenproben -- verschiedene Extraktionsmittel und Bestimmungsverfahren

von
Becker, K.-W.*

Der Begriff N_{min} beschreibt die Summe von austauschbar gebundenem Ammonium und gelöstem Nitrat im Boden (SCHARPF, 1977). Bei der Bestimmung dieser N-Fractionen an Bodenproben und in Lysimeterabläufen stießen wir auf methodische Schwierigkeiten, deren Mitteilung wichtig erscheint.

Zur Extraktion von NH_4^+ und NO_3^- aus Bodenproben wird vom VDLUFA das Schütteln feldfeuchter Proben mit 1n NaCl + 0,1m CaCl₂ empfohlen. Daneben sind andere Extraktionsmittel wie 2m KCl, gesättigte K₂SO₄, 1%ige K₂SO₄, 1%ige KAl(SO₄)₂, 0,01m CaCl₂ und H₂O gebräuchlich. Ammonium wird im abfiltrierten Extrakt kolorimetrisch nach Anfärben mit Indophenolblau, mit der NH_4^- -Elektrode oder titrimetrisch nach Dampfdestillation, NO_3^- häufig UV-photometrisch bestimmt.

Soll zusätzlich die Zusammensetzung der N-Isotope des N_{min} ermittelt werden, empfiehlt sich das Verfahren der Dampfdestillation zur Bestimmung von NH_4^+ (nach Zugabe von MgO) und NO_3^- (Zugabe von Devardas Legierung). Die Destillate werden getrennt aufgefangen, der N-Gehalt wird titrimetrisch bestimmt. Dieser Analysegang wurde von BREMMNER und KEENEY (1966) mit 2m KCl als Extraktionsmittel geprüft und empfohlen.

Ammonium

In eigenen Versuchen ließ sich dem Boden zugesetztes und in Austauschbindung übergegangenes NH_4^+ nur mit K⁺ als Austauschpartner in mindestens 0,8m Konzentration quantitativ bestimmen. Andere Extraktionslösungen ergaben geringere Wiederfindungsraten, wie Tab. 1 zeigt.

Tab. 1: Wiederfindungsrate von NH_4^+ , das der Ackerkrume einer Löß-Parabraunerde in einer Menge von 50 kg/ha (=100) zugesetzt war, durch verschiedene Extraktionsmittel bei einem Verhältnis Boden : Lösung = 1 : 2 bis 1 : 5

Extraktions- mittel	2m KCl	ges. K ₂ SO ₄	1m NaCl+ 0,1mCaCl ₂	2m CaCl ₂	0,01m CaCl ₂
Wiederfindungsrate	100	95-100	50-80	60-70	35

Untersuchungen an mehreren Böden, die aufgrund vorheriger Gülleausbringung hohe NH_4^+ -Mengen enthielten, brachten ähnliche Ergebnisse. Bei diesen Versuchen zeigte sich tendenziell, daß die Minderbestimmung von NH_4^+ durch weniger konzentrierte bzw. nicht K⁺-haltige Salze mit steigendem Tongehalt des Bodens sowie mit engerem Verhältnis Boden : Lösung bei der Extraktion größer ausfiel.

*Institut für Bodenwissenschaften, von Sieboldstr. 4 /34 Göttingen

Für die Notwendigkeit der Erfassung des NH_4^+ mit höher konzentrierter K^+ -Lösung spricht die besonders in Versuchen mit ^{15}N gewonnene Erfahrung, daß das im Kurzzeit-Austausch gebundene NH_4^+ auf diese Weise selbst bei K^+ -erschöpften Böden vollständig wiedergefunden werden kann und nach BREMMNER die Abgrenzung zum mineralisch fixierten Ammonium durch die Extrahierbarkeit mit 2m KCl definiert ist.

Nitrat

Nitrat bestimmen wir serienmäßig durch Dampfdestillation nach Reduktion in alkalischem Milieu mit Devardas Legierung, so, wie es BREMMNER und KEENEY (1966) beschreiben. Dieses Analysenverfahren kommt den Anforderungen eines Institutes mit Lehre und Forschung und dem damit verbundenem häufigen Anlernen ungeübter Kräfte sehr entgegen. Darüber hinaus fallen nicht selten Proben an, an denen die UV-Photometrie wegen hoher Gehalte an gelöster organischer Substanz ausscheidet. Bei einem Teil der Proben ist die Destillation ohnehin geboten, da das Nitrat nach der quantitativen Analyse zur Trennung der Stickstoff-Isotope weiterverarbeitet werden muß.

In zahlreichen Fällen lagen unsere so ermittelten Nitratgehalte zu niedrig, ohne daß wir bisher eine schlüssige Erklärung dafür gefunden haben. Mit folgenden Verfahren versuchten wir, die Ursachen für die Minderbestimmung des Nitrats einzugrenzen.

Schon vor Jahren stellten wir fest, daß die Verwendung von CaO als alkalischem Reagenz die Reduktion von Nitrat mittels Devardas Legierung behinderte (SCHERZ, 1979). Nitrat-Eichlösungen konnten nur zu weniger als 20 % erfaßt werden. Wir haben diese Beobachtung nicht weiter verfolgt, sondern die Schwierigkeiten durch die Verwendung von MgO umgangen. Inzwischen mußten wir jedoch feststellen, daß die Nitrat-Gehalte im KCl-Extrakt bei Verwendung von MgO als alkalischem Reagenz häufig geringer ausfallen, als im 0,01m CaCl_2 -Extrakt. Die Minderbestimmungen betragen 0 - 20 %, gelegentlich auch mehr als 50 %. Dabei erweist sich die Reproduzierbarkeit der Bestimmung von Nitrat im KCl-Extrakt als nicht befriedigend. Parallele Schüttelansätze aus einer Probe zeigten ebenso wie parallele Destillationen aus einem Schüttelansatz eine deutlich höhere Streuung der Werte, als entsprechende Wiederholungen mit 0,01m CaCl_2 -Lösung.

Es sind zwei mögliche Ursachen für die geringen Nitratgehalte von Böden bei Destillation des 2m KCl-Extraktes denkbar:

1. Durch 2m KCl wird weniger NO_3^- als durch 0,01m CaCl_2 in Lösung gebracht.
2. Durch 2m KCl werden Substanzen aus dem Boden gelöst, die die Reduktion des NO_3^- mittels Devardas Legierung beeinträchtigen.

Die These 1 konnte durch zwei Versuchsansätze verworfen werden: Mit einer Referenzmethode (RÜCKE und PRZEMECK, 1983) wurden in KCl- und in CaCl_2 -Extrakten gleich hohe Nitrat-Konzentrationen gemessen.

Zusätzlich wurde Bodenproben ^{15}N -haltiges Nitrat zugesetzt und dieses durch Schütteln des Bodens mit 2m KCl und mit 0,01m CaCl_2 dreimal hintereinander extrahiert. Obwohl die im KCl-Extrakt durch Destillation und Titration noch nachgewiesenen $^{15}\text{NO}_3^-$ -Mengen geringer waren, als die im CaCl_2 -Extrakt, enthielten die Bodenrückstände beider Extraktionsverfahren gleich hohe, sehr geringe Gehalte an ^{15}N -Isotopen.

Es bleibt die These 2 und damit die Frage: "Welche durch 2m KCl aus dem Boden lösbar Substanzen können die Nitrat-Bestimmung stören?" Daß die störenden Substanzen aus dem Boden gelöst werden, schließen wir aus der Tatsache, daß eine in 2m KCl angesetzte Nitrat-Eichlösung mit dem genannten Verfahren sicher analysiert werden kann.

Der erste Verdacht fiel auf die organische Substanz. Uns steht zwar keine Möglichkeit zur Analyse von gelöster organischer Substanz in 2m KCl zur Verfügung, da die hohe Cl⁻-Konzentration nahezu alle Nachweisverfahren beeinträchtigt. Gegen die organische Substanz als Ursache spricht jedoch die Beobachtung, daß Proben aus unterschiedlichen Bodentiefen gleichermaßen von den Schwierigkeiten betroffen sind: Bodenproben aus 10 m tiefen Löß-Profilen mit weniger als 0,3 % Humus wiesen gleich große Minderbestimmungen des Nitrats bei KCl- gegenüber CaCl₂-Extraktion auf, wie Proben aus der Ackerkrume dieser Böden mit 2 - 3 % Humus.

Als zweites wurde der Einfluß einer Tontrübe auf die Analytik des Nitrats geprüft. Eine fast klar filtrierte 2m KCl-Boden-Schüttel-Lösung wurde durch ein Membranfilter (0,2 µm Porenweite) gesaugt. Durch diese Behandlung erhöhte sich die nachweisbare Nitrat-Menge leicht, das Problem nicht befriedigender Parallellbestimmungen blieb aber bestehen.

Während der weiteren Fehlersuche stellten wir an anderer Stelle im Haus sehr viel gravierendere, möglicherweise auf eine gemeinsame Ursache zurückgehende Probleme bei der Bestimmung von Nitrat durch Destillation nach Reduktion mit Devardas Legierung fest. Im Sickerwasser von Lysimetern, die 70 cm hoch mit Kompostmaterial aus der "grünen Tonne" der Stadt Göttingen gefüllt waren, konnte Nitrat erst nach starker Verdünnung der Proben analysiert werden (Tab. 2).

Tab. 2: Ergebnisse der Nitratbestimmung im Ablauf eines mit Kompost gefüllten Lysimeters durch Destillation mit MgO + Devardas Legierung bei unterschiedlicher Verdünnung der Proben

Verdünnung	mg/l	s
unverd.	3,2	0,2
1 : 40	232,4	13,6
1 : 80	266,6	14,2

Der Wert von 267 mg NO₃⁻-N/l konnte durch eine Referenz-Methode (NO₃⁻-Reduktion mit verkupferten Zn-Granalien in schwefelsaurem Milieu, anschließende Dampfdestillation des gebildeten NH₄⁺) bestätigt werden. Anstelle von MgO wurden auch andere alkalische Reagenzien, wie sie ebenfalls von BREMMNER und KEENEY (1966) empfohlen werden, geprüft (Tab. 3). Die Nitrat-Gehalte lagen zwar nun deutlich höher, die Ergebnisse konnten aber keinesfalls befriedigen.

Die Abläufe der Kompostlysimeter sind klar, aber braun gefärbt. Sie enthalten ca. 650 mg gelöstes C/l. Durch Ausfällen der organi-

schen Substanz mit $MnCl_2$ in alkalischer KJ-Lösung wurden die Proben nahezu farblos, der C-Gehalt sank auf ca. 200 mg C/l. Das Nitrat ließ sich nach dieser Behandlung jedoch kaum besser bestimmen, als in den unbehandelten Proben. Dieses Ergebnis stützt die oben geäußerte Vermutung, daß die organische Substanz zumindest nicht die alleinige Ursache für die methodischen Probleme der Nitrat-Bestimmung sein kann.

Tab. 3: Ergebnisse der Nitrat-Bestimmung im Ablauf eines mit Kompost gefüllten Lysimeters durch Destillation mit verschiedenen alkalischen Reagenzien + Devardas Legierung; Sollwert: 267 mg NO_3^- -N/l

alkalisches Reagenz	mgN/l	s
MgO	3,2	0,2
NaOH	119,0	11,0
CaO	81,9	18,9
K_3PO_4	62,5	39,8

Als nächstes prüften wir die Kieselsäure als mögliche anorganische Störsubstanz. Der Kompost der Stadt Göttingen besteht zu wesentlichen Anteilen aus den Rückständen kieselreicher Pflanzenteile, z. B. des Rasenschnitts des öffentlichen Grüns.

Wir gaben zu einer in Wasser angesetzten KNO_3 -Eichlösung verschiedene Si-haltige Lösungen hinzu und bestimmten dann nach Zugabe von MgO und Devardas Legierung den NO_3^- -Gehalt durch Dampfdestillation und Titration. Tab. 4 zeigt, daß die Zugabe von Si zu einer Nitrat-Eichlösung die Nachweisbarkeit des NO_3^- empfindlich stören kann. Ein wesentlicher Einfluß geht dabei von der Konzentration und auch von der chemischen Form des zugesetzten Si aus.

Tab. 4: Ergebnisse der Nitratbestimmung einer KNO_3 -Eichlösung, der verschiedene Si-haltige Lösungen zugesetzt wurden

Vorlage, ml 0,01m KNO_3^-	Zugabe Si-haltige Lösung	Titration ml 0,01m HCl	s
5	20 ml H_2O	5,10	0,07
5	10 ml $SiCl_4$ -Lös. (100mgSi/l)*	5,13	0,03
5	20 ml " " *	3,45	0,42
5	20 ml " " (1000mgSi/l)*	0,46	0,02
5	40 ml Na-Silikat-Lös.**	5,02	0,18
5	5 ml Ca-Silikat-Lös.**	5,07	0,03
5	1 Tropfen Natronwasserglaslös.	0,00	--

* MERCK-Standard

** gesättigte Lösung, ca. 100 mg Si/l

Während die aus gefällten Silikaten hergestellten Lösungen in den geprüften Konzentrationen keinen Einfluß auf die Bestimmbarkeit des NO_3^- nehmen, entziehen die aus einer alkalischen Schmelze hergestellte Natronwasserglas- ebenso wie die $SiCl_4$ -Lösung in entsprechender Konzentration das Nitrat der Möglichkeit des Nachwei-

ses nahezu völlig. Als Wirkungsmechanismus vermuten wir eine Inaktivierung der Oberfläche der Devarda-Legierung durch Si-haltige Verbindungen wie Addukte oder Polymerisationsprodukte, da sich zu niedrige Nitrat-Ergebnisse durch wiederholtes Zugeben kleiner Mengen von Devardas Legierung während der Destillation deutlich erhöhen ließen. Die Menge des zugegebenen Reduktionsmittels blieb dagegen im Bereich zwischen 0,2 und 2 g ohne jeden Einfluß auf die Nitratergebnisse.

Die Behinderung der Nitratbestimmung durch die Anwesenheit von Si in der Meßlösung sieht bei aus Chemikalien angesetzten Lösungen eindeutig aus. Das Si als Ursache der Störung beim Nachweis von Nitrat im Ablauf der Kompost-Lysimeter bzw. im KCl-Extrakt von Böden bleibt jedoch unsicher, da die mittels AAS bestimmten Si-Konzentration in den genannten Lösungen in jedem Fall unterhalb von 10 mg Si/l und damit deutlich niedriger lagen, als die Si-Konzentrationen, die bei Nitrat-Eichlösungen eine Minderbestimmung des NO_3^- bewirkten.

Mit diesem Ergebnis mußten wir die Suche nach den Ursachen für eine mangelhafte Nitrat-Bestimmung zunächst einstellen. Eine eindeutige Antwort auf die eingangs gestellte Frage und damit die Möglichkeit einer Modifizierung der Destillations-Methode mit dem Ziel einer vollständigen Erfassung von NH_4^+ und NO_3^- in einem Schüttelextrakt stehen noch aus. Bis zur abschließenden Klärung dieser bisher allgemein unbekanntem Probleme bleibt nur der Ausweg, auf die Destillation nach Zugabe von Devardas Legierung zu verzichten oder zumindest die Methode im Einzelfall sehr gründlich auf mögliche Störeinflüsse zu prüfen. Zur routinemäßigen N_{min} -Bestimmung verwenden wir derzeit 0,01m CaCl_2 -Lösung für die NO_3^- -Extraktion. Soll auch das NH_4^+ erfaßt werden, extrahieren wir es in einem zusätzlichen Schüttelgang mit 2m KCl.

Literatur

- Bremmner, J. M. and D. R. Keeney, 1966: Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen: 3 Exchangeable ammonium, nitrate and nitrite by extraction-distillation methods-Soil Sci. Soc. Am. Proc. 30, 577-587
- Kücke, M. u. E. Przemec, 1983: Ein mikrobiologischer Nitratnachweis für Serienuntersuchungen an Pflanzenextrakten, Landw. Forschung 36, 577-587
- Scharpf, H.-C., 1977: Der Mineralstickstoffgehalt als Maßstab für den Stickstoff-Düngerbedarf, Diss. T. U. Hannover
- Scherz, H., 1979: Stickstoffumsatz der Böden und N-Versorgung der Kulturpflanzen in Ackerbaurotationen mit und ohne Beregnung im oberen Medjerdatal bei Ghardimaou in Nordtunesien, Diss. Univ. Göttingen

Wasser-, Luft- und Nährstoffdynamik einer
Knickmarsch unter Weidenutzung

von

Blume, H.-P., C.-G. Schimming, D. Wiese und M. Zingk*

Tonreiche Knickmarschen der Nordseeküste stellen landwirtschaftliche Problemstandorte dar. Brümmer u.a. (1971, 1986) haben einen derartigen Boden aus Schlick über Niedermoortorf der Südermarsch bei Husum eingehend untersucht. Der Boden ist tonreich mit einem Maximum im sehr dichten, grobporenen Unterboden, der Knicklage (SqGr in Abb. 1). Der Boden ist relativ humusreich und stark sauer. Rostflecken als Folge von Grund- und Stauwasser reichen bis in den Ah. Der Standort dient als Rindvieh-Dauerweide.

Von diesem Standort wurden die Wassereinnahmen (Regensammler) und Wasserspannungen (Einstichtensiometer) 14-tägig gemessen. Aus letzteren wurden über pF-Wg-Kurven die Wassergehalte abgeleitet und daraus dann mittels Differenzbildung zum Porenvolumen die Luftvolumina. Der Boden war ab 80 cm Tiefe ganzjährig naß, luftarm und die mittels Pt-Elektroden ermittelten Redoxpotentiale negativ (Abb. 2). Auch der Oberboden war im Winter naß und luftarm, trocknete aber im Sommer stärker aus mit dann hohen Eh-Werten, mithin hohem O₂-Angebot.

Die Verdunstung wurde dekadeweise nach Haude (1955) berechnet, dabei Abschläge bei trockenem Oberboden nach Benecke (1981) vorgenommen und daraus die Sickerung abgeleitet. Es verdunsteten die Hälfte des Jahresniederschlags von 680 mm (Tab. 1). Das bilanzmäßig Versickerte dürfte infolge extrem geringer Durchlässigkeit der Knicklage überwiegend lateral in einen ca. 10 m benachbarten Graben abgefließen sein.

Im Abstand von 6 Wochen wurden Proben erbohrt, die Bodenlösungen mittels Zentrifuge gewonnen und die Nährstoffgehalte ermittelt (Metallionen mittels AAS, übrige mittels FIA). Die mittleren Nährstoffgehalte lagen durchweg hoch, und zwar nicht nur im Oberboden (Tab. 2). Neben der NP KCa-Düngung sind dafür hohe Reserven in Form org. Substanz (N, P) sowie K- und Mg-reicher Tonminerale verantwortlich zu machen. Infolge hohen Grundwasserwasserstandes und geringer Wasserleitfähigkeit des Unterbodens

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40,
2300 Kiel

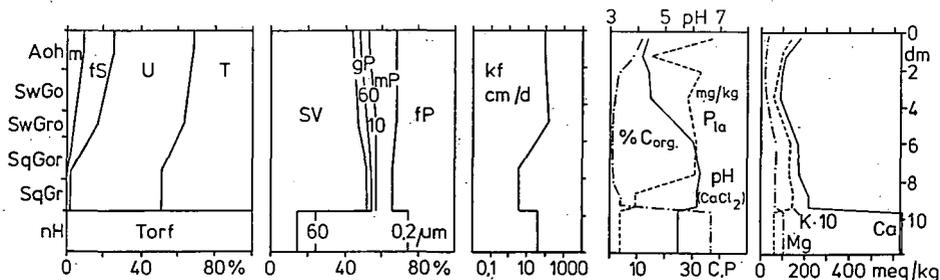


Abb.1: Körnung, Porung, gesättigte Wasserleitfähigkeit, pH, Gehalte an org. C, Laktatlösl. P sowie verfügbaren Nährstoffionen einer Knickmarsch unter Weide, Südermarsch b. Husum

Tab. 1: Wasserbilanz einer Knickmarsch aus Schlick über Torf unter Weide, Südermarsch/Husum (Angaben in mm b. 1 m Tiefe)

Monate:	D	F	M	A	M	83/84	N	F	M	A	M	84/85
Niederschlag:	153	82	204	247	686	149	98	206	206	659		
Verdunstung:	9	76	134	111	329	15	44	176	99	334		
Vorratsänd.:	0	-44	-16	+48	-13	-3	-14	-33	+52	+2		
Versickerung:	144	51	36	89	370	137	59	62	56	324		

Tab. 2: Nährstoffgehalte der Niederschläge sowie der Bodenlösungen einer Knickmarsch aus Schlick über Torf unter Weide, Südermarsch/Husum (Mittel 2-jähriger Messungen mit 13 Terminen)

	NO ₃ -N	NH ₄ -N	N	P	K	Ca	Mg
	mg/l						
Niederschlag	0.75	1.47	2.22	0.03	0.41	0.63	0.80
Aoh 0 - 10 cm	24.0	0.52	24.5	0.30	14.6	35.5	7.2
Go 27 - 46 cm	14.6	0.38	15.0	0.19	13.2	27.4	13.7
SqGr 82 - 92 cm	14.2	0.40	14.6	0.18	16.6	59.8	17.4

war von einem lateralen Stoffaustrag oberhalb 50 m Tiefe in benachbarten Gräben auszugehen. Daher wurden der Bilanz die Stoffgehalte der Bodenlösung in 27 - 46 cm Tiefe in Phasen abwärts gerichteter Tensionsgradienten zugrunde gelegt.

Bilanziert wurden hohe Austräge an N, Ca, Mg und K (Tab. 3). Die niedrigen NH₄-Gehalte können z.T. dadurch verursacht sein, daß sich Nitrifizierung während der Gewinnung der Bodenlösung nicht gänzlich vermeiden ließ: Im Falle des Kaliums wurde das Gedüngte praktisch vollständig ausgewaschen, da Jung- bzw. Mastviehhaltung kaum Nährstoffe entzieht und eine starke Al-Belegung der Austauscher des sauren Bodens keine K-Sorption zuließ. Schließlich wurde die Auswaschung des Gedüngten u.U. auch dadurch begünstigt, daß

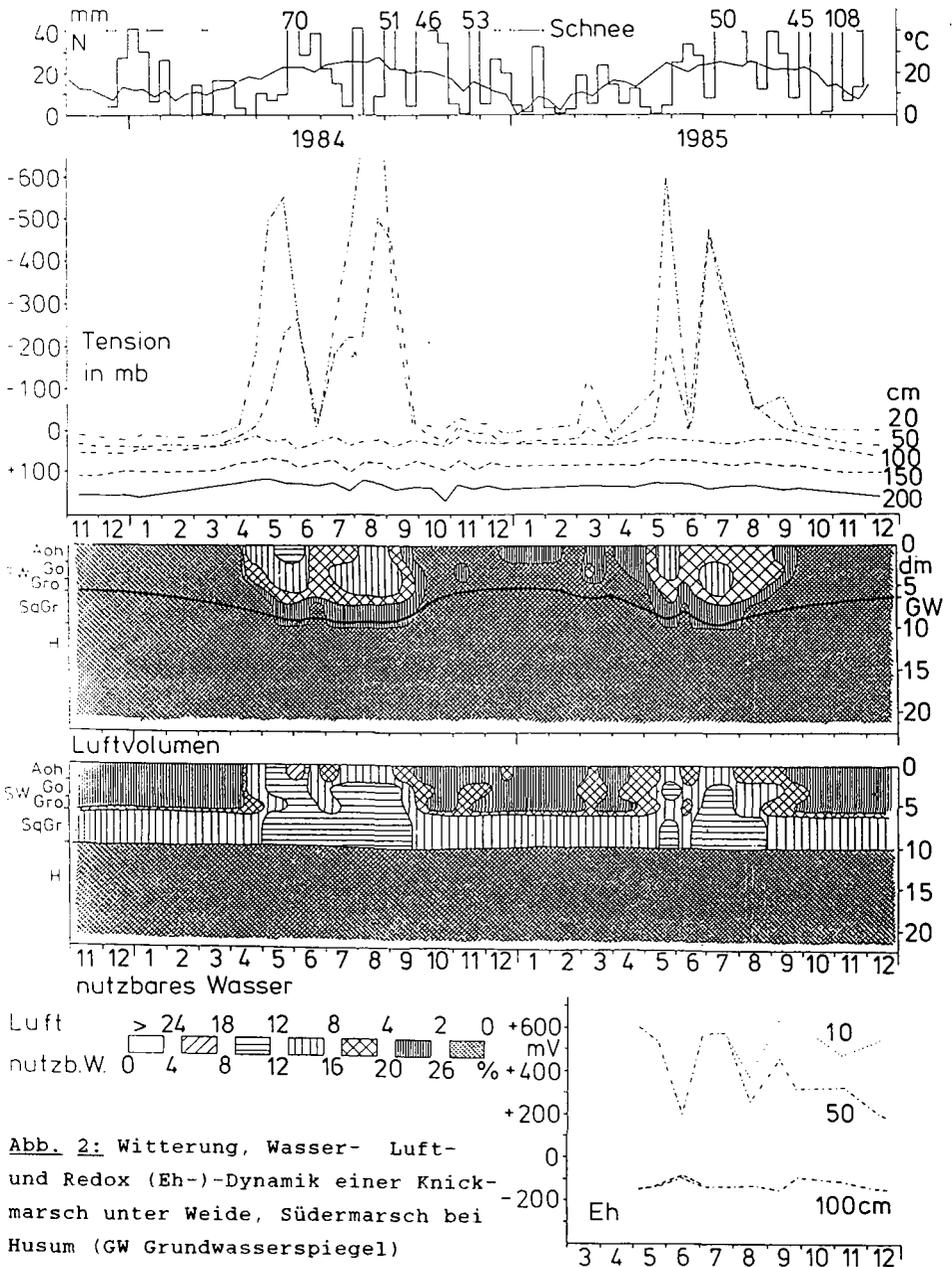


Abb. 2: Witterung, Wasser- Luft- und Redox (Eh)-Dynamik einer Knickmarsch unter Weide, Südermarsch bei Husum (GW Grundwasserspiegel)

Tab.3: Jahres-Nährstoffbilanzen einer Knickmarsch aus Schlick über Torf unter intensiv genutzter Standweide, Südermarsch/Husum (Mittel von 2 Jahren)

	N mm	NO ₃ -N	NH ₄ -N	N ₂ g/m ²	P	K	Ca	Mg

Einnahmen								
Niederschlag	680	0.51	1.00	1.5	0.02	0.28	0.43	0.54
Düngung		8.0	8.0	16.0	2.6	5.0	5.1	0

Ausgaben								
Entzug (Schätzung) 330				3.0	1.0	0.3	0.6	0.05
Auswaschung 350	350	4.78	0.14	4.9	0.06	5.8	20.9	6.1

Differenz				+9.9	+1.4	-0.8	-16.0	-5.6

Versorgungsstufe ^x					C	C		C
Düngeempfehlungen ^x				18	1.7	3.3	12	2.4

^x nur Erhaltungsdüngung, n. Boysen und Patzke (1987)

nach Horn (1987) in aggregierten Böden Sickerwasser mit seiner Lösungsfracht z.T. an Aggregaten vorbeizieht. Ca, nur mit den N- und P-Düngern zugeführt, wurde ebenso wie das nicht gedüngte Mg stark ausgewaschen. Ursache dürften Protonen sein, die Nährstoffkationen von den Austauschern verdrängen. Protonenlieferanten sind vor allem Schwefel- und Salpetersäure sowie Ammonium der Niederschläge (Schimming und Blume, 1987), die im Boden nitrifizierten NH₄-Dünger, von Pflanzenwurzeln und Mikroorganismen ausgeschiedene org. Säuren sowie ggfs. Kationendominanz bei der Nährstoffaufnahme (Becker, 1984). Außerdem wird bei diesem im Wurzelraum wechselfeuchten Standort auch Ferrolyse die Auswaschung metallischer Kationen gefördert haben, und zwar durch deren Verdrängung von Austauschern durch Protonen, die bei der Oxidation von Fe²⁺ und Bildung von Fe-Oxiden gebildet werden (van Breemen, 1987). Die Kohlensäure der Boden- und Wurzelatmung spielt hingegen wegen des niedrigen pH-Wertes keine Rolle. Phosphat wurde praktisch nicht ausgewaschen, das Nicht-Entzogene mithin im Boden angereichert. Auch Stickstoff wurde mit fast 5 g/m² in starkem Maße ausgetragen. Der Bilanzgewinn von ca. 10 g dürfte überwiegend nicht akkumuliert, sondern in starkem Maße durch Denitrifizierung eliminiert worden sein. Ein derartiger Standort bedarf regelmäßiger Kalkung, möglichst

mit dolomitischen Kalken, um Protonen abzapuffern und die Al-Belegung der Austauscher zu vermindern. Nach Erreichen einer Bodenreaktion von 5.5 - 6.0 ließen sich K- und P-Düngung durch Ersatz des Entzuges reduzieren, da ein hohes Nachlieferungsvermögen vorliegt. Die grundsätzlich erforderliche Regulierung des Wasserhaushaltes ist demgegenüber nicht machbar, da eine stärkere Grundwasserabsenkung wegen dann einsetzender Torfsetzung nicht in Betracht kommt. Auch die geringe Wasserdurchlässigkeit läßt sich durch Lockerung nicht beheben, da ein solcher Boden unter den gegebenen Klima- und Grundwasserhältnissen die erforderliche Trockenheit des Unterbodens nicht erreicht. Allenfalls wäre eine flachgründig angelegte Maulwurfsdränung möglich und sinnvoll, um Überschußwasser des Frühjahrs abzuziehen.

Literatur

- Becker, K.-W.: Z.Pflanzenernähr., Bodenkde 147, 476-484 (1984)
- Benecke, P.: Schriften Forstl. Fakultät Univ. Göttingen 77,
J.D. Sauerländ. V., Frankfurt 1981
- Boysen, P. und Patzke, W.: Richtwerte für die Düngung 1987,
Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein
- Breemen, N. van; in Stucki, V. Schwertmann und : Iron in
Soils and Clay Minerals (Ed.)
- Brümmer, G. und Finnern, H.: Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ge-
sellsch. 51, 43-62 (1986)
- Haude, W.: Mitteilgn. Dtsch. Wetterdienst 2, 1-23 (1955)
- Horn, R.: Z. Pflanzenernähr., bodenkde 150, 13-16 (1987)
- Schimming, C.-G. und Blume, H.-P.: Mitteilgn. Dtsch. Boden-
kundl. Gesellsch. 1987, in diesem Heft

Räumliche und zeitliche Änderung von Bodenparametern
im Wurzelraum innerörtlicher Alleeebäume

*) von
Brod, H.G. , I. Ellwart **) u. K.H. Hartge **)

E i n f ü h r u n g

Straßenbäume tragen einerseits wesentlich zur Lebensqualität in den Städten bei, andererseits sind sie vielfältigen Belastungsfaktoren ausgesetzt (MEYER 1982). Hierzu zählen:

- 1) Immissionen (Gase, Stäube, Auftausalze, Öle etc.)
- 2) Wasserstreß (Mangel (Sommer) - Überschuß (Winter) infolge versiegelter Umgebung)
- 3) Sauerstoffmangel im Boden (Versiegelung der Bodenoberfläche)
- 4) Trittverdichtung (Teilversiegelung) hemmt Versickerung und fördert kapillaren Wasseraufstieg.

Die bisher vorgenommenen Untersuchungen haben sich bevorzugt mit den durch Auftausalz verursachten pflanzenphysiologischen und bodenchemischen Veränderungen befaßt (BROD 1984). Bodenphysikalische Parameter bzw. Wechselwirkungen zwischen bodenchemischen und -physikalischen Parametern blieben bislang weitgehend unberücksichtigt. Es muß jedoch davon ausgegangen werden, daß Vegetationsschäden durch eine Verschlechterung der Bodenstruktur nicht nur bei forst- und landwirtschaftlichen Kulturpflanzen auftreten können, sondern daß auch Straßenbäume in zunehmendem Maße betroffen sind (GREGOR 1982, HARTGE und EHLERS 1985). Unsere Untersuchungen hatten zum Ziel, Verteilung und Änderung physikalischer und chemischer Bodenparameter über Raum und Zeit und deren Auswirkungen auf das Baumwachstum zu erfassen.

Die hier dargestellten Untersuchungsergebnisse sollen Antwort auf folgende Fragen geben:

- 1) Wie verteilt sich das Auftausalz im Wurzelraum innerörtlicher Alleeebäume?
- 2) Wie wirkt sich der Versiegelungsgrad (Straßendecke, Trittver-

*) Landw. Forschungsanstalt Bünthehof, 3000 Hannover 71

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

dichtung) auf die Salzbewegung aus?

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

Im Wurzelraum von Alleebäumen (*Tilia* sp.) auf dem Mittelstreifen einer stark befahrenen Straße in Hannover (Hans-Böckler-Allee) wurden über mehrere Jahre physikalische (Eindringwiderstände) und chemische Untersuchungen (Na, Cl; wässriger Extrakt) durchgeführt. Die Beprobungen wurden nach folgendem Schema vorgenommen: Innerhalb des frei zugänglichen Baumstreifens wurden für jeden Baum, entlang der Pflanzlinie der Allee (West-Ost-Richtung) jeweils bis zu fünf Probenorte im Abstand von 1 m, gemessen von der Stammkante, festgelegt. An diesen Orten wurden bis 1 m Tiefe mit einer Rammsonde einmal pro Jahr die Eindringwiderstände (EW) ermittelt und als Anzahl Schläge/Dezimeter angegeben. Desweiteren wurden mit einem Bohrstock an drei Terminen p.a. (April, August, November) Bodenproben für chemische und physikalische Analysen gezogen. Die Ergebnisse wurden als Zahlenfelder dargestellt, aus denen die Bereiche gleicher Konzentration und deren Verschiebung abgelesen werden können.

E r g e b n i s s e

Körnung

Die untersuchten Profile auf dem Mittelstreifen der Allee weisen Körnungen mit einer rel. einheitlichen Verteilung auf. Es handelt sich um lehmige Sande, mit im Mittel 6 % Ton und 15 % Schluff. Der Skelettanteil schwankt zwischen 2 und 20 %.

Eindringwiderstand (EW)

Die Messung des EW ergab nicht nur in vertikaler, sondern auch in horizontaler Richtung eine große Variationsbreite. Mit größerer Entfernung von der Straßenkante überwiegen zwar lockere Bodensubstrate, jedoch ist häufig eine rasche Abfolge von niedrigeren und höheren EW anzutreffen. In Stammnähe liegen meist nur geringe EW vor, die höchsten wurden in Straßennähe und auf Standorten gemessen, die einer Trittbelastung (infolge angrenzender Straßenbahnhaltestelle) ausgesetzt sind. Zwar befinden sich auch bei letzteren die festeren Zonen im unteren Teil des Profils, jedoch ist der obere Bereich deutlich fester als der mittlere (Darst. 1).

Natrium und Chlorid

Im November 85 wiesen die oberen Teile der Profile höhere Na-Werte auf als die unteren Bereiche, östlich der Bäume etwas mehr als westlich, baumnah mehr als baumfern. Dieser Befund stellt die Situation vor der ersten Tausalzstreuung im Winterhalbjahr 85/86 dar. Im April 86 zeigte der Tausalzeinsatz des vergangenen Winters seine Wirkung, die Na-Menge hatte zugenommen, die Na-Front war tiefer gerückt (Darst. 2, Links). Im August war die Na-Menge im gesamten Profil weiter angestiegen, verstärkt in Baumnähe. Ein Vergleich der Mittelwerte der genannten Probenahmeterminen, errechnet aus der Summe aller Na-Werte je einer Wurzelraumseite, ergab die höchsten Na-Gehalte im Sommer 86. Dies traf für alle Bäume zu. Z.B. wurden bei Baum 7 im Durchschnitt des beprobten Wurzelraumes für den November 85 4 mg/100 g Boden, für den April 86 6 mg/100 g und den August 86 10 mg/100 g Boden ermittelt. Im November 86 war bei den nicht trittverdichteten Standorten wieder eine Abnahme der Na-Gehalte zu verzeichnen. Der außergewöhnlich lange und strenge Winter 86/87 und der damit verbundene höhere Salzverbrauch führte im April 87 zu gegenüber dem Vorjahr deutlich erhöhten Na-Gehalten im Boden.

Im November 85 fanden sich die höchsten Cl-Gehalte unten im Profil, bevorzugt in Baumnähe. Im April 86 war die Cl-Menge insgesamt deutlich geringer. Das Chlorid schien aus dem Profil weitgehend verschwunden zu sein, um dann zum August besonders im Stammbereich wieder anzusteigen (Darst. 2, Mitte u. Rechts). Im Herbst 86 zeigte das Chlorid in nicht trittverdichteten Standorten eine abnehmende Tendenz. Im April 87 wurde entsprechend dem Natrium das bislang höchste Cl-Niveau erreicht.

Diese Ergebnisse zeigen, daß im Sommer/Herbst 85 und 86 insgesamt höhere Na- und Cl-Gehalte auftraten als im vorangegangenen Frühjahr. Besonders ausgeprägt war dieses Verhalten in Stammnähe, was auf den Einfluß der Wurzeln, die Wasserbewegung im Bodenprofil und die vergleichsweise geringe Bodenverdichtung in diesem Bereich zurückgeführt werden kann. Warme, trockene Witterungsbedingungen verstärken offensichtlich die Transpiration des Baumes und damit auch den Wasserstrom aus dem Untergrund zum stammnahen Bereich. Aus den oberflächennahen Bodenschichten ausgewaschene Salze konnten also erneut in den Wurzelraum gelangen. Die Aufwärtsbewegung des Salzes war um so stärker, je lockerer der Boden unten war. In den Profilen (z.B. Baum 3), die oben dichter waren,

wurde unten stärker akkumuliert. Im Frühjahr 87 wurden die bislang höchsten Na- und Cl-Konzentrationen während des Untersuchungszeitraumes bestimmt. Dies ist eine Folge des gegenüber dem Winter 85/86 um etwa 1/3 höheren Tausalzverbrauchs auf der angrenzenden Verkehrsstraße. Es ist jedoch zu erwarten, daß infolge der kühl-nassen Witterung im Sommerhalbjahr 87 wieder eine starke Salzverlagerung in tiefere Bodenschichten auftritt.

F a z i t

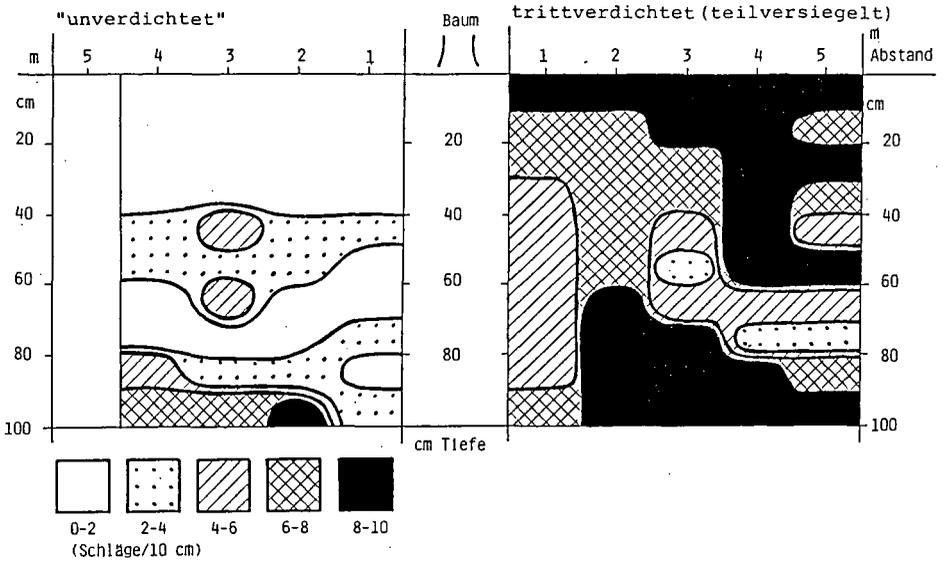
Im Verlauf eines Jahres unterliegen die Na- und Cl-Konzentrationen im Wurzelraum von Straßenbäumen erheblichen Schwankungen. Abgesehen von Wintern mit überdurchschnittlicher Salzausbringung konnte eine stärkere Salzbewegung aus dem Unterboden in den Wurzelraum als aus dem Oberboden beobachtet werden, obwohl die Bodenoberfläche den primären Eintragsbereich der Auftausalze darstellt (Darst. 3). Dies ist eine Folge des durch Teilversiegelung der Bodenoberfläche veränderten Wasserfließsystems. Dieses System zwingt den Baum statt der normalerweise im Wurzelraum versickernden Niederschläge Wasser aufzunehmen, das infolge der Versiegelung der Bodenoberfläche im Boden längere Fließstrecken zurückgelegt hat. Im Wurzelraum überwiegt daher die Aufwärtsbewegung stärker, als dies unter humiden Klimabedingungen sonst der Fall ist. Trittsverdichtungen der Baumscheibe verstärken diesen Effekt. Für den Straßenbaum mit begrenzter Baumscheibe wird der Standort mithin "arider".

Hieraus sind die Schlußfolgerungen abzuleiten, daß bereits durch einfache Maßnahmen, wie eine Bodenauflockerung und eine Bewässerung im Sommerhalbjahr, den anthropogenen Beeinträchtigungen des Baumwachstums an den Straßen deutlich entgegengewirkt werden kann.

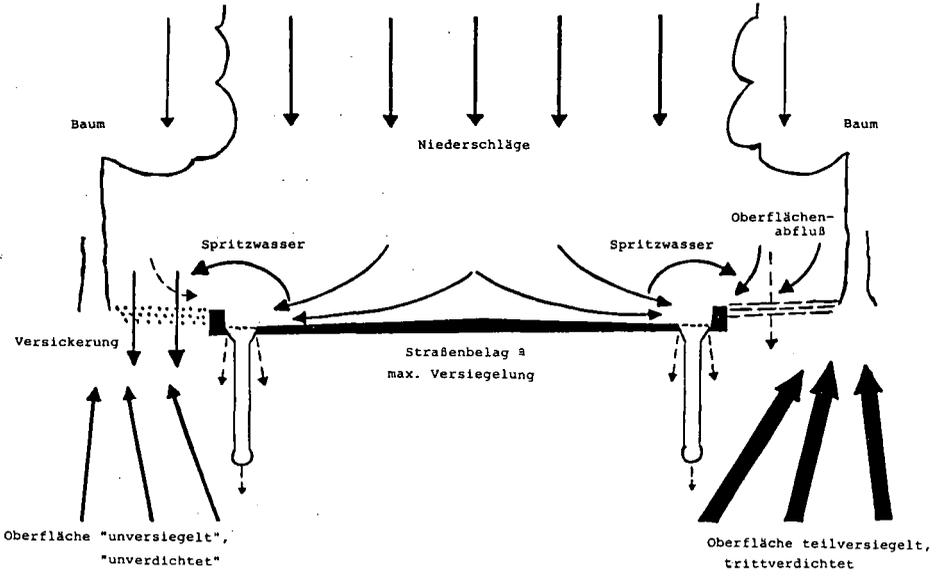
L i t e r a t u r

- Brod, H.G.: Auswirkungen der Auftausalze auf physikalische, chemische und biologische Bodenparameter. Zeitschrift f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 25, 236-242 (1984)
- Gregor, H.D.: Wo und wodurch ist der Stadtbaum gefährdet. Das Gartenamt 31, 644-655 (1982)
- Hartge, K.H. u. W. Ehlers: Zur Wirkung physikalischer Bodeneigenschaften auf den Ertrag von Kulturpflanzen. Kali-Briefe (Büntehof) 17, 477-488 (1985)
- Meyer, F.H.: Bäume in der Stadt. E. Ulmer Verlag, Stuttgart (1982)

Darst. 1: Eindringwiderstände im Bodenprofil von zwei unterschiedlich verdichteten Strassenbaumstandorten



Darst. 3: Wasserströme im Strassenraumprofil von Alleebäumen mit unverdichteter und verdichteter Bodenoberfläche (Hypothese aufgrund der beobachteten Salzbewegung)



Darst. 2

Natrium

Baum

Chlorid

Baum

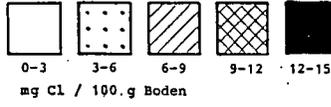
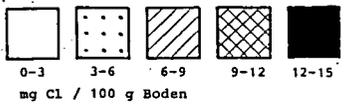
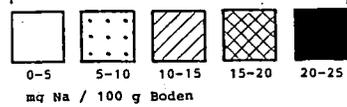
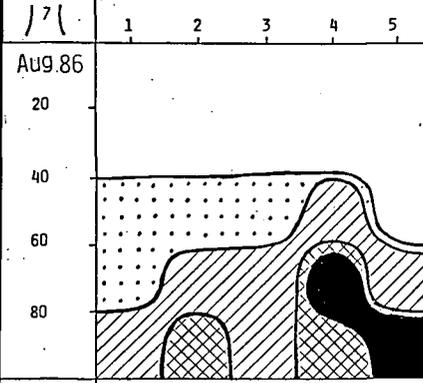
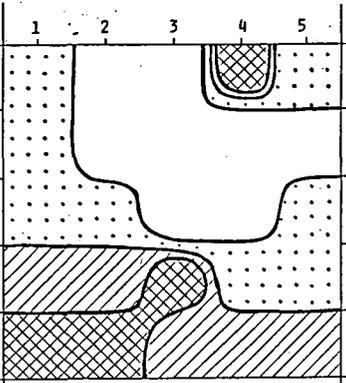
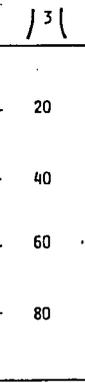
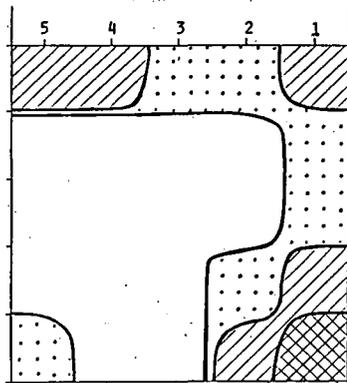
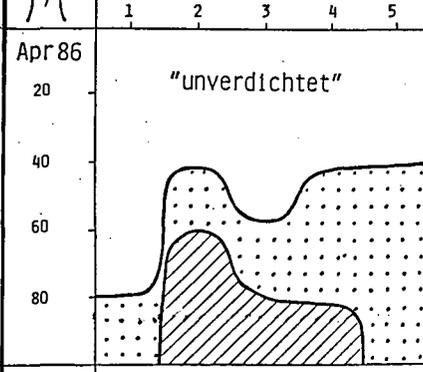
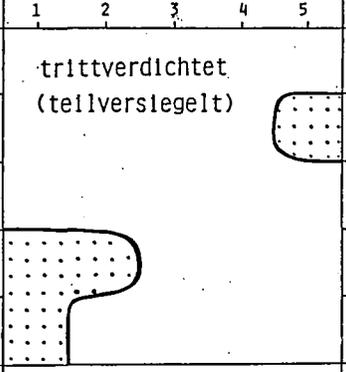
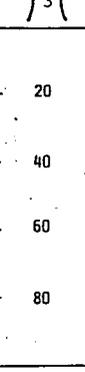
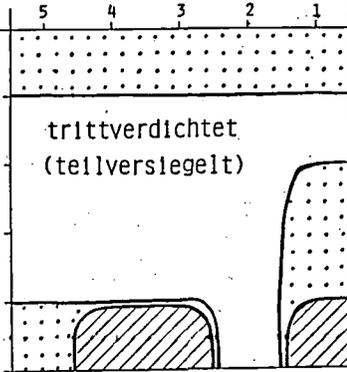
Chlorid

Apr 86

Apr 86

Aug 86

Aug 86



N₂O-Freisetzung aus einer sauren Braunerde

von

Brumme, R., N. Loftfield u. F. Beese +)

Der Boden kann unter bestimmten Umweltbedingungen eine Quelle für N₂O sein, wodurch Stickstoff als quantitativ wichtigster Pflanzennährstoff verloren geht. In der Atmosphäre hat das N₂O einen bedeutenden Einfluß auf das Klima. Während es in der Troposphäre stabil ist und ähnlich wie CO₂ und Wasserdampf zum Treibhauseffekt beiträgt, ist es in der Stratosphäre zu 70 % am gesamten katalytischen Ozon-Abbau beteiligt. In Anbetracht der massiven Eingriffe in Waldökosysteme durch Luftverunreinigungen und den daraus folgenden Maßnahmen wie Kalkung, ist es wichtig zu wissen, ob die N₂O-Freisetzung dadurch beeinflußt wird. Besonders wichtig erscheint es vor dem Hintergrund, daß aufgrund der Lebensdauer des N₂O in der Troposphäre zwischen Freisetzung und katalytischem Ozon-Abbau 100 Jahre vergehen.

Das Ziel der Untersuchungen, die Quantifizierung des N₂O-Flusses aus dem Boden in die Atmosphäre, erfordert eine ständige und damit vollautomatische Messung von N₂O. Dazu wurde eine mobile Gasmeßstation aufgebaut, die im wesentlichen aus einem Personalcomputer, einem Drucker, einem Gaschromatographen und 15 Bodenhauben besteht.

Der Personalcomputer ist sowohl für die gesamte Steuerung der Anlage als auch für Datenerfassung und - Auswertung zuständig. Die Steuerung umfaßt den Schließmechanismus der Bodenhauben, die

+) Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen

Gasprobenentnahme aus den Hauben und die Analyse im Gaschromatographen; die Datenerfassung beinhaltet die Speicherung der Chromatogramme und weiterer Parameter wie Temperaturen, Saugspannungen, Red/Ox-Potentiale im Boden und Lichtintensitäten, Lufttemperatur und Niederschlagshöhe.

Die aus dem Boden strömenden Gase werden in modifizierten "statischen Bodenhauben" aufgefangen. Dazu wird ein beweglicher Deckel auf einen Doppelrahmen herabgelassen, der sich auf dem Boden befindet. Der gasdichte Abschluß zwischen Deckel und Doppelrahmen erfolgt durch zwei Wassergräben. Der Doppelrahmen besteht aus einem inneren Rahmen, der die zu messende Fläche von 0.25 m² umfaßt; dieser wird von einem zweitem Rahmen umgeben, um ein Eindringen von nicht angereicherter Luft in den Meßraum zu verhindern. Nach einer Anreicherungszeit von 30 bzw. 60 Minuten werden Gasproben entnommen und auf N₂O und CO₂ im Gaschromatographen untersucht.

Im Gaschromatographen wird zunächst das Wasser in einer Vorsäule abgetrennt und verworfen. Anschließend erfolgt die Trennung von N₂O und CO₂ von O₂ und N₂ in einer 3 m langen Porapak Q Säule bei 70 °C. Die Analyse wird von einem ECD-Detektor übernommen (Mosier and Mack, 1980). Geeicht wird über ein Gas bekannter Konzentration, welches ständig mit untersucht wird. Für eine Analyse werden 10 Minuten benötigt, wodurch sich eine tägliche Anzahl von 144 analysierten Gasproben ergeben.

Eine erste Auswertung von zwei Tagesgängen ergab am 07/08.08.1987 einen mittleren N₂O-Fluß von 70 µgN·m⁻²·h⁻¹.

Literatur

Mosier, A. R. and L. Mack, 1980: Gas chromatographic system for precise, rapid analysis of nitrous oxide.
Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 1121-1123

Metallspezifizierung in Bodenlösungen mittels
Dialyse- und Ionenaustauscherverfahren

von
Dietze, G.⁺ und König, N.⁺⁺

Zusammenfassung

Mit Hilfe eines abgestuften Trennverfahrens wurden für zwei verschiedene Bodenlösungen die Bindungsformen der Hauptgruppen- und Übergangs-Metallkationen in Gegenwart gelöster organischer Sickerwasserinhaltsstoffe ermittelt. Die einfache Dialysenmethode mit rein wässriger Lösungsmittelvorgabe eignet sich, besonders schwach ausgeprägte Assoziationsgleichgewichte festzustellen. Mit Hilfe von Zusätzen variierender Fremdelektrolytkonzentrationen und eines Kationenaustauscherharzes werden salzartige Elementspezies von stabil organisch komplexierten Metallionen unterschieden. Experimente mit einem Kationenaustauscherharz im Direktkontakt mit der Bodenlösung werden gegenübergestellt.

Den Ergebnissen zufolge kann nach drei typischen Metallbindungsformen differenziert werden, solche, deren Bindungscharakter salzartig anorganisch ist (K, Na), solche, die die negative Überschussladung der organischen Makroanionen ausgleichen (Ca, Mg, Mn, Zn, Cd), und solche, die mit den organischen Anionen stabile Komplexverbindungen eingehen (Cu, Cr, Pb, Fe, Al).

(Eine ausführliche Darstellung der Untersuchungen wurde eingereicht zur Veröffentlichung in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde)

⁺Inst. f. Bodenk. u. Waldern., Büsgenweg 2, D-3400 Göttingen

⁺⁺Nieders. Forstl. Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, D-3400 Göttingen

Pflanzenaufnahme von Schwermetallen aus Abfallkomposten

von

Ehrig, C., A. Bode-Meyer u. K. Stahr *)

Seit einigen Jahren wird von den Berliner Stadtreinigungsbetrieben Laubkompost aus Westberliner Straßen- und Parklaub hergestellt. Jährlich fallen ungefähr 90 000 m³ Fallaub im Herbst an, von denen der stark verschmutzte Teil deponiert und der Rest kompostiert wird. Seit einiger Zeit wird von uns die Verwendung von Laubkompost auf landwirtschaftlichen Flächen als organischer Dünger untersucht. Für die untersuchten Böden wird durch die Zufuhr von organischer Substanz eine Verbesserung in ihrem Nährstoffhaushalt und in ihren bodenphysikalischen Eigenschaften erwartet. Neben einer möglichen Anreicherung von Schwermetallen nach Laubkompostanwendung ist die Schwermetallaufnahme von Pflanzen von besonderem Interesse. In diesem Zusammenhang wurde vergleichend die Schwermetallaufnahme von Radieschen aus einem sorptionsschwachen A_p einer Parabraunerde und aus Bodenkompostgemischen verschiedener P_h Abfallkomposte in Gefäßversuchen untersucht. Auf parallele Versuche mit Mangold und Schnittlauch wird hier nicht eingegangen.

Methodik

Der Versuch wurde über 43 Tage in Töpfen mit 3 Liter Volumen durchgeführt. Von jedem Versuchsglied gab es 4 Wiederholungen.

Versuchspflanze: Radieschen (*Raphanus sativus*) der Sorte Karissima

Versuchsvarianten: Kontrolle = unbehandelter Boden
Müllkompost, Laubkompost, Wurmkompost:
75 t/ha = 50 g Kompost pro kg Boden
Klärschlamm: 30 t/ha = 20 g Kompost pro kg Boden

Versuchsboden: A_p einer Parabraunerde aus Berlin Gatow

Bewässerung:
- mit aqua dest.
- mit Nährlösung (64,1 g Mg(NO₃)₂·6H₂O, 60,6 g KNO₃ und 27,2 g KH₂PO₄ in 100 l Wasser)
- mit Nährlösung und schwefelsaurem Wasser pH 3,3
- mit Nährlösung nach 7,5 t/ha CaCO₃

Komposte (vergl. Tab. 1)

Der Müllkompost, der im Müllkompostwerk Aurich hergestellt worden ist, besteht überwiegend aus Hausmüll vermischt mit ungefähr 5% Klärschlamm mit ca. 5% Trockensubstanz. Es handelt sich um einen Frischkompost, der nur einer 24 - stündigen Behandlung in einer Drehtrommel bei 50°C unterzogen wurde. Die zugeführte Kompostmenge entspricht 33 Jahresraten nach der Klärschlammverordnung.

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

Der Klärschlamm ist ein Handelsprodukt aus dem Berliner Klärwerk Ruhleben. Er wurde in Faultürmen anaerob ausgefäult und anschließend auf 22% entwässert. In einem weiteren Schritt wurde er mit einer Eintrittstemperatur von 1200°C und einer Austrittstemperatur von 180°C pasteurisiert und getrocknet. Die zugeführte Menge entspricht einer erlaubten Zufuhr innerhalb von 14 Jahren. Der ermittelte Zinkgehalt von 3350 mg/kg überschreitet den in der Klärschlammverordnung festgelegten Grenzwert von 3000 mg/kg. Damit wäre eine Nutzung als Zuschlagstoff nicht erlaubt. Beim Laubkompost handelt es sich um einen Frischkompost aus Westberliner Straßen- und Parklaub. Das Laub war bei Probenahme ungefähr 15 Monate in 2,5m hohen Mieten kompostiert worden. Der Wurmkompost ist eine ein Jahr alte Wurmerde, die durch Aufbereitung von Papier, Wellpappe, Gras, Fallobst und Laub durch den Kompostwurm *Eisenia foetida* entstanden ist.

	Kontrolle	Müllk.	Klärs.	Laubk.	Wurm.
TS %	-	75	73	63	71
org. Subst.	1,7	46	56	35	30
N %	0,08	1,9	4,7	1,2	1,2
C/N	13,6	14	7	17	15
pH CaCl ₂	4,1	7,6	6,2	7,2	6,6
Zn mg/kg	38	1420	3350	260	260
Cd "	0,3	5	10	0,5	0,5
Cu "	19	419	1000	110	54
Pb "	85	660	460	120	100
Mn "	330	440	410	440	430

Tab. 1: Kenndaten des A_p und der Komposte

Ergebnisse

Nach der Ernte der Radieschen zeigte sich, daß die Zufuhr von Klärschlamm die Bodenreaktion nicht aus dem stark sauren Bereich herausheben konnte, aber Laub- und Wurmkompost den pH - Wert auf mäßig sauer anhoben. Den stärksten Einfluß auf die Bodenreaktion hatte der Müllkompost (vergl. Tab. 2).

Mit Ausnahme des Elements Mangan zeigten die Bodenkompostgemische mit Müllkompost und Klärschlamm höhere Schwermetallgehalte als die übrigen Varianten. Das Müllkompostbodengemisch überschritt den Grenzwert für Blei der Klärschlammverordnung, d. h. nach ca. 30-jähriger Anwendung dürfte dieser Kompost nicht mehr angewendet werden.

Erträge

Die Pflanzenenerträge (Tab. 3) wurden fast überall durch die Anwendung der Komposte in den einzelnen Varianten gesteigert. Den stärksten Einfluß auf den Pflanzenenertrag hatten der Klärschlamm und der Müllkompost. Bei diesen Varianten führten das Gießen mit Nährlösung und schwefelsaurem Wasser zu deutlich niedrigeren Rübenenerträgen, während das Kalken den gleichen Rübenenertrag wie die Bewässerung mit destilliertem Wasser lieferte. Die Anwendung von Laubkompost steigerte den Radieschenenertrag gegenüber der Kontrollvariante nicht. Beim Wurm- und beim Laubkompost zeigte die unterschiedliche Behandlung einen weniger starken Einfluß auf den Pflanzenenertrag. Im unbehandelten Boden wurde der Pflanzenenertrag durch die Nährlösung und

das Kalken erhöht. Er erreichte damit ungefähr die Höhe der mit Laub- und Wurmkompost bezuschlagten Varianten.

	Kontrolle	Müllk.	Klärs.	Laubk.	Wurm k.
org. Subst. %	1,7	2,6	1,9	2,2	2,4
pH CaCl ₂	4,1	6,6	4,8	5,4	5,2
Gesamtgehalte					
Zn mg/kg	38	100	100	47	48
Cd "	0,3	0,6	0,5	0,4	0,4
Cu "	19	38	38	23	21
Pb "	85	110	93	87	86
Mn "	330	330	330	330	330
lösli. Anteile					
Zn mg/kg CaCl ₂	3,7	0,6	11	2,3	3,5
Cd µg/kg "	30	34	75	43	47
Cu mg/kg EDTA	5,8	12	11	7,7	7,3
Pb "	32	48	38	39	36
Mn " CaCl ₂	15	5,3	14	10	15

Tab. 2: Kenndaten der Bodenprobe und der Bodenkompostgemische (Behandlungsmethode dest. Wasser)

	aqua dest.		Nährlösung		pH 3,3		CaCO ₃	
	Blatt	Rübe	Blatt	Rübe	Blatt	Rübe	Blatt	Rübe
Kontrolle	4,9	4,5	7,3	4,2	6,9	2,9	8,8	6,1
Müllkompost	10,6	8,0	10,8	4,7	11,5	3,4	9,9	6,2
Klärschlamm	11,0	6,8	9,0	3,9	7,7	2,5	11,1	6,8
Laubkompost	6,4	5,7	8,2	4,7	8,9	5,2	8,5	5,7
Wurmkompost	9,1	5,4	10,3	4,6	10,2	6,1	8,5	4,3

Signifikanzen: Blatt: p = 5% = 2,1 p = 1% = 4,4
 Rübe: p = 5% = 2,5 p = 1% = 4,5

Tab. 3: Trockensubstanzerträge (g)

Pflanzengehalte

Die höchsten Schwermetallgehalte (Tab. 4) hatten die Radieschen der Kontrollvariante und des Klärschlamm-bodengemisches. Durch die Zugabe der anderen Komposte wurden die Gehalte an Zink, Cadmium und Mangan gesenkt. Die Zugabe von Klärschlamm führte zu einem deutlich höheren Bleigehalt in den Blättern, die Bleigehalte der Rüben wurden durch den Zusatz von Müllkompost, Klärschlamm und Laubkompost erhöht. Die Anwendung der Komposte hatte keinen Einfluß auf die Kupfergehalte der Radieschen.

Im unbehandelten Boden und nach Klärschlamm-anwendung zeigten sich die stärksten Auswirkungen bei pH - Veränderung in den Substraten. Das Kalken erniedrigte deutlich die Blatt- und die Rübengehalte gegenüber der angesäuerten Variante und im unbehandelten Boden auch gegenüber der mit destilliertem Wasser gegossenen Variante. Die niedrigsten Cadmiumgehalte zeigten sich in den mit destilliertem Wasser gegossenen Müll-, Laub- und Wurmkompostvarianten. Die Verwendung von Nährlösung, schwefelsaurem Wasser und CaCO₃ erhöhte

die Cadmiumgehalte. Im Laub- und im Wurmkompost erhöhten sich die Gehalte der Rüben in den gekalkten Varianten deutlich gegenüber den angesäuerten und den mit destilliertem Wasser gegossenen. Hier hat vermutlich die erhöhte Ca^{2+} -Konzentration in der Bodenlösung eine erhöhte Cd - Lösungskonzentration bewirkt, wie sie bei HERMS und BRUMMER (1984) für den pH - Bereich von 3 bis 8 gefunden worden ist. Sie fanden in einer in $0,1\text{n Ca(NO}_3)_2$ - Lösung suspendierten Bodenprobe eine stärkere Cadmiummobilisierung gegenüber einer mit aqua dest. ins Gleichgewicht gesetzten Bodenprobe.

Die niedrigsten Mangangehalte zeigten die Pflanzen der gekalkten Varianten, mit Ausnahme der Müllkompostverwendung. Die Erniedrigung war allerdings nicht immer signifikant. Die Verwendung von schwefelsaurem Gießwasser und Nährlösung hatte wenig Einfluß auf die Mangangehalte der Radieschen.

	Kontrolle		Müllk.		Klärs.		Laubk.		Wurm k.	
	Blatt Rube		Blatt Rube		Blatt Rube		Blatt Rube		Blatt Rube	
Zn	288	124	72	37	326	104	83	45	81	41
Cd	1,2	0,37	0,2	0,05	1,2	0,15	0,25	0,05	0,1	<0,02
Cu	14,0	10,7	12,5	11,9	20,0	11,7	14,0	12,5	14,0	9,9
Pb	5,6	1,0	8,2	3,0	17,9	3,2	8,1	2,8	5,2	1,5
Mn	1072	192	143	39	521	88	293	69	227	57

Signifikanzen:	Blatt				Rübe			
	5%		1%		5%		1%	
Zn	162,9	269,5	58,5	96,7				
Cd	0,68	1,12	0,21	0,34				
Cu	6,70	11,10	-	-				
Pb	6,10	10,10	1,40	2,30				
Mn	448,0	741,8	66,2	109,6				

Tab. 4: Schwermetallgehalte (mg/kg) der mit destilliertem Wasser gegossenen Pflanzen

	aqua dest.		Nährlösung		pH 3,3		CaCO ₃		
	Blatt Rube		Blatt Rube		Blatt Rube		Blatt Rube		
Cd -	Kontr.	1,20	0,37	1,10	0,45	1,40	0,67	0,30	0,05
	Müllk.	0,20	0,05	0,60	0,14	0,62	0,20	0,55	0,10
	Klärs.	1,20	0,15	1,74	0,35	1,90	0,34	0,70	0,15
	Laubk.	0,25	0,05	0,30	0,10	0,40	0,02	0,50	0,20
	Wurm k.	0,10	<0,02	0,25	0,05	0,50	0,05	0,72	0,35
Mn -	Kontr.	1072	192	939	130	1247	219	136	42
	Müllk.	143	39	176	61	164	68	141	45
	Klärs.	521	88	477	108	511	146	187	63
	Laubk.	293	69	179	55	190	51	105	45
	Wurm k.	227	57	257	57	246	58	107	39

Signifikanzen vergleiche Tab.4

Tab. 5: Cadmium- und Mangangehalte der Pflanzen (mg/kg) bei den unterschiedlichen Behandlungsmethoden

Entzüge

Die Pflanzen nahmen am wenigsten das Element Blei aus dem Boden und den Bodenkompostgemischen auf (Tab. 6). Der Entzug wurde zwar durch die Zugabe der Komposte erhöht, aber er war mit Werten unter 1% sehr gering. Zink wurde mehr als die übrigen Elemente von den Radieschen aufgenommen, wobei die stärksten Entzüge aus der Kontrolle und der Klärschlammvariante zu verzeichnen waren. Auch für die Elemente Cadmium und Mangan wurden die höchsten Entzüge aus dem unbehandelten Boden und nach Klärschlammbehandlung beobachtet. Trotz der höheren Zink- und Cadmiumvorräte der Müllkompostvariante gegenüber den Laub- und Wurmkompostvarianten waren die Zinkentzüge geringer. Die Cadmiumentzüge aus der Laubkompostvariante waren gleich groß. Die Kupferentzüge waren aus der Klärschlamm- und aus der Wurmkompostvariante am größten.

	Kontrolle	Müllk.	Klärs.	Laubk.	Wurm k.
Zn - Vorrat	130	360	360	160	170
Entzüge					
Blatt	11	2,1	10	3,2	4,4
Rübe	4,2	0,8	2,0	1,6	1,3
Cd - Vorrat	1,2	2,0	1,9	1,2	1,2
Entzüge					
Blatt	4,8	1,1	7,1	1,3	0,7
Rübe	1,4	0,2	0,5	0,2	< 0,01
Cu - Vorrat	67	130	130	79	72
Entzüge					
Blatt	1,0	1,0	1,7	1,1	1,8
Rübe	0,7	0,7	0,6	0,9	0,7
Pb - Vorrat	300	400	330	300	300
Entzüge					
Blatt	0,1	0,2	0,6	0,2	0,2
Rübe	0,02	0,1	0,1	0,1	0,03
Mn - Vorrat	1200	1200	1200	1200	1200
Entzüge					
Blatt	4,6	2,2	5,0	1,6	1,8
Rübe	0,7	0,3	0,5	0,3	0,3

Tab. 6: Schwermetallgesamtvorräte (mg/Topf) und Schwermetallentzüge in % der Gesamtvorräte (Behandlungsmethode aqua dest.)

Schlußfolgerungen

Der Zusatz von Klärschlamm, Müll-, Laub- und Wurmkompost hat einige der Eigenschaften des untersuchten Bodens positiv beeinflußt. So hatten die Bodenkompostgemische höhere pH - Werte und einen höheren Anteil organischer Substanz als die unbehandelte Kontrolle. Den schwächsten Einfluß zeigte hierbei der verwendete Klärschlamm. Gleichzeitig erhöhten sich durch die Zufuhr der Komposte die Schwermetallgehalte in den Bodenkompostgemischen. Hier zeigten der Klärschlamm und der Müllkompost mit ihren höheren Gehalten eine stärker anhebende Wirkung als Laub- und Wurmkompost. Die Komposte zeigten mit Ausnahme des Laubkompostes eine positive Wirkung auf den Pflanzenenertrag. Die Steigerung der Stickstoffgehalte durch die Anwendung von Nährlösung verringerte den Pflanzenenertrag. Dieses wurde auch bei Gemeinschaftsversuchen zur Cadmiumaufnahme aus

verschiedenen Böden mit erhöhten Cadmiumgehalten beobachtet (KUNTZE u. FÖRSTER, 1986). Hier führten eine Stickstoffdüngung von 100 mg/kg Boden bei gleichzeitigem Cadmiumgehalt von 2 mg/kg zu verminder-ten Erträgen bei Radieschen, Schnittsalat, Möhren und Feldsalat. Dieselben Autoren beschreiben auch eine Ertragsminderung von Radieschen durch eine stufenweise Ansäuerung einer sauren Braunerde bei gleichzeitigiger Erhöhung der Cadmiumgehalte in den Versuchspflanzen.

Die Schwermetallgehalte waren im unbehandelten Boden und im Klärschlamm-Bodengemisch am höchsten. Die Zugabe der anderen Komposte hat die Pflanzengehalte gesenkt. Die höhere Aufnahmerate aus dem Klärschlamm wird durch den niedrigen pH - Wert und durch den höheren Gesamtgehalt bewirkt. Beide haben eine erhöhte Konzentration von Schwermetallen in der Bodenlösung zur Folge. Bei Bodengehalten von 100 mg Zn/kg und 0,5 mg Cd/kg wird die schädigende Grenzkonzentration in der Bodenlösung bei pH 6 überschritten (HERMS u. BRÜMMER, 1980). Deswegen ist von einer Anwendung des Klärschlammes abzuraten. Eine Nutzung sollte, wenn überhaupt, nur mit gleichzeitigiger Kalkung erfolgen. Ebenso sollte der untersuchte Müllkompost nicht auf dem Versuchsboden angewendet werden. Sein Zuschlag führte zu einer Überschreitung des Grenzwertes der Klärschlammverordnung für Blei. Laub- und Wurmkompost sind als Zuschlagstoff für den Boden geeignet. Die Anwendung von Laubkompost hat nicht die Schwermetallgehalte in den Radieschen mit Ausnahme von Blei gegenüber dem unbehandelten Boden erhöht. Allerdings führte das Kalken zu erhöhten Cadmiumgehalten in den Pflanzen, weil sich vermutlich die Gleichgewichtsbedingungen in der Bodenlösung noch nicht wieder eingestellt hatten. Langfristig sollte die Bodenreaktion des untersuchten Bodens nach Anwendung von Abfallkomposten in einem Bereich gehalten werden, in dem die Verfügbarkeit der Schwermetalle ihr Minimum hat. POLETSCHNY (1984) und KLOKE (1980) zeigen allerdings, daß die Schwermetallaufnahme von Pflanzen auch mit steigenden Gehalten im Boden zunimmt. Aus diesem Grunde muß die Schwermetallbelastung der Komposte gesenkt werden, wenn nicht neben den positiven Auswirkungen der Kompostausbringung auf dem Versuchsboden eine Anreicherung von Schwermetallen in der Nahrungskette gebilligt werden soll.

Literatur:

- Hermes, U. & Brümmer, G. (1980): Einfluß der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. Landw. Forsch. 33 (4): 408-422
- Hermes, U. & Brümmer, G. (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. Z. Pflanzenernaehr. Bodenk. 147, 400-424
- Kloke, A. (1980): Auswirkungen von Schwermetallen auf Bodenfruchtbarkeit, Flora und Fauna sowie deren Bedeutung für die Nahrungs- und Futterkette. - in: Gottlieb Duttweiler-Institut (Hrsg.), Die Verwendung von Müll- und Klärschlammkomposten in der Landwirtschaft: 58-88, Zürich
- Kuntze, H. & Förster, C. (1986): Zur Cadmiumaufnahme von Pflanzen auf unterschiedlichen Böden. Forschungsbericht 10301255 UBA-FB 85-076. Hrsg.: Umweltbundesamt Berlin
- Poletschny, H. (1984): Verwertung verschiedener Abwasserschlämme im Landbau. -in: HÜSEL, SCHENKEL, STRAUB, Müll- und Abfallbeseitigung, Kennziffer 6510: 1-34 (Erich Schmidt)

Meliorationsdüngung straßennaher Baumstandorte

von

Habermann, P.M. *)

1. Problemstellung

Ungünstige Standortbedingungen und die komplexe Schädigung einer Vielzahl von Belastungsfaktoren beeinträchtigen Stoffwechsel, Wachstum und Vitalität von Bäumen innerstädtischer Straßenrandbereiche, die wichtige ökologische Funktionen ausüben. Stoffeinträge aus Verkehrsemissionen verändern physikalische, chemische und biologische Eigenschaften straßennaher Böden (BROD 1984). Der Durchführung von Meliorationsmaßnahmen kommt im Hinblick auf Sanierung, Schutz und Erhalt innerstädtischer Baumstandorte große Bedeutung zu.

Im Rahmen eines vom Informationsdienst der Deutschen Salzindustrie (IDS) und von der BASF geförderten Forschungsvorhabens sollte geprüft werden, inwieweit gezielte Düngungsmaßnahmen eine meßbare Veränderung der Nähr-elementversorgung in Boden und Pflanze bewirken und resultierend daraus die am Straßenrand herrschende Standortungunst und Streßbelastung der Bäume abgemildert werden kann. Verschiedene Handels- und Versuchsdünger wurden appliziert und hinsichtlich ihrer Wirkung auf Boden und Pflanze beurteilt.

2. Einführung

Tab. 1 faßt einige typische Eigenschaften Bayreuther Straßenrandböden zusammen. Die Kaliumsättigung am Austauscherkomplex ist überwiegend als zu niedrig, die des Natriums teilweise als überhöht anzusehen. Aufgrund des hohen Skelettanteils, der äußerst hohen Wasserleitfähigkeit und des geringen Wasserspeichervermögens ist in Trockenperioden mit Wassermangel zu rechnen.

*) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, Postfach 10 12 51, D-8580 Bayreuth

Skelettanteil	55-79 %	pH (CaCl ₂)	7.2 - 7.6
Carbonatgehalt	0.2 - 4.5 %	pH (H ₂ O)	8.0 - 8.5
Austauschkapazität 14-18 mval/100 g		Feinporen	16 - 25 %
K -Sättigung	0 - 6 %	Mittelporen	5 - 10 %
Ca-Sättigung	56 - 90 %	nFKWe	24 - 54 mm
Mg-Sättigung	8 - 19 %		
Na-Sättigung	0 - 15 %		
kf	$4.7 \cdot 10^{-3}$	-	$9.2 \cdot 10^{-3}$ cm/s

Tab. 1 : Eigenschaften Bayreuther Straßenrandböden

Kaliummangel, Salzbelastung und Wasserstreß rufen Blattrandnekrosen hervor. In Abhängigkeit von der winterlichen Streusalzbringung, der Ernährungssituation am Baumstandort und dem Witterungsverlauf ist die Ausprägung der Schadsymptome unterschiedlich.

Nach dem Ausmaß der Blattrandnekrosen und dem Belaubungszustand lassen sich Straßenbäume verschiedenen Schadkategorien (schwache, mittelstarke, starke Schädigung) zuordnen (ZUCKER und HABERMANN 1983). Mit zunehmendem Grad der Schädigung nimmt der mittlere Gehalt an Kalium in der Blatt-Trockensubstanz ab, der an Chlorid zu (vgl. Tab. 2).

Schädigung	Chloridgehalt (%)	Kaliumgehalt (%)
keine	0.20 - 0.30	1.00 - 1.50
schwach	0.45 - 0.71 (\bar{x} = 0.62)	0.56 - 1.13 (\bar{x} = 0.73)
mittelstark	0.56 - 0.95 (\bar{x} = 0.76)	0.38 - 0.94 (\bar{x} = 0.67)
stark	0.55 - 2.01 (\bar{x} = 1.03)	0.33 - 0.94 (\bar{x} = 0.57)

Tab. 2 : Chlorid- und Kaliumgehalte in der Blatt-Trockensubstanz von Linden unterschiedlichen Schädigungsgrades in Bayreuth

Wasserhaushaltsuntersuchungen an Bayreuther Straßenbäumen zeigten, daß sich Blätter verschiedenen Kalium- und Chloridgehaltes hinsichtlich Transpiration und stomatärer Leitfähigkeit unterscheiden (vgl. Abb. 1).

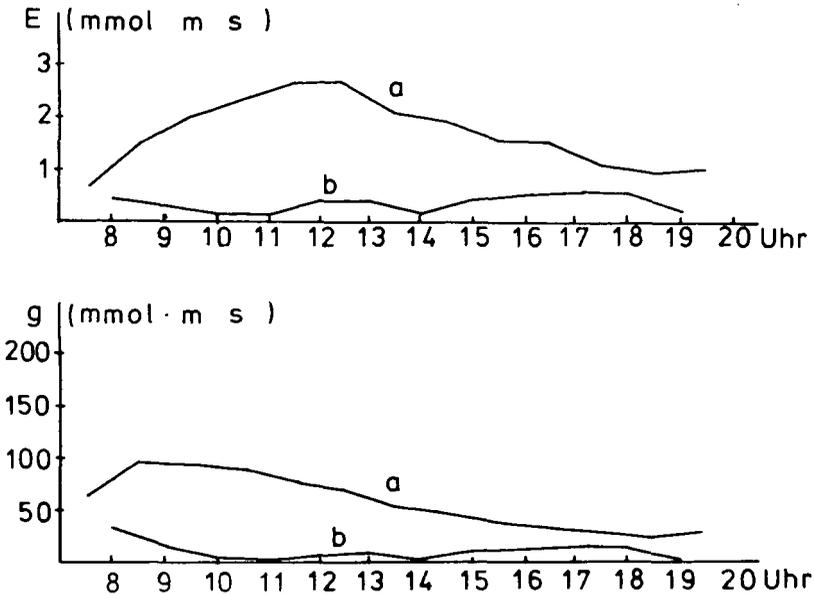


Abb. 1 : Transpiration (E) und stomatäre Leitfähigkeit (g) bei unterschiedlichem Kalium- und Chloridgehalt in der Blatt-Trockensubstanz
Erkrankt (a) : 0.51 % K und 1.06 % Cl
Gesund (b) : 1.07 % K und 0.29 % Cl

Ausreichend kaliumversorgte Blätter geringen Chloridgehaltes transpirieren weniger als kaliumverarmte und chloridbelastete. Da Kalium das Öffnen und Schließen der Stomata steuert, ist denkbar, daß die kaliumreichen Blätter einen intakten stomatären Regelmechanismus zur Vermeidung von Transpirationsverlusten besitzen. Bei den erkrankten Bäumen ist vermutlich aufgrund des K-Mangels in den Blättern die Stomataregulierbarkeit herabgesetzt und nach länger andauerndem Wasserstreß in Trockenperioden wird die Ausprägung von Blattrandnekrosen induziert. Dabei beginnen jene Blattspitzen und Blattränder, welche die höchsten Transpirationswerte aufweisen, am ehesten welk und nekrotisch zu werden. Die Wassernachlieferung aus dem Boden ist eingeschränkt, da dieser den

Bäumen die benötigten Wassermengen aufgrund seiner eingangs erwähnten Eigenschaften nicht bereitstellen kann. Zudem steht einer großen transpirierenden Blattmasse nur eine geringe wasseraufnehmende Wurzelmasse gegenüber.

3. Material und Methoden

Die Durchführung von Meliorationsverfahren ist aufgrund der unausgewogenen Nährstoffversorgung und der bestehenden Belastung am Straßenrand notwendig.

Düngungsversuche an Lindenstandorten erfolgten in einer vom Verkehr stark frequentierten Straße mit hoher Belastung des Randbereiches. Im Mai 1984 und April 1985 wurden verschiedene Handels- und Versuchsdünger appliziert, leicht eingearbeitet und mit einem definierten Wasservolumen (80-100 Liter) eingeschwenmt. Jeder Einzelbaum erhielt insgesamt 1680 g K_2O und 556 g N (vgl. Tab. 3).

Dünger	N	P_2O_5 (P)	K_2O (K)	MgO (Mg)
COMPO Baumkraft	558	391 (170)	1682 (1396)	239 (143)
$KMgPO_4$ + Floranid	556	2531 (1104)	1678 (1393)	1435 (861)
BAS 178 02 D	556	0	1678 (1393)	417 (250)
Kaliumnitrat Superphosphat Magnesiumsulfat } }	557	90 (39)	1680 (1394)	48 (29)
Kontrolle	0	0	0	0

Tab. 3 : Applizierte Nährstoffe bzw. Närelemente (in g) pro Einzelbaum

Die Beprobung des Bodens in verschiedenen Tiefenbereichen (0-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm) geschah im Mai 1984 (5/84), April 1985 (4/85), Oktober 1985 (10/85) und April 1986 (4/86). Blattmaterial aus dem oberen belichteten

Kronenraum wurde jeweils im Juni und August 1984 und 1985 sowie im Juni 1986 entnommen.

Ermittelt wurden pH-Wert in salzhaltiger und wäßriger Bodensuspension, Austauschkapazität und sorbierte Kationen, Gehalt an wasserlöslichen Salzen, elektrische Leitfähigkeit und CAL-lösliches Kalium und Phosphat. In der Blatt-Trockensubstanz wurden unter anderem die Gehalte an Stickstoff, Phosphor, Kalium, Magnesium, Calcium, Natrium und Chlorid bestimmt.

4. Ergebnisse und Diskussion

Im folgenden sollen die durch die Meliorationsdüngung bewirkten Veränderungen hinsichtlich Kalium herausgestellt werden. Bei allen Versuchsgliedern konnte nach Applikation der verschiedenen Dünger im Tiefenbereich von 0-20 cm eine gegenüber der Kontrolle statistisch mittels F-Test sicherbare Zunahme des austauschbaren (vgl. Abb. 2), wasserlöslichen und CAL-löslichen Kaliums festgestellt werden. Verschiedene Löslichkeitseigenschaften sind für die Wirkungsunterschiede zwischen den einzelnen Düngern verantwortlich. Während Kalium in der Variante $KMgPO_4$ + Floranid kontinuierlich ansteigt, ist bei COMPO Baumkraft und BAS 178 02 D aufgrund deren hoher Löslichkeit eine schnelle und direkte Wirkung (vgl. Probenahmezeitpunkt 10/85) zu beobachten.

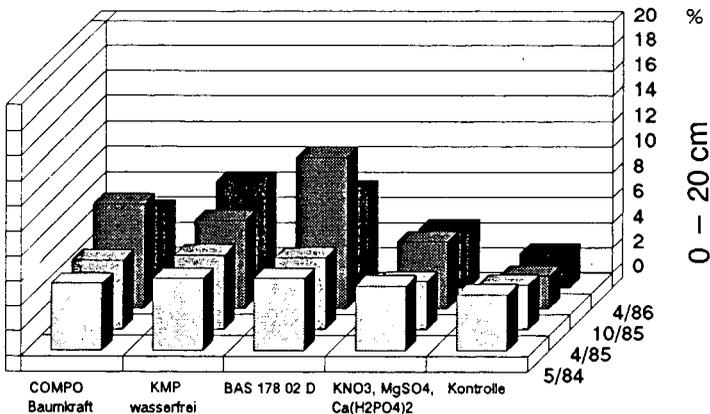


Abb. 2 : Gehalte an austauschbarem Kalium (in % der Austauschkapazität) und deren zeitliche Veränderung

Während die Düngungsmaßnahmen eine deutliche Erhöhung der Kaliumgehalte am Austauscher bewirkten, war es nicht möglich, sichere Erkenntnisse über die Kalium-Düngewirkung auf den Ernährungszustand der Bäume abzuleiten. Statistisch sicherbare Unterschiede zwischen den Versuchsvarianten waren nicht zu erkennen (vgl. Abb. 3).

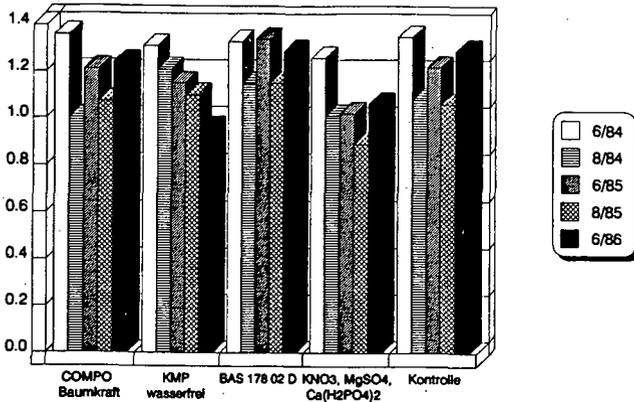


Abb. 3 : Kaliumgehalte der Blatt-Trockensubstanz (in %) und deren zeitliche Veränderung

Aufgrund des gegenüber dem langjährigen Mittel kühleren und niederschlagsreicheren Witterungsverlaufes im Untersuchungszeitraum war die Streßbelastung der Bäume herabgesetzt. Die erhöhten Feuchtigkeitsbedingungen ermöglichten es auch den Kontrollbäumen, sich bodeneigene Kaliumvorräte verfügbar zu machen. Möglich ist, daß in künftigen Trockenperioden die gedüngten Linden besser mit Kalium versorgt werden können als ungedüngte. Vermutlich werden sie aufgrund des höheren Kaliumvorrats unter Streßbedingungen mit dem Wassermangel besser fertig. Dies muß jedoch noch geprüft werden.

5. Literatur

- BROD, H.G. : Auswirkungen der Auftausalze auf physikalische, chemische und biologische Bodenparameter. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 25, 236-242 (1984).
- ZUCKER, A. und HABERMANN, P.M. : Sanierungsversuche an streusalzgeschädigten Linden mittels Meliorationsdüngung. Das Gartenamt 32, 551-556 (1983).

Standortvergleichende Ergebnisse einer zweijährigen Ökosystembilanz geschädigter Fichtenbestände im Fichtelgebirge

von

HANTSCHHEL, R., KAUPENJOHANN, M., HORN, R. und W. ZECH *

1. Einleitung

Ziel unserer Untersuchungen war es, die Wasser- und Elementflüsse in den einzelnen Kompartimenten der Fichtenforste mit Hilfe eines ökosystemaren Bilanzierungsansatzes zu bestimmen. Diese Freilanddaten und die Ergebnisse von Einzeluntersuchungen unter kontrollierten Laborbedingungen sollen die direkte Wirkung saurer Einträge auf den Nährstoffhaushalt der Nadel, sowie die indirekten Wirkungen auf den Gesundheitszustand der Bäume durch Veränderungen der bodenchemischen Bedingungen aufklären helfen. Außerdem sollen Einblicke in wichtige, v.a. bodeninterne Reaktionsabläufe gewonnen werden, die zum Verständnis der verschiedenen Schadenssymptome und Krankheitsverläufe des Waldsterbens beitragen.

In dieser Arbeit werden neben der Wasserbilanz die Stoff-Flüsse in zwei verschiedenen geschädigten Fichtenforsten dargestellt. Dabei wird näher auf das Depositionsgeschehen im Untersuchungsraum Fichtelgebirge während der ersten zwei Meßjahre eingegangen. Nicht näher eingegangen wird in diesem Rahmen auf die Veränderungen der Elementbilanzen nach Ausbringung verschiedener Düngervarianten.

2. Material und Methoden

Die untersuchten Jungfichtenbestände (20-40 jährig) liegen in Oberwarmersteinach (O) und Wülfersreuth (W) in Höhen zwischen 680 und 760 mNN (genaue Standortparameter siehe HANTSCHHEL 1987), wobei der Bestand in O wegen seiner starken Gelbspitzigkeit, aufgrund von Mg-Mangel, als geschädigt gilt, während die Fichten in Wülfersreuth als gesund eingestuft wurden (Ernährung der Bestände siehe KAUPENJOHANN et al. 1987). In O stocken die Bäume auf einem, v.a. Mg-armen Podsol, in Wülfersreuth auf einer Podsol-Braunerde. Beide Profile sind durch hohe Skelettgehalte charakterisiert, die auch die anderen bodenphysikalischen Parameter stark beeinflussen (HANTSCHHEL 1987). An jedem Standort wurden fünf Parzellen angelegt, eine Kontroll- und vier Düngerpzellen (KAUPENJOHANN et al. 1987).

Die Wasserhaushaltsparameter Niederschlag, Wassergehalt und Saugspannung im Boden wurden von Juli 1984 bis Juni 1986 wöchentlich ermittelt. Im selben Rhythmus wurden Proben des Niederschlags und der Bodenlösung in verschiedenen Tiefen gewonnen, um 14-tägig die chemische Zusammensetzung dieser Proben zu erfassen. Meßgeräte, Meßaufbau im Gelände und Auswertemethoden entsprechen grundsätzlich den von MEIWES et al. (1984) vorgestellten und sind detailliert in HANTSCHHEL (1987) aufgeführt. Zur Berechnung der Wasserflüsse im Boden wurde ein eindimensionales, implizites Wasserhaushaltsmodell neu konzipiert und implementiert (HANTSCHHEL 1987).

3. Ergebnisse und Diskussion

Wasserhaushalt

In Oberwarmersteinach wird der Wasserhaushalt des Bilanzierungsjahr 1984/85, das wegen fehlender meteorologischer Daten erst am 23.7.1984 beginnt, stark von den sehr niederschlagsreichen Monaten Juli, August und September geprägt, die zu der hohen Niederschlagssumme von 1269 mm führen (Abb. 1). Der regenreiche Sommer 1984 mit wenig

* Lehrstuhl für Bodenkunde, Univ. Bayreuth, Pf. 101251, 8580 BT

Sonnenschein bedingt sowohl eine relativ niedrige Bestandesinterzeption von 18% des Freilandniederschlags als auch eine niedrige Transpiration der Fichten. Sie beträgt deshalb für das erste Bilanzierungsjahr nur 20% des Bestandesniederschlags. Die Sickerwassermengen werden außer vom Wurzelwasserentzug, d.h. der Transpiration, stark von den bodenphysikalischen Eigenschaften bestimmt. Da die Wasserspeicherkapazität des Solums niedrig ist und sich die Monate mit den höchsten Versickerungsmengen nicht mit denen höchster Transpiration decken, versickern 83% der Bestandesniederschläge im Grundwasser. Als Folge tritt eine Verringerung des Bodenwasserspeichers in der Jahresbilanz auf. Vergleicht man das folgende Bilanzierungsjahr 7/1985 - 6/1986 mit dem ersten Jahr, so liegen die Niederschläge mit 1132 mm deutlich niedriger, besonders wenn man die von Anfang Juli 1984 bis Ende Juni 1985 gefallenen Niederschläge mit 1403 mm zum Vergleich heranzieht. Da kaum anhaltende Regenperioden vorkommen und der Sommer bzw. Herbst 1985 trockener als diese Periode im Vorjahr ist, liegt die Bestandesinterzeption bei 21% und die Fichten transpirieren 33% des Bestandesniederschlags. 69% letzterer Größe versickern im Grundwasser und somit verringert sich der Bodenwasserspeicher ebenfalls geringfügig.

In Wülfersreuth beginnt das Bilanzierungsjahr 1984/85 erst am 17.9.1984, weshalb die Niederschlagssumme nur 728 mm beträgt. Die Bestandesinterzeption liegt bei 17% des Freilandniederschlags, die Transpiration bei 30% des Bestandesniederschlags. Der Sickerwasseraustrag von 73% verursacht eine Verringerung des Bodenwasservorrates. In der Periode 7/1985 - 6/1986 liegen die Freilandeinträge in W bei 1041 mm, die Bestandesinterzeption bei 23% und die Transpiration bei 62%. Die hohe Transpiration, v.a. im Sommer 1985 führt zu einer Reduzierung der Sickerwasserausträge auf 42% des Bestandesniederschlags und zu einer Reduzierung der Bodenfeuchte im Profil.

Die Saugspannungs- und Wassergehaltsverläufe über die zwei Meßjahre hinweg zeigen für beide Standorte bis auf wenige und nur kurzanhaltende Ausnahmen den für die Wasserversorgung der Pflanzen günstigen Wasserstatus im Boden an (HANTSCHEL 1987). Abbildung 2 zeigt dies beispielhaft an den Tensionen des Standortes O. Als höchste Saugspannungen treten kurzzeitig 700 hPa auf.

Bewertet man die Wasserbilanz der Fichtelgebirgsstandorte für den Untersuchungszeitraum nach ökologischen Aspekten, so ist die ausreichende Wasserversorgung der Fichtenbestände herauszustellen. Dies ist v.a. durch die hohen Niederschlagssummen und die fehlenden Trockenperioden bedingt. Es ist jedoch wichtig zu betonen, daß die skellethaltigen Böden in O und W wegen ihrer niedrigen nutzbaren Feldkapazität und ihren niedrigen ku-Werten schnell austrocknen können. Die Fichten in W sind bei Trockenheit aufgrund des oberflächennahen Hangwasserzuges weniger gefährdet als die Bäume in O. Von ökologischer Bedeutung ist auch die hohe Versickerungsrate, die sowohl Schadstoffe als auch Nährstoffe, speziell mit dem Makroporenfluß (HANTSCHEL 1987), in das Grundwasser transportiert. Besonders für den Nährstoffhaushalt der armen Standorte ist diese hohe Auswaschung ungünstig.

Elementbilanz

Zur Einordnung des Depositionsgeschehens im Fichtelgebirge sind in Tab. 1a und 1b die Niederschlagsdepositionen einiger Ionen des Jahres 1985 mit anderen Standorten verglichen. Zwischen O und W lassen sich keine signifikanten Unterschiede in der Gesamtdeposition der aufgelisteten Ionen feststellen. Die H⁺-Einträge variieren im süd-

deutschen Raum, mit Ausnahme des Schönbucks, kaum. Dies steht in Einklang mit den geringen Unterschieden der SO_4 -S- und N_x -Belastung, die Hauptverursacher dieser H^+ -Einträge sind. Der Solling zeigt höhere Einträge. Für die Schwermetalleinträge von Zn, Cd, Pb und Cu erkennt man die starke Immissionsbelastung des Fichtelgebirges, die nur vom Blei im Solling klar übertrifft wird.

Da viele ökologische Studien der letzten Jahre die große Bedeutung der hydrochemischen Veränderungen des Regenwassers während der Passage durch die Baumkronen für den Stoffhaushalt gezeigt haben (Literaturüberblick in HANTSCHHEL 1987), wurde für H, SO_4 -S, K, Ca und Mg eine differenzierte Kronenraumbilanz nach ULRICH (in MEIWES et al. 1984) berechnet. Die wichtigsten Ergebnisse sollen im folgenden vorgestellt werden. Für den SO_4 -Schwefel (Abb. 3) lassen sich bei nicht unterschiedlichem Freilandinput von 20 kg/ha/1985 signifikant höhere gasförmige S-Einträge in den geschädigten Bestand in O, verglichen mit W, absichern. Somit liegt der Bestandeseintrag an SO_4 -S für 1985 in O mit 42 kg/ha signifikant höher als in W mit 29 kg/ha. Entsprechendes läßt sich in Abbildung 4 für die Protonen erkennen. Bei Freilandeinträgen von 0.5 kg/ha/1985 führt der signifikante Unterschied im gasförmigen, über das SO_4 erfolgenden, Eintrag in O zu einer signifikant höheren Gesamtdeposition an Protonen von 1.58 kg/ha/1985 als in W (0.94 kg/ha/1985). Bei Nichtberücksichtigung der Kronenraumprozesse und Ermittlung des Protoneninputs mit Hilfe des Bestandesniederschlages erfolgt eine deutliche Unterschätzung des Eintrags, die z.B. für 1985 in O bei 50% liegt - Input über Bestandesniederschlag 1.02 kg/ha. Ebenfalls zu erkennen ist die höhere Kronenraumpufferung, die der geschädigte Bestand in O gegenüber dem in W leistet. Die standörtlichen Unterschiede im Depositionsgeschehen in der Krone sind wahrscheinlich mit der verschiedenen Lage der Jungbestände zu erklären (HANTSCHHEL 1987). Die Kronenraumpufferung bedingt ein Leaching von organischen Säuren und basischen Kationen, v.a. von K, Ca und Mg. Für die untersuchten Bestände wird nur das K-Leaching vorgestellt, das in O, wahrscheinlich wegen der starken Nadelschädigung, signifikant höher ist als im gesunden Bestand in W (Abb. 5).

Vergleichende Inputmessungen in nicht durch Mg-Mangel geschädigten, 100-jährigen Fichtenbeständen in O, die direkt neben den Jungbeständen auf demselben Substrat stocken, zeigen die Bedeutung der Filterkapazität der Bäume für den Input, v.a. von Säurebildnern. So konnte für die Periode 8/1985 - 6/1986 ein etwa 1.5-facher SO_4 -S- und Protoneneintrag unter dem Altbestand, verglichen mit dem Jungbestand, gemessen werden. Der Unterschied ergab sich durch höhere partikuläre und höhere gasförmige Deposition in den Kronen der Altfichten, der für die Protonen nicht durch höhere Leachingraten kompensiert werden konnte (HANTSCHHEL 1987). Diese Ergebnisse bestätigen die Annahme, daß auf demselben Substrat und in nächster Nähe je nach Filtereigenschaften der Bäume verschiedene Säurefrachten den Boden erreichen und dort verschiedene chemische Prozesse auslösen - wie von KAUPENJOHANN und HANTSCHHEL (1987) in Laborversuchen gezeigt.

Die Dynamik der Ionen in den Böden der beiden Versuchsflächen wird durch die unterschiedlichen H^+ -Einträge und die verschiedenen Pufferbereiche im Mineralboden bestimmt. In W erfolgt die Pufferung durch die Bildung von Al-hydroxoverbindungen und deren Eintausch am Sorptionskomplex gegen basische Kationen, v.a. Ca (Austauscherpufferbereich). In O werden die Protonen ebenfalls durch Al-hydroxoverbindungen gepuffert, die Al^{3+} -Konzentration in der Bodenlösung steigt jedoch an, da die Austauscher mehr oder weniger mit Aluminium gesättigt sind. An beiden Standorten treten als begleitende Anionen in der Bodenlösung v.a. Nitrat und Sulfat auf.

Betrachtet man die Ökosystembilanz der wichtigsten Ionen z.B. für

1985 (Abb. 6), so erkennt man in O und W eine Verarmung an basischen Kationen. Diese ist in W wegen der noch höheren Vorräte stärker ausgeprägt. Der Sulfataustrag ist etwa gleich dem Input, sodaß nach der ersten Bilanzierungsphase nicht entschieden werden kann, ob der Boden als Sulfatspeicher oder als -quelle dient. Die N-Bilanz ist leicht negativ und zeigt, daß die Pflanzen das reichliche N-Angebot nicht nutzen können.

4. Zusammenfassung

- Die Wasserbilanz der beiden Fichtelgebirgsstandorte Oberwarmensteinach (O) und Wülfersreuth (W) zeigt während der zweijährigen Untersuchungsperiode ausreichende Wasserversorgung der beobachteten Fichtenbestände.
- Bei gleichem Freilandeintrag an Säurebildnern in beide 20-40 jährige Fichtenbestände erfolgt im geschädigten Bestand in O eine signifikant höhere SO_4 -Ausfilterung, die zu höheren Protonen- und Sulfateinträgen führt.
- In benachbarte Altbestände in O auf selben Substrat wird durch deren höhere Filterkapazität etwa 1.5 mal soviel SO_4 -S und H^+ wie in den Jungbestand eingetragen.
- Die höheren Protoneneinträge und die ungünstigeren bodenchemischen Bedingungen in O führen zu einer ökologisch schlechteren Zusammensetzung der Bodenlösung als in W. Diese Fakten stehen in Einklang mit der unterschiedlich ausgeprägten Waldschadenssituationen an den Standorten.

5. Literatur

- BÜCKING, W., EVERS, F.-H. und KREBS, A. (1986): Das landschafts-ökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch (DFG), VCH Verlagsgesellschaft, 271-324
- DUNKEL, J., REHFUESS, K.E., BAUM, U., PRAUN, R. und SKREBSKY, J. (1987): Forstl. Forschungsber. München (im Druck)
- HANTSCH, R. (1987): Bayreuther Bodenkundl. Ber. 3
- KAUPENJOHANN, M. und HANTSCH, R. (1987): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, 156-160
- KAUPENJOHANN, M., ZECH, W., HANTSCH, R. und HORN, R. (1987): Forstw. Cbl. 106, 78-84
- MAYER, R. (1981): Göttinger Bodenkundl. Ber. 70
- MEIWES, K.-J., HAUHS, M., GERKE, H., ASCHE, N., MATZNER, E. und LAMERSDORF, N. (1984): Ber. Forschungsz. Waldökosys./Waldst. 7
- ULRICH, B., MAYER, R. und KHANNA, P.H. (1979): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 142, 601-615
- ULRICH, B. (1986): Ber. Forschungsz. Waldökosys./Waldst. B 2

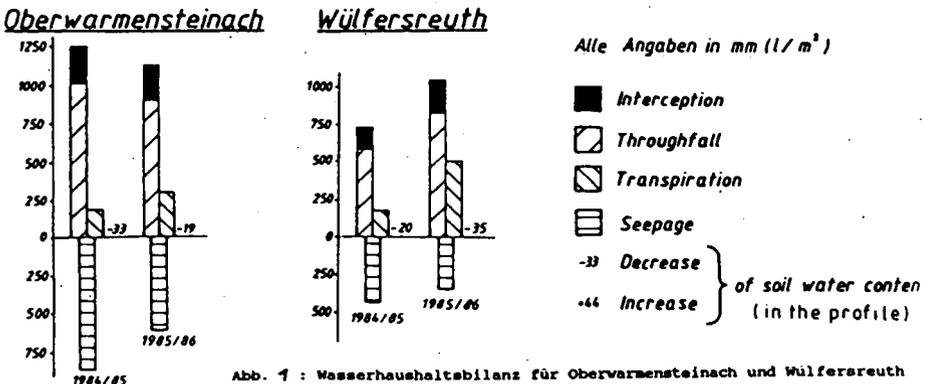


Abb. 1 : Wasserhaushaltsbilanz für Oberwarmensteinach und Wülfersreuth

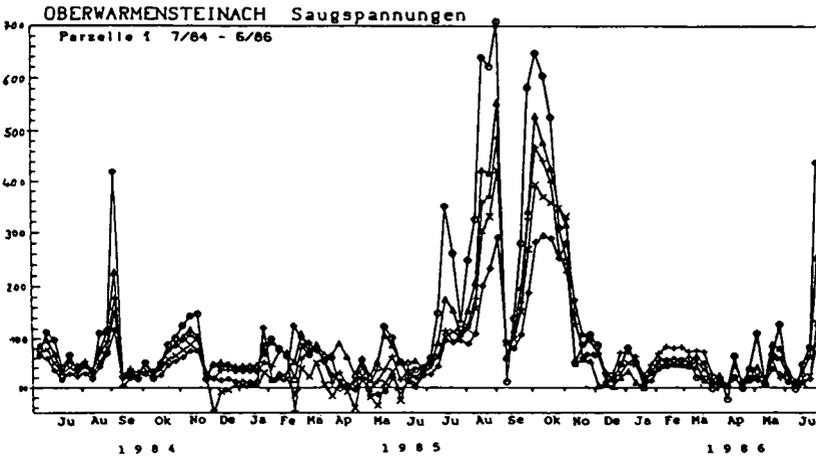


Abb. 2 : Tensionangablinien in 5 verschiedenen Bodentiefen für Parzelle 1 in Oberwarmensteinach

(○ = 10 cm, △ = 25 cm, + = 40 cm, × = 55 cm, ◇ = 75 cm)

SO₄-S Parzelle 1
Kronenraumbilanz

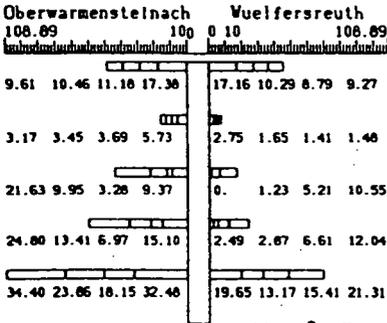


Abb. 3: Kronenraumbilanz für Sulfat-S

LEGENDE :

Einheit auf der x-Achse : kg/ha
Jeder Querbalken = 4 Halbjahre



ND Niederschlagsdeposition

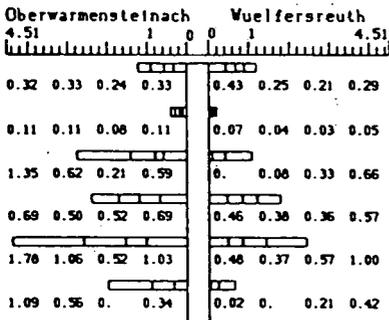
IDP Partikuläre Interception

IDG Gasförmige Deposition

TD Gesamtinterceptionsdep.

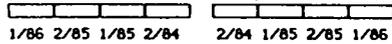
BD Bestandesdeposition

H⁺ Parzelle 1
Kronenraumbilanz



LEGENDE :

Einheit auf der x-Achse : kg/ha
Jeder Querbalken = 4 Halbjahre



ND Niederschlagsdeposition

IDP Partikuläre Interception

IDG Gasförmige Deposition

BD Bestandesdeposition

TD Gesamtdeposition

HPU H⁺ - Pufferung

Abb. 4: Kronenraumbilanz für Protonen

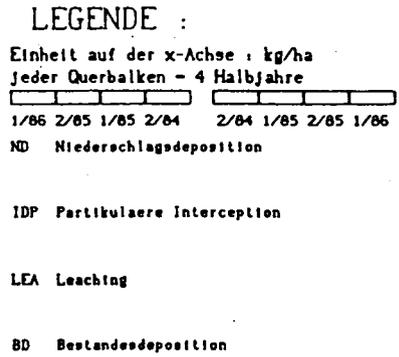
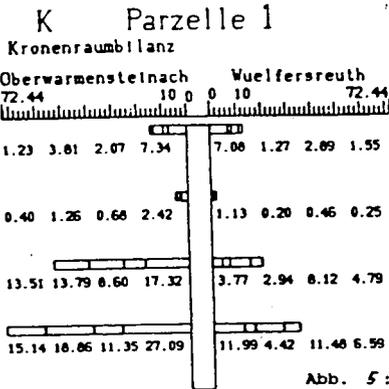


Abb. 5: Kronenraumbilanz für Kalium

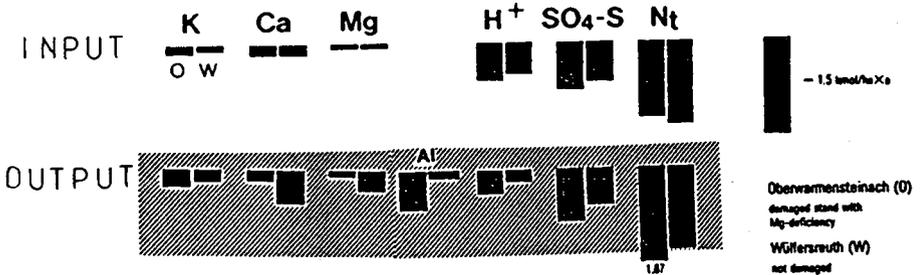


Abb. 6 : Ökosystembilanz zweier Jungfichtenstandorte (20- bis 40- jährig) in Oberwarsteinach und Wulfersreuth

Tab. 1a: Ausgewählte Elementflüsse im Freilandniederschlag (kg/ha) des Jahres 1985 für die Fichtengebirgsstandorte Oberwarsteinach (O) und Wulfersreuth (W) im Vergleich zu anderen Standorten

	O	W	Solling(1)	Bodenmais(2)	Taubenberg(2)	Schönbuch(3)
H ⁺	0.54	0.46	0.79	0.5	0.4	0.15 - 0.37
K	5.88	4.16	3.7	7.2	2.6	2.1 - 4.4
Ca	6.55	6.98	10.0	8.9	8.4	3.5 - 9.4
Mg	1.53	1.48	1.8	1.6	1.6	0.6 - 0.9
N	16.5	18.2	24.3	21	17	5.5 - 8.2
SO ₄ -S	21.54	19.08	23.5	28	22	15 - 23

nur NH₄-N und NO₃-N

Tab. 1b: Flüsse der Schwermetalle Zn, Cd, Pb und Cu mit dem Freilandniederschlag (g/ha) in Oberwarsteinach (O) und Wulfersreuth (W) im Vergleich zu anderen Standorten

	O	W	Solling(4)	Schönbuch(3)	Hils(5)
Zn	1220	1150	1377	52-370	190
Cd	10.3	13.5	15.86	2	1.7
Pb	184.3	170.0	285	-	116
Cu	711.3	563.2	236	-	26.5

- (1) Mittelwerte 1969-1979 von UELICH et al. (1979)
 (2) Mittelwerte 1980/81 von DUNEL et al. (1987)
 (3) Mittelwerte 1978-1982 von BÜCKING et al. (1984)
 (4) Mittelwerte 1974-1979 von WATER (1981)
 (5) von UELICH et al. (1986b)

Bodenextrakte zur chemischen Kennzeichnung der Nährstoffversorgung unterschiedlich säurebelasteter Fichtenstandorte

von

Kaupenjohann, M., Hantschel, R., Horn, R. und Zech, W. ^{†)}

Einleitung

Vielfach gehen die neuartigen Waldschäden einher mit Störungen der Mineralstoffversorgung (KAUPENJOHANN und ZECH, 1987). Insbesondere für den Schadenstypus der "Nadelvergilbung in den höheren Lagen der deutschen Mittelgebirge" (FBW, 1986) konnte dieser Befund nadelanalytisch belegt werden. Die Ergebnisse weisen auf Mg-Mangel sowie schwache Ca- und Zn-Versorgung hin (ZECH und POPP, 1983, BOSCH et al., 1983, HÜTTL, 1985). Zur Beurteilung der Ursachen dieser verbreiteten Ernährungsstörungen von Waldbäumen kann die Untersuchung von Beziehungen zwischen pflanzenverfügbaren Bodennährstoffgehalten und der Baumernährung einen wichtigen Beitrag leisten. Sofern signifikante Beziehungen gefunden werden kommt der chemischen Bodenuntersuchung über ihre Bedeutung für die Ursachenforschung hinaus sowohl eine Funktion im Hinblick auf die Schadensdiagnose als auch für die Schadenstherapie (z.B. durch Düngung) zu. Da bisher kaum Ergebnisse darüber vorliegen, prüften wir einige für den Routinebetrieb geeignete Bodenextraktionsverfahren.

Material/Methoden

Untersucht wurden insgesamt 43 Fichtenstandorte verteilt über die Bundesrepublik Deutschland. Schwerpunkte befinden sich in NO-Bayern (Fichtelgebirgsstandorte), den bayerischen Kalkalpen und in SW-Deutschland (vgl. Kaupenjohann, 1988).

Bodenanalytisch bearbeiteten wir a) lufttrockene < 2mm gesiebte Proben der Mineralbodenlage 0-5, 5-10, 10-20 und 0-20 cm (ausschließlich Fichtelgebirge) sowie 0-10 und 20-30 cm für alle Standorte. Im Perkolationsverfahren wurden dabei sukzessive Wasser-(Boden/Wasser-Gewichtsverhältnis = 1/25) und 1 N NH₄Cl- (Boden/NH₄Cl-Gewichtsverhältnis = 1/50) (vgl. WESLER, 1987). In den Extrakten bestimmten wir die Ca-, Mg-, K-, Mn-, Al- und Fe-Gehalte mit AAS (Perkin Elmer 420).

Die Summe der mit Wasser und NH₄Cl extrahierbaren Kationen entspricht den mit 0,5 n NH₄Cl austauschbaren Kationen (Methode nach TRÜBY und ALDINGER, 1986).

†) Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie,
Postfach 101251, D-8580 Bayreuth

*) Proben die Herr Dr. Hüttl freundlicherweise zur Verfügung stellte (vgl. HÜTTL, 1985).

Zum Vergleich wurden neben lufttrockenen Böden b) auch feldfrische, natürlich gelagerte Proben (Fichtelgebirge, bayerische Kalkalpen) nach der PBL-Methode mit unterschiedlich konzentrierter H_2SO_4 extrahiert (HANTSCHHEL et al., 1986, KAUPENJOHANN und HANTSCHHEL, 1987⁴, KAUPENJOHANN et al., 1987a). Die Ergebnisse der Nadelanalysen beziehen sich auf die Gesamtgehalte rezenter Nadeln des 3. z.T. 4. Wirtels der Probefichten.

An den NO-bayerischen Probestandorten (n=13) wurde die Wurzelverteilung nach MURACH (1984) zur Beurteilung des Einflusses der Bodendurchwurzelung auf die Nährelementversorgung der Fichten aufgenommen.

Die statistische Auswertung der Ergebnisse erfolgte mit SPSS. Von den berechneten Beziehungen werden hier nur einige ausgewählte dargestellt.

Ergebnisse

Lufttrockene, gesiebte Bodenproben

Abb. 1 zeigt die Beziehungen zwischen austauschbaren K- und Mg-Bodengehalten (0-10 cm) (=Summe der mit Wasser und NH_4Cl extrahierbaren Kationen) und den entsprechenden Nadelspiegelwerten der Probefichten.

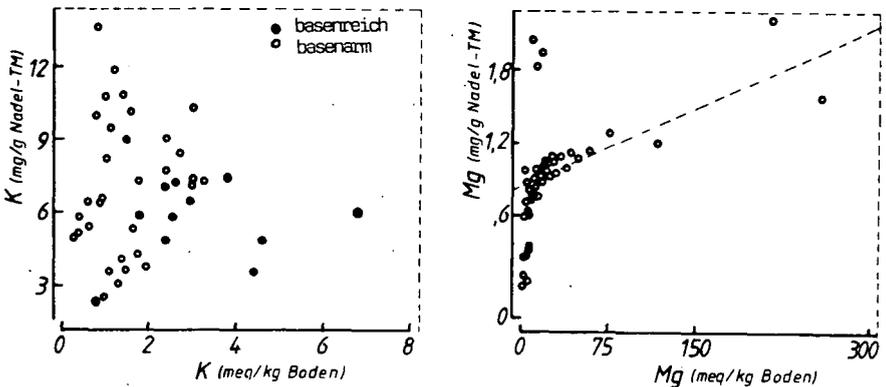


Abb. 1: Beziehungen zwischen den austauschbaren K- und Mg-Bodengehalten und der K- bzw. Mg-Versorgung von Fichtennadeln (n=43)

Während sich für Mg eine signifikante, allerdings nur sehr lose Beziehung ($r=0.49$) berechnen lässt, korrelieren die K-Gehalte der Böden nicht mit den Nadelwerten. Das gilt auch dann noch, wenn die Böden in ein basenreiches und ein basenarmes Kollektiv aufgeteilt werden.

Lassen sich möglicherweise die Beziehungen durch Trennung der austauschbaren K- und Mg-Gehalte in eine Wasser- und eine NH_4Cl -extrahierbare Fraktion verbessern?

In Tab. 1 sind die statistischen Parameter der entsprechenden Berechnungen dargestellt. Die Ergebnisse deuten aber auf keine straffen Korrelationen.

Tab. 1: Beziehungen zwischen K- und Mg-Gehalten in Boden-Wasser- bzw. Boden-Ammoniumchlorid-Extrakten und K- und Mg-Nadelspiegelwerten von Fichten (n=43)

		r	p
K	(Wasser-Extrakt)	nicht signifikant	
K	(Ammonium-Extrakt)	nicht signifikant	
Mg	(Wasser-Extrakt)	0.49	0.01
Mg	(Ammonium-Extrakt)	0.50	0.01

Es ist bekannt, daß die Nährstoffaufnahme auch abhängig ist von der Anwesenheit anderer, antagonistisch wirkender Ionen in der Bodenlösung. Wir prüften deshalb ob zwischen den K- bzw. Mg-Äquivalentanteilen an der Kationenzusammensetzung der Bodenlösungen und den K- und Mg-Nadelspiegelwerten Beziehungen gefunden werden können. Die Ergebnisse (Abb. 2) zeigen aber, daß so kaum eine Verbesserung der Beziehungen erreicht wird.

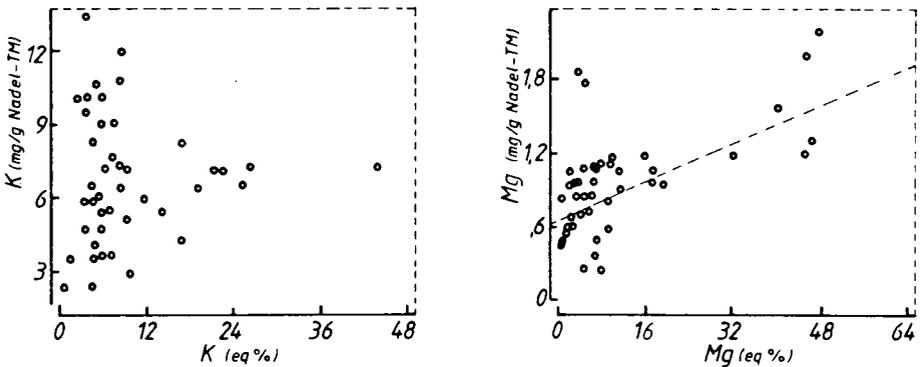


Abb. 2: Beziehungen zwischen den K- und Mg-Äquivalentanteilen der Boden-Wasser-Extrakte (eq %) und der K- bzw. Mg-Versorgung von Fichtennadeln (n=43)

Anhand der Probeflächen in NO-Bayern (n=13) prüften wir den Einfluß der Wurzelverteilung auf die Beziehungen zwischen Boden- und Fichtennährstoffgehalten. Die Nährstoffvorräte der einzelnen Bodenlagen wurden dazu auf die entsprechenden Wurzelmassen bezogen und die so erhaltenen Werte addierten wir zu einem gewichteten Nährstoffvorrat für die 0-20 cm Mineralbodenlagen.

Tab. 2 zeigt die Korrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen ungewichteten bzw. gewichteten mit Wasser extrahierbaren K- und Mg-Bodenvorräten und den entsprechenden Elementgehalten in den Nadeln.

Tab. 2: Korrelationskoeffizienten für die Beziehungen zwischen den mit der Wurzelmasse gewichteten K-, Ca und Mg-Vorräten der Böden und den entsprechenden Nadelspiegelwerten im Vergleich zu ungewichteten Nährstoffvorräten (n=13)

H ₂ O-Extrahierbare Bödenvorräte an:	ungewichtet	gewichtet
K	nicht signifikant	0.79
Mg	0.85	nicht signifikant

Man erkennt, daß auch nach Reduzierung des Stichprobenumfangs auf die NO-bayerischen Probeflächen keine Beziehung zwischen den K-Vorräten der Böden und den K-Nadelspiegelwerten gefunden wird. Berücksichtigt man aber die Wurzelverteilung, so errechnet sich eine signifikante Beziehung mit einem Korrelationskoeffizienten von $r=0.79$. Demgegenüber verschlechtert sich die Beziehung für Mg nach Gewichtung der Mg-Bödenvorräte mit den Wurzelmassen.

Als Grund für das gegenläufige Verhalten dieser beiden Nährelemente können möglicherweise Unterschiede im Transportmechanismus angesehen werden. Während nämlich Kalium zu hohem Anteil durch die Diffusion an die Pflanzenwurzel transportiert wird, erfolgt die Anlieferung des Magnesiums in erster Linie über den Massenfluß. Im Gegensatz zum Transport durch Massenfluß ist aber die diffusive Nährstoffanlieferung stark abhängig vom Transportweg und damit von der Durchwurzelung des Bodens.

Feldfrische, natürlich gelagerte Bodenproben

Die Abb. 3 und 4 zeigen Beziehungen zwischen den K- bzw. Mg-Äquivalentanteilen im Perkolationsextrakt natürlich gelagerter Bodenproben (PBL) und den K- bzw. Mg-Nadelspiegeln.

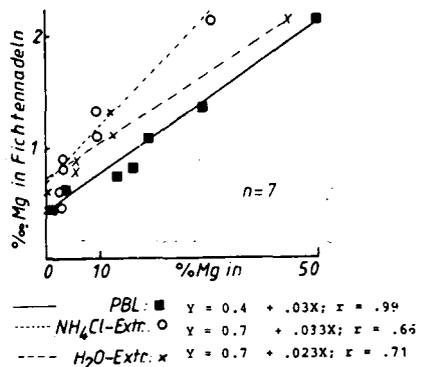
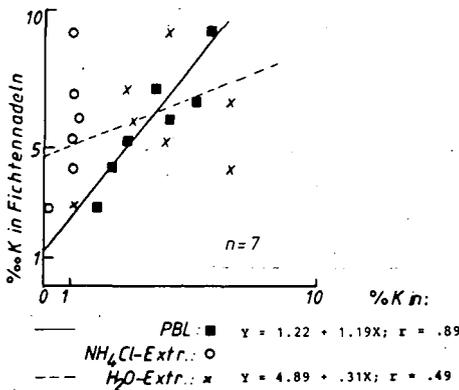


Abb. 3: Beziehungen zwischen den K-Gehalten in Bodenextrakten und der K-Versorgung von Fichtennadeln.

Abb. 4: Beziehungen zwischen den Mg-Gehalten in Bodenextrakten und der Mg-Versorgung von Fichtennadeln.

Die Konzentration der H_2SO_4 für die Gewinnung der Bodenextrakte wird dabei unter Berücksichtigung der jährlichen Protonenpufferrate der Bestände gewählt (vgl. KAUPENJOHANN et al., 1987b).

Sowohl für K als auch für Mg ergeben sich hochsignifikante enge Korrelationen.

Die zum Vergleich in den Abbildungen 3 und 4 dargestellten Beziehungen zwischen den mit H_2O bzw. NH_4Cl aus lufttrockenen und gesiebten Böden extrahierbaren K- und Mg-Anteile und den entsprechenden Elementgehalten der Nadeln sind dagegen wesentlich lockerer bzw. nicht signifikant.

Schlußfolgerungen

Die Mg- und K-Gehalte in Wasser und NH_4Cl -Extrakten homogener Bodenproben stehen nur in loser Beziehung zu den entsprechenden Elementgehalten in Fichtennadeln.

Durch Berücksichtigung der Wurzelverteilung scheint die Beziehung für K verbesserbar. Allerdings müssen die darauf deutenden, an 13 Standorten gewonnenen Ergebnisse auf eine größere Stichprobenbasis gestellt werden.

Demgegenüber korrelieren die K- und Mg-Gehalte in Extrakten natürlich gelagerter Bodenproben eng mit der Nährelementversorgung von Fichten, wenn zur Extraktion H_2SO_4 verwendet wird, die in ihrer Konzentration der durchschnittlichen jährlichen Protonen-Pufferung des Kronenraumes entspricht. Vor Verallgemeinerung der Aussage müssen aber auch diese Ergebnisse an weiteren Probestellen überprüft werden.

Für die praktische Beurteilung der Nährelementversorgung bzw. Düngerbedürftigkeit von Waldböden folgt aus den vorliegenden Ergebnissen:

- H_2O - bzw. NH_4Cl -Extrakte homogener Proben scheinen ungeeignet zur Diagnose der Nährstoffversorgung von Waldstandorten.
- Die Untersuchung natürlich gelagerter Bodenproben scheint erfolgversprechend, ist zunächst allerdings noch sehr aufwendig, läßt sich aber automatisieren (vgl. KAUPENJOHANN et al., 1987b).
- Zur präzisen Beurteilung der Nährelementversorgung von Fichten scheint vorerst die Nadelanalyse die geeignetste Methode.

Literatur

- BOSCH, C., PFANNKUCH, E., BAUM, U. und REHFUESS, K.E., 1983: Über die Erkrankung der Fichte (*Picea abies* Karst.) in den Hochlagen des Bayerischen Waldes. Forstw. Cbl. 102, 167-181.
- FBW (Forschungsbeirat Waldschäden/Luftverunreinigungen der Bundesregierung und der Länder), 1986: 2. Bericht. Kernforschungszentrum Karlsruhe.
- HANTSCHHEL, R., KAUPENJOHANN, M., HORN, R. und ZECH, W., 1986: Kationenkonzentrationen in der Gleichgewichts- und Perkolationsbodenlösung (GBL und PBL) ein Methodenvergleich. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 149, 136-139.
- HÜTTL, R.F., 1985: "Neuartige" Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbeständen (*Picea abies* Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Freiburg: Bd. 16.
- KAUPENJOHANN, M., 1988: Chemischer Bodenzustand und Nährelementversorgung immissionsbelasteter Fichtenbestände in NO-Bayern. Bayreuther Bodenkundl. Ber. 4 (im Druck).
- KAUPENJOHANN, M., HANTSCHHEL, R., HORN, R. und ZECH, W., 1987a: Das pH-Pufferverhalten gestörter und ungestörter Waldbodenproben in Beziehung zur Waldernährung. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 421-426.
- KAUPENJOHANN, M., HANTSCHHEL, R., ZECH, W. und HORN, R., 1987b: Mögliche Auswirkungen "Sauren Regens" auf die Nährstoffversorgung von Wäldern. Kali-Briefe 18, 631-638
- KAUPENJOHANN, M. und HANTSCHHEL, R., 1987: Die kurzfristige pH-Pufferung von gestörten und ungestörten Waldbodenproben. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, 156-160.
- KAUPENJOHANN, M. und ZECH, W., 1987: Walddüngung und neuartige Waldschäden - Ergebnisse aus Düngungs- und Kalkungsversuchen. In: GLATZEL, G.: Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung immissionsgeschädigter Waldökosysteme. Wien, 82-98.
- MURACH, D., 1984: Die Reaktionen von Fichtenfeinwurzeln auf zunehmende Bodenversauerung. Gött. Bodenkundl. Ber. 72.
- TRÜBY, P. und ALDINGER, E., 1986: Eine Extraktionsmethode zur Bestimmung der austauschbaren Kationen im Boden. Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Bertoldstr. 7, D-7800 Freiburg
- WESLER, J., 1987: Kennzeichnung der Nährstoffversorgung von Fichtenstandorten mittels einer Bodenperkolationsmethode. Diplomarbeit am Lehrstuhl für Bodenkunde, Universität Bayreuth.
- ZECH, W. und POPP, E., 1983: Magnesiummangel, einer der Gründe für das Fichten- und Tannensterben in NO-Bayern. Forstw. Cbl. 102, 50-55.

Die Simulation der Stickstoff-Dynamik
von Ackerböden unter Getreidevegetation

von

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

Einleitung

Aus ökonomischen wie ökologischen Gesichtspunkten ist es notwendig, die N-Versorgung der Kulturpflanzen möglichst genau ihren Bedürfnissen anzupassen und den vom Boden nachgelieferten Stickstoff bei der Bemessung der Düngung mit einzubeziehen.

Die bislang praktizierten, auf der Messung verschiedener N-Formen im Boden beruhenden Verfahren (z.B. N_{min} , EUF) lassen jedoch die von Witterung, Boden- und Bewirtschaftungseigenschaften beeinflusste Dynamik der N-Nachlieferung weitgehend außer acht. Daher bieten sich rechnerische Verfahren an, die anhand von Schlag- und Witterungsdaten die Wechselwirkungen im System Boden-Pflanze simulieren können.

Nachdem wir uns in den vergangenen Jahren vorwiegend mit der Simulation der N-Dynamik im Winterhalbjahr beschäftigt haben, werden nun erste Versuche vorgestellt, die Simulation auch über die Vegetationsperiode von Winter-Weizen hinweg fortzuführen.

Modellierung der N-Dynamik über Winter

Der von uns verwendete Modellansatz zur Beschreibung der N-Dynamik im Winter ist bereits mehrfach beschrieben worden (*Kersebaum u. Richter, 1985; Richter et. al., 1985,*), so daß hier nur kurz auf die mit ihm erzielten Ergebnisse eingegangen werden soll.

In den Jahren 1982 - 1986 wurde für ca. 250 Schläge auf der Basis von Fragebogenerhebungen der Nitratgehalt im Boden und seine Verteilung zu Vegetationsbeginn berechnet und mit gemessenen N_{min} -Verteilungen verglichen.

In den meisten Fällen, wie auch bei dem in Abb. 1 dargestellten Vergleich zwischen simulierten und gemessenen Werten im Frühjahr 1985, wurde von der Annahme ausgegangen, daß der Boden zur Zeit der Vorfruchternte an Nitrat entleert war (<20 kg N/ha).

*) Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser St. 2, 30 Hannover 21

Wie in dem Beispiel weichen im Schnitt der Jahre ca. 80% der Simulationswerte weniger als 20 kg N/ha von den Messwerten ab. Geht man bei der Simulation von bekannten Restnitratgehalten nach der Ernte aus, wie in Abb. 2 dargestellt, so wird die Übereinstimmung zwischen Messung und Simulation deutlich besser (90% der Abweichungen im Bereich ± 20 kg N/ha). Das bedeutet, daß ein großer Teil der Abweichungen in Abb. 1 vermutlich durch falsche Annahme des Restnitratgehalts nach der Vorfruchternte verursacht wurde. Daß eine weitere Verbesserung der Ergebnisse kaum zu erwarten ist wird deutlich, wenn man der Abb. 2 den in Abb. 3 gezeigten Vergleich zwischen den Messwerten von parallel genommenen Teilflächen von Lößschlägen gegenüberstellt. Die Ursache dieser Messwertstreuung ist neben der Analysengenauigkeit in der räumlichen Variabilität der Messwerte zu suchen (*Dahiya et al.*, 1984; *Springob et al.*, 1985).

Modellierung der N - Dynamik während der Vegetationszeit von W.-Weizen

Während im Winterhalbjahr der Wasserhaushalt als quasi-stationär angesehen werden kann, ist ab Frühjahr durch Zunahme der Evapotranspiration die Ankopplung eines Wassermodells notwendig. Hierfür wurden zunächst für Lößböden generalisierte pF - und $K(\psi)$ -Kurven verwendet. Die potentielle Evapotranspiration wurde nach *Haude* (1955) berechnet, wobei die von *Heger* (1978) für Winter-Weizen modifizierten Monatsfaktoren eingesetzt wurden. Dieses Verfahren benötigt zur Berechnung lediglich das Sättigungsdefizit und kommt damit der Forderung nach wenigen, einfach zu erhaltenden Eingabegrößen entgegen. Die potentielle Evapotranspiration wird nach *Molz u. Remson* (1970) entsprechend der Wurzelverteilung und der hydraulischen Leitfähigkeit über die Tiefe verteilt.

In einem ersten Ansatz wird für Winter-Weizen eine potentielle Trockenmassenentwicklung und daran gekoppelt eine maximale N-Aufnahme in Abhängigkeit von der Temperatur berechnet. Das Wurzelwachstum wird in Beziehung zur oberirdischen Pflanzenmasse gesetzt und empirisch über die Tiefe verteilt. Für die Nährstoffaufnahme wird jedes Kompartiment entsprechend der dort vorhandenen Wurzelmasse in eine durchwurzelte und eine undurchwurzelte Zone geteilt. Die Aufnahme erfolgt nur aus dem durchwurzelten Bereich, wobei dieser aufgrund von Massenfluß und Diffusion eine Nachlieferung aus der undurchwurzelten Zone erfährt. Die N-Aufnahme wird

reduziert, sobald die Wasser- oder N-Versorgung unzureichend ist, d.h. wenn ein bestimmter Saugspannungsbereich (-40 - -400 cm WS) verlassen oder eine bestimmte Nitratkonzentration (0.1 mmol/Liter) unterschritten wird. Eine reduzierte N-Aufnahme wirkt sich entsprechend auf die Trockenmassenproduktion aus.

Zusätzlich zu der im Winterhalbjahr verwendeten Temperaturabhängigkeit wird für die Mineralisation im Sommerhalbjahr auch eine Beeinflussung durch den Wassergehalt berücksichtigt. Hierzu bedienen wir uns einer von *Myers et al.* (1982) ermittelten Reduktionsfunktion.

Die Abbildungen 4 und 5 zeigen zwei Beispiele der mit dem oben beschriebenen Modell erzielten Ergebnisse auf Lößböden. Während in Abbildung 4 sowohl die gemessene N-Aufnahme durch die oberirdische Substanz als auch der gemessene Mineral-N-Gehalt in 0-90 cm befriedigend wiedergegeben werden, ist bei dem zweiten Beispiel trotz guter Wiedergabe des oberirdisch aufgenommenen Stickstoffs eine zunehmende Überbewertung des im Boden befindlichen Mineralstickstoffs durch die Simulation zu beobachten. Die Ursachen hierfür können zum einen in Stickstoffverlusten durch Denitrifikation oder Ammoniakverlusten nach Düngung liegen, entsprechen andererseits größenordnungsmäßig der von *Nieder* (1987) für diesen Schlag mittels ^{15}N -Analyse festgestellten N-Immobilisation nach Stroheinarbeitung. Eine zumindest ähnliche Wirkung der Stroheinarbeitung müsste sich dann jedoch auch im 1. Fall zeigen. Weitere Untersuchungen zum Thema der mikrobiellen N-Immobilisation werden zur Zeit an unserem Institut durchgeführt, um diesen Prozeß modellmäßig erfassen zu können.

Literatur

Dahiya I.S., Kersebaum, K.C. a. J. Richter (1984): Spatial variability of some nutrient constituents of an Alfisol from Loess: I. Classical statistical analysis.

Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 147, 695 - 703

Haude, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise.

Mitt. d. Dt. Wetterdienst, 11

Heger, K. (1978): Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über unterschiedlichen landwirtschaftlichen Kulturen.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 26, 21 - 40

Kersebaum, K.C. u. J. Richter (1985): Simulation der Stickstoffdynamik von Ackerstandorten unterschiedlicher Bodenart und Bewirtschaftung.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 43/II, 649 - 654

Molz, F.J. a. I. Remson (1970): Extraction term model of soil moisture use by transpiring plants.

Water Resour. Res., 6, 1346 - 1356

Myers, R.J.K., C.A. Campbell a. K.L. Weier (1982): Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils.

Can.J. Soil Sci., 62, 111 - 124

Nieder, R. (1987): Die Stickstoff-Immobilisation in Lössböden.

Diss. Uni Hannover

Richter J., H. Nordmeyer and K.C. Kersebaum (1985): Simulation of nitrogen regime in loess soils in the winter-halfyear: comparison between measurements and simulations.

Plant and Soil 83, 419 - 431

Springob, G., R. Anlauf., K.C. Kersebaum u. J. Richter (1985): Räumliche Variabilität von Bodeneigenschaften und Nährstoffgehalten zweier Schläge auf Löss-Parabraunerden.

Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 43/II, 691 - 696

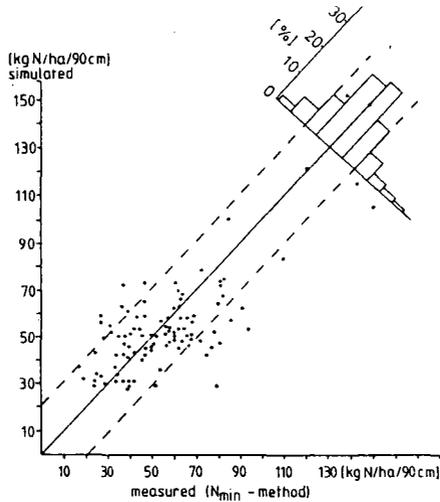


Abb. 1: Vergleich simulierter und gemessener Nitratgehalte im Frühjahr 1985 (angenommener Anfangsgehalt). (n = 106)

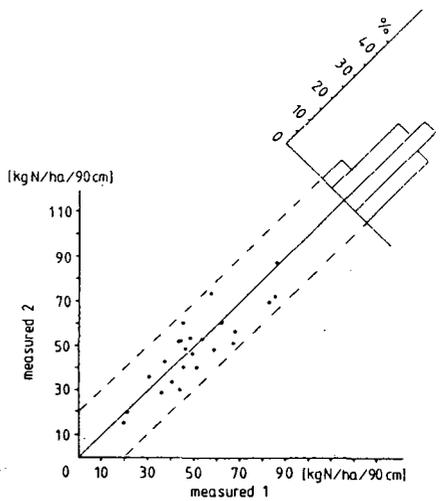
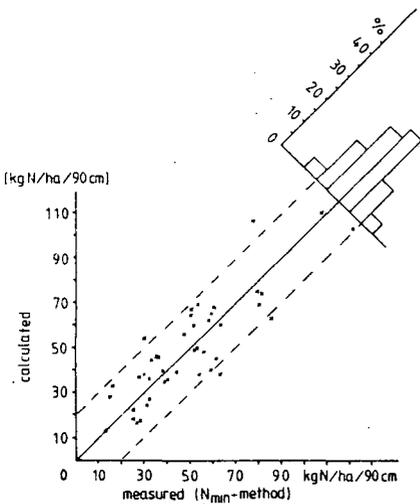


Abb. 2: Vergleich simulierter und gemessener Nitratgehalte im Frühjahr (1983-86) bei bekanntem Restnitratgehalt. (n = 43).

Abb. 3: Vergleich von N_{min}-gehalten aus parallelen Probenahmen von 24 Lößschlägen.

$(y=7.8 + 0.85x ; r=0.86)$

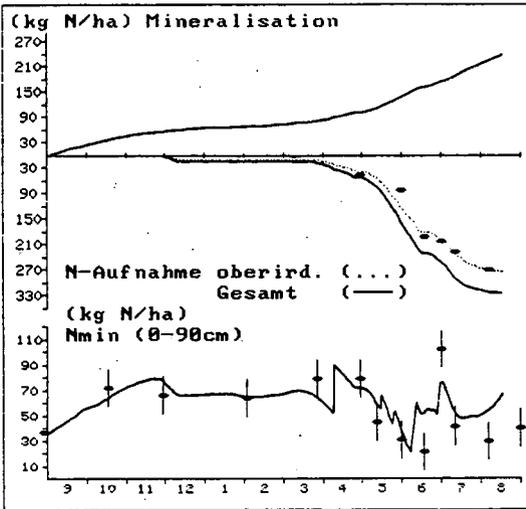


Abb. 4: Jahresverlauf des mineralischen N-Gehalts im Boden (0-90 cm), der Mineralisation und der N-Aufnahme durch Winter-Weizen auf einer Schwarzerde aus Löß. (Linien = Simulation, • = gemessene N-Aufnahme der oberird. Pflanzensubstanz, † = gemessener Nmin-Gehalt (0-90 cm) mit ± 15 kg N/ha Vertrauensintervall)

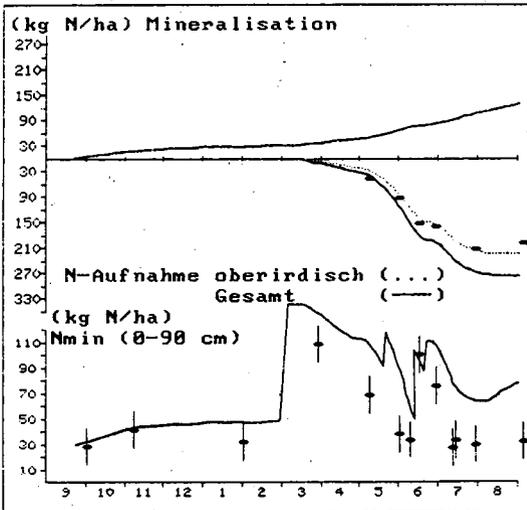


Abb. 5: Jahresverlauf des mineralischen N-Gehalts im Boden (0-90 cm), der Mineralisation und der N-Aufnahme durch Winter-Weizen auf einem Braunerde-Pseudogley aus Löß. (Linien = Simulation, • = gemessene N-Aufnahme der oberird. Pflanzensubstanz, † = gemessener Nmin-Gehalt (0-90 cm) mit ± 15 kg N/ha Vertrauensintervall)

Spurenstoffe im Wurzelraum von Fichtenwald-Ökosystemen

von

Lamersdorf, N. ⁺⁾

Untersuchungen über die Verteilung von Spurenstoffen in Waldökosystemen haben gezeigt, daß die organische Auflage und die oberen Mineralbodenhorizonte deutliche Anreicherungsprofile darstellen. Diese Bodenhorizonte sind gleichzeitig Intensivwurzelzonen für Fichtenfeinwurzeln (≤ 2 mm) und beinhalten über die organische Substanz einen leicht verfügbaren Vorrat an Spurenstoffen.

Tab. 1a,b geben die Gesamtgehalte (Druckaufschluß mit 5ml HNO_3 , 5ml HClO_4 , 1ml HF) und Vorräte einiger Spurenstoffe in den organischen Auflagen von drei Fichtenbeständen wieder. Dabei handelt es sich um den ca. 90-jährigen Fichtenaltbestand des IBP-Sollingprojekts (SLF1) und zwei Vergleichsbestände in der Wingst bei Cuxhaven (Abt. 221, ca. 100 Jahre, Abt. 28, ca. 80 Jahre).

Bei der Gehaltsbestimmung lebender und toter Fichtenfeinwurzeln zeigt sich, daß Spurenstoffe unterschiedlich in diesen Wurzelfractionen akkumulieren (LAMERSDORF, 1987).

Exemplarisch für die Gruppe der Elemente, die deutliche Anreicherungen in den abgestorbenen Feinwurzeln zeigen (Pb, Se, Cr, Cu, Ni), sind in Abb.1a-d u. Tab.2 die Konzentrationen für Blei angegeben. Abb.2a-d u. Tab.3 zeigen die Cd-Gehalte in den lebenden und toten Feinwurzeln der Untersuchungsstandorte. Es ist eine deutliche Anreicherung in den lebenden Feinwurzeln festzustellen. Gleiches gilt für die Elemente As, Tl, Mn und Zn.

Für die Spurenstoffe, die höher in den abgestorbenen Feinwurzeln

⁺⁾ Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Universität Göttingen

akkumulieren, wird vermutet, daß durch eine äußerliche Adsorption die Elementaufnahme verhindert bzw. gemindert wird.

Dennoch liegen die Pb-Konzentrationen in den lebenden Feinwurzeln aus den O_h -Lagen auf dem gleichen Konzentrationsniveau, welches auch in der umgebenden Festphase (O_h - Lage) festgestellt wurde.

Cadmium dagegen reichert sich ca. 10-fach höher in den abgestorbenen und ca. 20-fach höher in den lebenden Feinwurzeln gegenüber der O_h -Lage an.

Für die Elemente, die höher in den vitalen Feinwurzeln akkumulieren, wird vermutet, daß bei niedrigen pH-Werten in der Bodenlösung Spurenstoffe von den Feinwurzeln aufgenommen werden und bei höheren pH-Werten in der vitalen Feinwurzel adsorbieren oder in die Zellwand eingebaut werden. Beim Absterben der Feinwurzel kommt es über den Verlust des Protonengradienten zwischen dem Zellsaft und der Bodenlösung zur Freisetzung leicht säurelöslicher Spurenstoffe. In Abb. 3a,b sind die Verläufe der Pb- und Cd- Konzentrationen in den Humustrichterlysimetern der Solling-Fichtenfläche wiedergegeben. Es zeigen sich saisonale Pb- und Cd-Freisetzungen zu den Beobachtungsterminen (Herbst 1982/83) für die MATZNER und CASSENS-SASSE (1984) saisonale Versauerungsschübe nachweisen konnten. Dabei wurden Pb-Konzentrationen in der Oberbodenlösung ermittelt ($40 - 50 \mu\text{g.l}^{-1}$), die in den Hydrokulturversuchen von GODBOLD (1984/87) bei pH 4.0 zu deutlichen Schäden an den Fichtenkeimlingen führten.

Beim Cadmium zeigen sich bei vergleichbaren Lösungskonzentrationen zwischen Freiland und Hydrokultur bei pH 4.0 in der Lösung der Hydrokultur keine vergleichbaren Schädigungen. Dennoch muß bei pH-Werten unter 3.5, wie sie in der Oberbodenlösung saurer Fichtenstandorte gemessen wurde, mit einer Schädigung des Feinwurzelsystems durch Cadmium gerechnet werden.

Für weitere Spurenstoffe liegen bisher keine Anhaltspunkte aus Laborversuchen vor, die einen Hinweis auf die Beteiligung dieser Stoffgruppe an den Wurzelschäden von Fichten geben.

GOBOLD, D. L. (1984): The uptake and toxicity of heavy metals in *Picea abies* (Karst.) Ber. d. Forschungszentr. Waldökosyst., Univ. Göttingen, Bd. 4.

GOBOLD, D. L., E. FRITZ AND A. HÜTTERMANN (1987): Lead contents and distribution in spruce roots. (in press).

LAMERSDORF, N. (1987): Verteilung und Akkumulation von Spurenstoffen in Waldökosystemen. Diss. Forstl. Fachber. d. Univers. Göttingen, in Vorbereitung.

a = $\mu\text{g} \cdot \text{kg}^{-1}$ b = $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$									
Standorte	Vorrat $t \cdot \text{ha}^{-1}$	Cd		Bi		Tl		Se	
	(einschl. Asche)	a	b	a	b	a	b	a	b
SLF1									
L+O _f	33.9	360	12.2	110	3.7	110	3.7	250	8.5
O _h	47.4	440	20.9	130	6.2	200	9.5	270	12.8
WI21									
L+O _f	39.6	340	13.5	110	4.4	200	7.9	160	6.3
O _h	77.3	430	33.2	140	10.8	300	23.1	250	19.3
WI28									
L+O _f	62.2	200	12.4	130	8.1	190	11.8	86	5.6
O _h	134.1	360	48.3	120	16.1	160	21.4	190	25.5

Tab.: 1a Spurenstoffkonzentrationen (a) und -vorräte (b) in der organischen Auflage

a = $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ TS b = $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$																
Standorte	Co		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn		As		Mn	
	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b	a	b
SLF1																
L+O _f	5.1	0.2	105	3.6	36	1.2	45	1.5	270	9.2	110	3.7	2.1	0.07	280	9.5
O _h	5.6	0.3	95	4.5	38	1.8	30	1.4	290	13.7	105	5.0	5.0	0.24	230	10.9
WI21																
L+O _f	1.5	0.1	9	0.4	21	0.8	11	0.4	150	5.9	90	3.6	3.0	0.04	137	5.4
O _h	2.3	0.3	13	1.0	26	2.0	17	1.3	130	10.0	95	7.3	2.1	0.16	51.7	4.0
WI28																
L+O _f	1.3	0.1	20	1.2	25	1.6	10	0.6	172	10.7	90	5.6	2.9	0.18	68.4	4.3
O _h	2.2	0.3	12	1.6	29	3.9	7	0.9	100	13.4	100	13.4	7.1	0.95	23.3	3.1

Tab.: 1b Spurenstoffkonzentrationen (a) und -vorräte (b) in der organischen Auflage

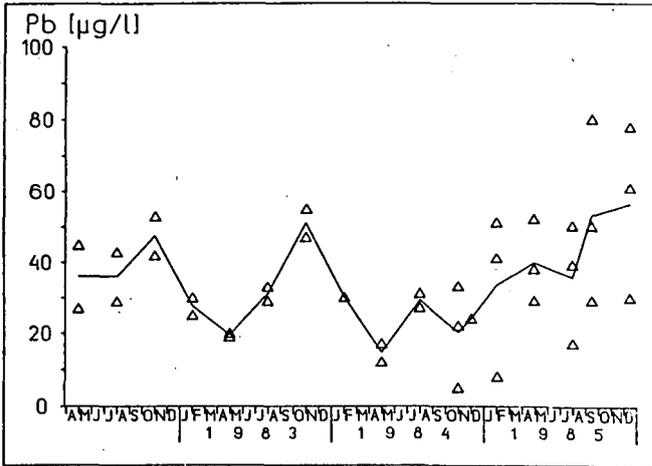


Abb. 3a Pb-Konzentrationen in den Humustrichterlysimetern SLF1 1982 - 1985 (Einzelmessungen und \bar{x})

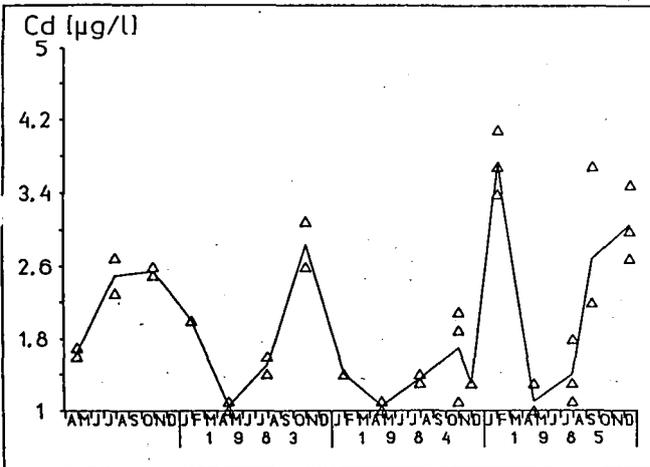
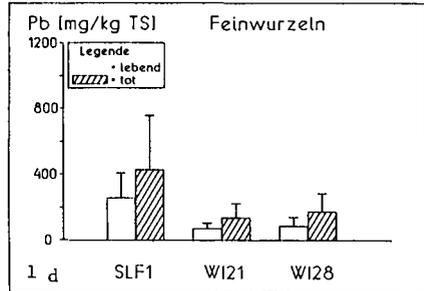
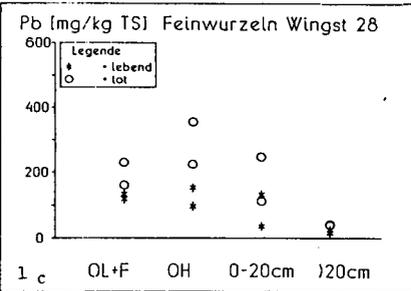
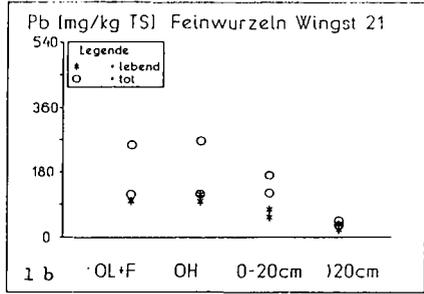
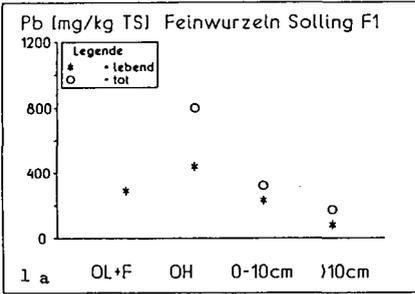


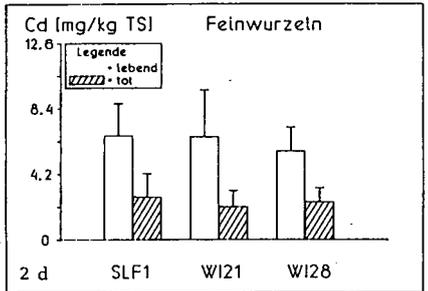
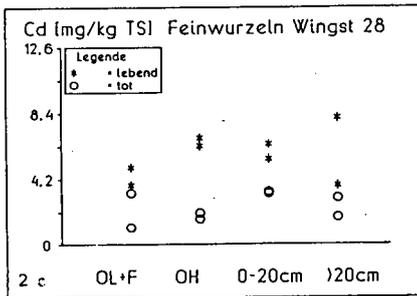
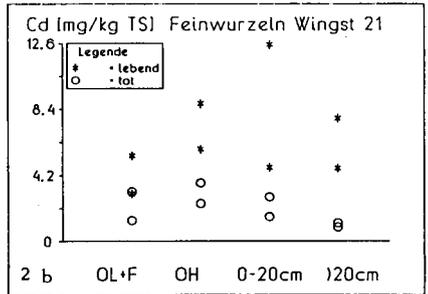
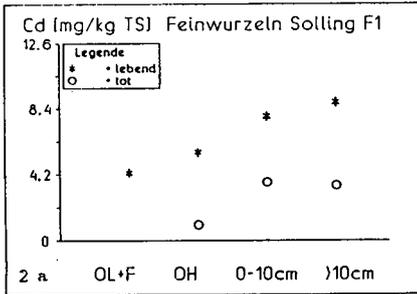
Abb. 3b Cd-Konzentrationen in den Humustrichterlysimetern SLF1 1982 - 1985 (Einzelmessungen und \bar{x})



	n	\bar{x}	s_x	SLF1		W121		W128	
				l	t	l	t	l	t
SLF1	4	260.0	149.0						
t	3	430.3	328.7						
W121	8	73.9	34.1						
t	8	139.6	86.4						
W128	8	88.8	54.3						
t	8	176.7	109.1						

Abb.: 1a-d Tab.: 2

Pb - Gehalte in lebenden (l) und toten (t) Feinwurzeln (≤ 2 mm) mit n, \bar{x} , s_x und Signifikanztest nach Mann-Whitney auf Konzentrationsunterschiede (alle Entnahnehorizonte; * ≤ 0.05 , ** ≤ 0.01 , *** ≤ 0.001)



	n	\bar{x}	s_x	SLF1		WI21		WI28	
				l	t	l	t	l	t
SLF1	4	6.7	2.1		*				
	3	2.7	1.5						
WI21	8	6.6	3.0			..			
	8	2.1	1.0						
WI28	8	5.7	1.5					...	
	8	2.4	0.9						

Abb.: 2a-d Tab.: 3

Cd - Gehalte in lebenden (l) und toten (t) Feinwurzeln (≤ 2 mm) mit n , \bar{x} , s_x und Signifikanztest nach Mann-Whitney auf Konzentrationsunterschiede (alle Entnahmehorizonte; * ≤ 0.05 , ** ≤ 0.01 , *** ≤ 0.001).

Auswirkungen unterschiedlicher Intensität der Landbewirtschaftung auf den Nitratintrag in tiefere Bodenschichten

von

Maidl, F.X. u. G. Fischbeck

1. Einleitung:

Neben der fortschreitenden Industrialisierung und Zersiedlung ehemals naturnaher Ökosysteme werden in immer stärkerem Maße dem steigenden Düngemittleinsatz in der modernen Landwirtschaft wesentliche Einflüsse auf die Nitratbelastung der Gewässer zugeschrieben.

Von agrikulturchemischer Seite wurden die Untersuchungen über die Stickstoffverlagerung im Boden bisher vor allem vor dem Hintergrund eines potentiellen Nährstoffverlustes für die Kulturpflanzen durchgeführt. Dazu reichten Lysimeteranlagen von 1-2 m Bodentiefe oder Saugkerzen in gleicher Tiefe aus. Aus der ausgewaschenen Menge an Nitrat kann aber keineswegs auf den Nitratintrag geschlossen werden.

Die hydrogeologischen Arbeiten beschäftigen sich meist mit der Beschaffenheit des Grundwassers verschiedener Einzugsgebiete. Da aber die Grundwassereinzugsgebiete in der Regel sehr groß sind, erlauben diese Untersuchungen nur globale Aussagen über den Einfluß verschiedener Formen der Landbewirtschaftung auf die Nitratbelastung des Grundwassers.

Untersuchungen über die Nitratgehalte in tieferen Bodenschichten, die einen direkten Zusammenhang zu unterschiedlicher Landbewirtschaftung und Düngemittelintensität herstellen lassen, sind bisher nur selten vorgenommen worden. Aus diesem Grunde soll an dieser Stelle über einige Ergebnisse von Tiefbohrungen bis 10 m Bodentiefe im niederbayerischen Gäuboden einem der intensivsten Ackerbaugebiete der BRD berichtet werden.

2. Standortbeschreibung:

Die Testflächen lassen sich in 4 Gruppen einteilen:

- extensives Grünland;
- Ackerflächen ohne organische Düngung:
Fruchtfolge: 1/3 Weizen, 1/3 Zuckerrüben, 1/3 Körnermais;
Mineraldüngung: 180 kg N/ha und Jahr;
- Ackerflächen mit hoher organischer Düngung:
Schweinegülle bzw. Hühnerkot 160-200 kg N/ha u. J.;
Mineraldüngung 120-150 kg N/ha u. J.;
Fruchtfolge: 1/2 Weizen, 1/3 Zuckerrüben, 1/6 Körnermais;
- Feldgemüseflächen:
Gurkenanbau alle 3-5 Jahre, 200-400 kg N/ha;
sonst Weizen, Zuckerrüben, Kartoffel

3. Ergebnisse:

3.1 Nitratprofil unter extensiv bewirtschaftetem Grünland

Auf der extensiv genutzten Grünlandfläche wurden mit Ausnahme der obersten Bodenschicht, in allen Tiefen Nitratgehalte um 10 kg N/ha gemessen (Abb. 1). Dies entspricht einer durchschnittlichen Nitratkonzentration von ca. 31 mg Nitrat/l Bodenlösung (Tab.).

3.2 Nitratprofil von Ackerflächen ohne organische Düngung

Auf den Ackerflächen A 11 und A 12 wird seit 22 Jahren mit Ausnahme der Ernterückstände keinerlei organischer Dünger verabreicht. Die Stickstoff-mineraldüngung wurde vom Landwirt mit 180 kg N/ha und Jahr angegeben. Während die Fläche A 11 vollkommen eben ist, handelt es sich bei A 12 um ein Kolluvium.

Das Profil der Fläche A 11 läßt im Durchwurzelungsbereich (0-1,8 m) eine deutliche Nitratanreicherung erkennen (Abb. 1). Unter der Durchwurzelungszone (> 1,8 m) gingen die Nitratwerte jedoch rasch zurück. Die besonders hohe Abnahme der Nitratwerte im Bereich 1,3-2,3 m läßt vermuten, daß sich die Einwaschung von mineralischem Stickstoff in den Unterboden in sehr engen Grenzen hält.

Die Nitratkonzentration ging mit zunehmender Tiefe der Bohrung kontinuierlich zurück bis auf Werte von weniger als 20 mg NO₃/l Bodenlösung in Tiefen über 6,3 m (Tab.). Die Gesamtmenge an Nitrat im Profil (0-8,8 m) betrug 270 kg N/ha, wovon sich jedoch 48 % im erweiterten Wurzelraum der Pflanzen (0-1,8 m) befanden.

Die Nitratwerte auf der kolluvialen Fläche A 12 des gleichen Betriebes übertrafen die auf A 11 gemessenen Werte um das 3-4-fache. Der Summe von 270 kg Nitrat-N/ha in 0-8,8 m Tiefe auf A 11 stand damit ein Gesamtwert von 896 kg NO₃-N/ha auf A 12 gegenüber (Abb. 1). Als Ursache der hohen Nitratwerte auf A 12 kann eine hangabwärtsgerichtete Verlagerung von zu früh verabreichtem Mineraldünger-N sowie die erosive Abschwemmung organischer Substanz aus dem hangaufwärts gelegenen Ap-Horizont und dessen N-Freisetzung auch in Zeiten fehlenden Pflanzenbewuchses vermutet werden.

3.3 Nitratprofil von Ackerflächen mit hoher organischer Düngung

Auf dem Betrieb A 3 werden jährlich mineralische N-Dünger von ca. 150 kg N/ha eingesetzt. Zusätzlich fällt Schweinegülle in einer Menge von ca. 160 kg N/ha und Jahr an. Die anfallende Güllemenge wird im Spätsommer und im Frühjahr den Hackfruchtschlägen zugeführt, die etwa die Hälfte der Betriebsfläche einnehmen.

Allen Schlägen dieses Betriebes sind ausgeprägte Nitratmaxima in unterschiedlicher Tiefenlage gemeinsam (Abb. 2). Der Abstand zwischen den Nitratmaxima beträgt auf allen Schlägen etwa 2,5-3,5 m. Das regelmäßige Auftreten solcher "Nitratfronten" deutet auf periodisch wiederkehrende (alle 2 Jahre) hohe Güllegaben hin. Im Gesamtprofil von 0-9,8 m wurden auf den Flächen des Betriebs A 3 805-972 kg NO₃-N/ha vorgefunden.

Die Nitratkonzentration der Bodenlösung erreichte in der obersten Nitratfront jeweils Werte über 400 mg NO₃/l (Tab.). In 5 m Tiefe lagen die Nitratkonzentrationen stets noch erheblich über 100 mg/l Bodenlösung. Sie erfuhren jedoch bis 9,8 m Tiefe eine weitere Abnahme auf ca. 50 mg NO₃/l. Der enorme Rückgang der Nitratkonzentration mit zunehmender Bodentiefe läßt vermuten, daß diese Böden eine besonders hohe Denitrifikationskapazität besitzen, oder mit der seit 14 Jahren stetig hohen Gülledüngung erworben haben.

Der Betrieb A 4 setzt jährlich etwa 120 kg Mineraldünger-N/ha und seit 1968 in jedem zweiten Jahr Hühnerkot in Mengen von ca. 400 kg N/ha ein. In ähnlicher Weise wie auf dem Betrieb A 3 zeigten sich auch auf dem Betrieb A 4 stark ausgeprägte "Nitratfronten" in Abständen von ca. 2 m (Abb. 2). Im Gegensatz zum Betrieb A 3 auf dessen Schlägen die Nitratmaxima mit zunehmender Tiefe stark rückläufig waren, konnte auf der Fläche A 4 nur ein geringer Rückgang der "Nitratmaxima" festgestellt werden. So ergab sich in 0-7,3 m Tiefe mit 1013 kg N/ha die höchste Menge an Nitrat-N in dieser Untersuchungsreihe. Es muß zunächst offen bleiben, auf welche Ursachen die augenscheinlich sehr starke Differenzierung der Denitrifikationskapazität beider Standorte zurückzuführen ist.

3.4 Nitratprofil von Ackerflächen mit Gemüseanbau

Der durchschnittliche Gemüseanteil in der Fruchtfolge der Betriebe G 1 und G 2 beträgt ca. 20 %. Der Schlag G 1 war 1980 und 1976 mit Gemüse bestellt, während auf G2 1984 und 1978 Gemüse angebaut war.

Neben starken Nitratanreicherungen im Durchwurzelungsbereich (0-1,3 m) sind beiden Schlägen zusätzlich zwei ausgeprägte Nitratmaxima (II und III) in unterschiedlicher Tiefe gemeinsam (Abb. 3). Es liegt die Vermutung nahe, daß die erhöhten Nitratwerte in 5,8 und 9,3 m Tiefe der Fläche G 1 auf den Anbau von Gemüse in den Jahren 1980 bzw. 1976 und die Nitratanreicherungen in 1,8 und 6,8 m Tiefe des Schlags G 2 auf den Gemüseanbau 1984 bzw. 1978 zurückzuführen sind. Die Nitratkonzentration der in tieferen Schichten gefundenen Peaks II und III der Standorte G 1 und G 2 war nur wenig niedriger als im Durchwurzelungsbereich der Pflanzen (Tab.).

Der Nitratvorrat im gesamten Bodenprofil (0-9,3 m) war mit 540 bzw. 596 kg NO₃-N/ha nahezu doppelt so hoch wie auf den Testflächen A 1 und A 2 ohne Gemüseanbau. Als Ursache für die erhöhten Nitratgehalte im Profil der Standorte G 1 und G 2 läßt sich ein Ungleichgewicht zwischen Stickstoffzufuhr und -bedarf der Gemüsearten vermuten.

Der Betrieb G 3 erzielte trotz einer im Vergleich zu G 1 und G 2 um 100 % höheren N-Düngung zu Gurken keine höheren Erträge. Infolge der deutlich überhöhten N-Düngung zu Gurken ergaben sich außerordentlich niedrige Ausnutzungsraten der Mineraldünger-N von nur 13 %. "Nitratfronten", die auf den Betrieben G 1 und G 2 bereits erkennbar waren, zeigten sich in unterschiedlicher Tiefe auf dem Betrieb G 3 in erheblich stärker ausgeprägter Form (Abb. 3). Häufigkeit und Tiefenlage der Nitratfronten lassen erneut vermuten, daß sie aus nicht verbrauchtem Mineraldüngerstickstoff zu Gemüse hervorgegangen sind. Auf der Testfläche G 3 waren 1984, 1981 und 1979 Gurken angebaut. Parallel dazu fanden sich 3 Nitratpeaks in 2,3, 5,3 und 7,3 m Tiefe.

4. Zusammenfassung und Schlußfolgerungen:

1. Die Ausbringung hoher Güllegaben im Sommer bzw. Herbst führt zu einer starken Nitrateinwaschung, die sich in Form sog. Nitratfronten äußert. Es ist daher notwendig aber auch möglich die Gülledüngung nach Menge und Zeitpunkt zu verbessern um eine effizientere Ausnutzung des Gülle-N zu erreichen.

2. Erhebliche Gefahren der Nitratbelastung gehen auch von der heutigen Düngungspraxis im Feldgemüsebau aus. Es ist sicher möglich die heute üblichen hohen N-Düngermengen im Feldgemüseanbau ohne wesentliche Ertragseinbußen zu vermindern.

3. Auch die Erosion der Ackerkrume kann den Nitratreintrag erheblich verstärken. Es muß daher alles getan werden die Erosion soweit als möglich zu reduzieren.

4. Auf tiefgründigen Standorten ist die Gefahr der Nitratauswaschung bei einer dem Ertragsniveau der Kulturpflanzen angepaßten N-Düngung sehr gering.

Abb. 1: Nitratprofil unter extensivem Grünland (G) und Acker-
mit hoher Mineraldüngung (A)

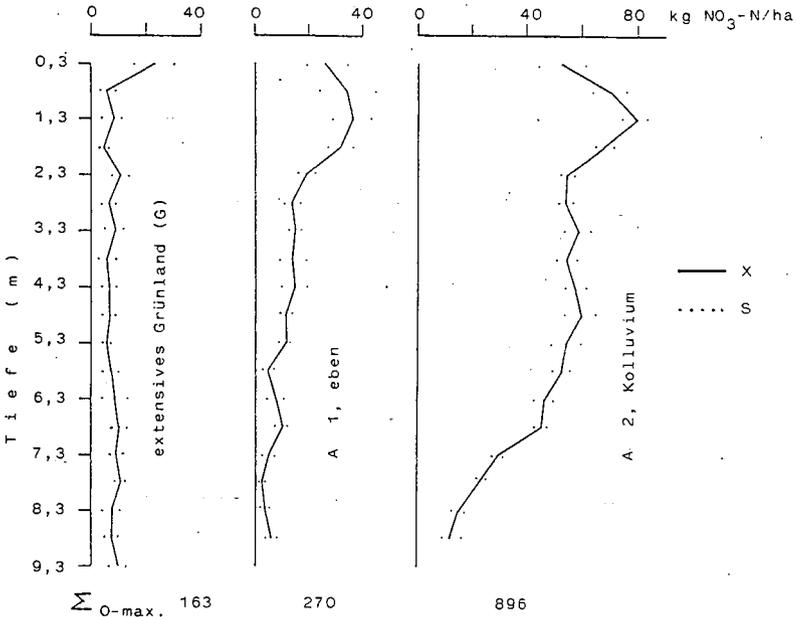
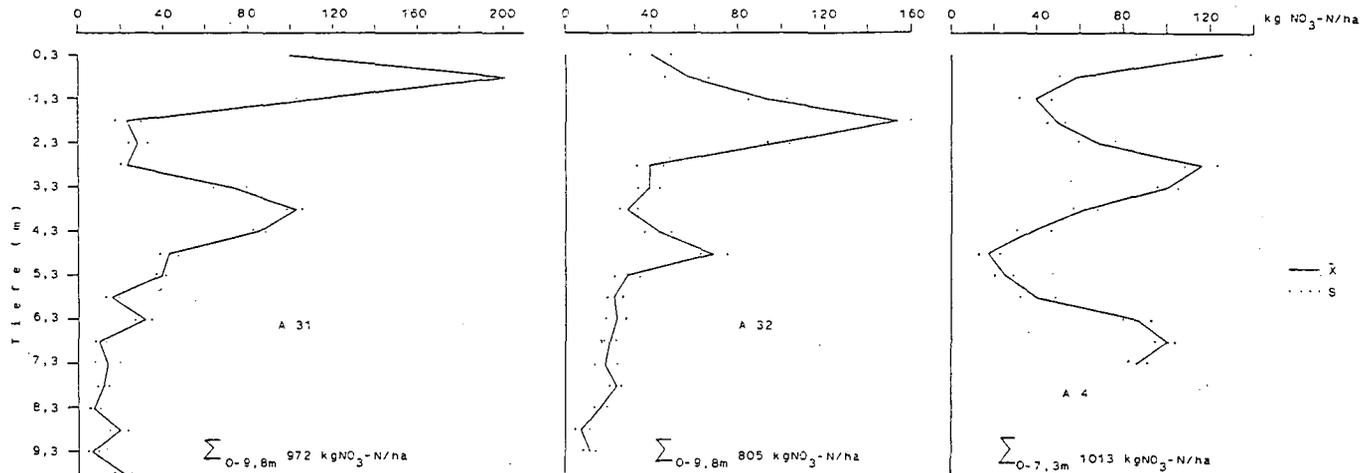


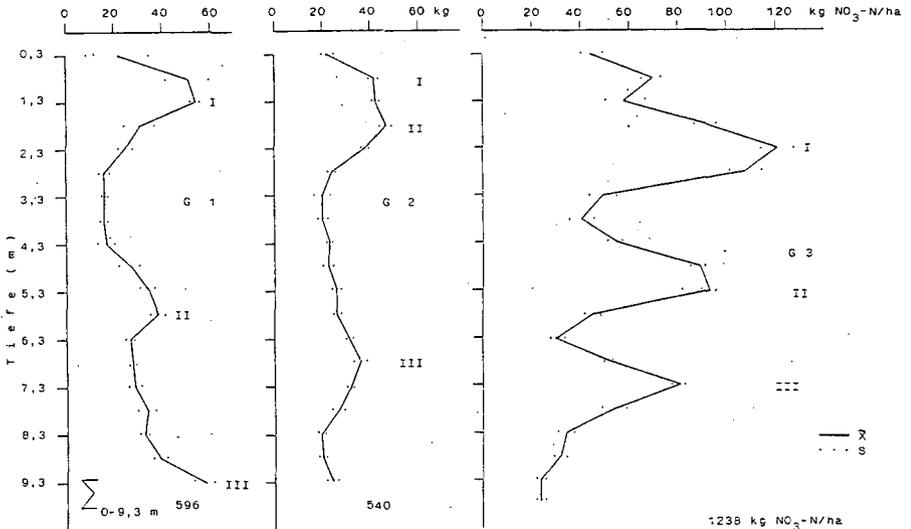
Abb. 3: Nitratprofil von Ackerflächen mit hoher organischer Düngung



Tab.: Nitratkonzentration in der Bodenlösung (mg NO₃/l) unterschiedlich bewirtschafteter Standorte

Standort	extens. Grünland		nur Mineraldüngung		hohe	organische Düngung		Ackerflächen mit Feldgemüseanbau		
	G	A 1	A 2	A 3	A 31	A 32	A 4	G 1	G 2	G 3
Tiefe (m)										
0-0,3	41	56	84	183	77	243	93	98	78	
0,3-0,8	22	84	159	580	139	169	143	115	168	
0,8-1,3	30	76	191	437	234	126	124	97	140	
1,3-1,8	22	69	159	125	446	228	83	108	220	
1,8-2,3	40	46	154	103	278	287	66	100	366	
2,3-2,8	35	34	151	75	125	307	40	62	259	
2,8-3,3	39	35	133	215	116	278	43	50	118	
3,3-3,8	27	34	135	283	101	181	41	46	78	
3,8-4,3	32	35	129	226	142	113	50	54	112	
4,3-4,8	30	27	133	117	201	85	65	60	194	
4,8-5,3	27	26	127	117	80	77	83	74	228	
5,3-5,8	24	22	130	42	61	117	98	77	88	
5,8-6,3	25	20	108	123	64	261	77	85	62	
6,3-6,8	17	30	117	94	53	297	75	90	92	
6,8-7,3	29	14	115	53	50	252	74	79	153	
7,3-7,8	23	9	64	49	53		82	75	98	
7,8-8,3	24	12	47	36	52		76	61	84	
8,3-8,8	28	17	39	54	42		88	88	81	
8,8-9,3				23	35		138	74	78	
9,3-9,8				57	32				76	

Abb. 3: Nitratprofile von Ackerflächen mit Feldgemüseanbau



Ein experimenteller Ansatz zur Untersuchung der
Ionendiffusion im Boden

von

Meiwes, K.J. und F. Beese ⁺

Einleitung

Die Bedingungen für die Stoffaufnahme und -abgabe der Wurzeln lassen sich nur unzureichend durch eine räumlich undifferenzierte Bodenanalyse beschreiben; vielmehr ist es notwendig, die Rhizosphäre, den durch die Wurzeln chemisch und biologisch beeinflussten Raum, zu charakterisieren. Die Ionendynamik in der Rhizosphäre wird durch die Art der Aufnahme und Abgabe der einzelnen Stoffe durch die Wurzeln und den dazugehörigen Transportprozessen bestimmt. Die Säuredynamik in der Rhizosphäre resultiert aus der Kationen-Anionen-Bilanz bei der Stoffaufnahme - hierbei spielt die Form des aufgenommenen Stickstoffs eine zentrale Rolle - ; ferner können H-Ionen, die über atmogene Deposition ins Ökosystem gelangen und im Kronenraum abgepuffert werden, über die Wurzel wieder abgegeben werden. In einer Situation, wo die Waldökosysteme allgemein einer starken Säurebelastung ausgesetzt sind, kommt deshalb dem Verhalten der Säuren in der Rhizosphäre für die Beurteilung der Stabilität der Waldökosysteme eine besondere Bedeutung zu.

Der Transport der Ionen in der Rhizosphäre erfolgt hauptsächlich über Massenfluß und Diffusion; letzterer Prozeß ist neben dem Transport von Kalium und Phosphor zur Wurzel vor allem für den Transport von Stoffen von der Wurzel in den Boden hinein wichtig. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, eine experimentelle Anordnung zu entwickeln, mit der die Diffusion aller quantitativ wichtigen Ionen im Boden unter Berücksichtigung gleichzeitig im Boden ablaufender chemischer und biologischer Prozesse dargestellt werden kann. Mit dieser experimentellen Anordnung sollen Daten erzeugt werden, die zur Validierung der Simulation der Ionendynamik in der Rhizosphäre dienen.

Apparativer Aufbau des Diffusionsexperiments

Der apparative Aufbau des Diffusionsexperiments entspricht dem von Darrah et al. (1983) beschriebenen Ansatz. Das wesentlich Neue besteht in der größeren

⁺ Inst. f. Bodenkunde u. Waldernährung, Büsgenweg 2, 3400 Göttingen

Dimensionierung, die es erlaubt, aus den Bodenproben mit Schichtdicken im mm-Bereich die unveränderte Bodenlösung für die Analyse aller quantitativ wichtigen Kationen und Anionen zu gewinnen.

Bei dem Versuch wird mit einer 10-15 cm hohen Bodensäule gearbeitet, die von einem oben abgedeckten Plexiglaszylinder (\varnothing 15 cm) umschlossen wird. Die Bodensäule befindet sich auf einer 3 mm starken Keramikplatte aus P80-Material, unter der sich eine Durchlaufkammer mit einem Magnetrührer befindet. Der Zufluß in die Durchlaufkammer wird mit einem Kliniktröpf reguliert; der Abfluß erfolgt über einen höhenverstellbaren Auslauf, mit dem das Matrixpotential des Bodenwassers und damit der Wassergehalt des Bodens eingestellt werden kann (Abb. 1).

Bei der Durchführung eines Experiments wird die Bodensäule, in gestörter oder ungestörter Lagerung, auf die Platte, deren Diffusionseigenschaften vorher bestimmt worden ist, gesetzt. Die Säule wird mit Wasser aufgesättigt und anschließend ca. 10 Tag lang bis zu einem bestimmten Wassergehalt bzw. zu einer eingestellten Saugspannung entwässert. Danach wird die Diffusion gestartet, indem der Zulauf zur Durchlaufkammer geöffnet wird; nach einem anfänglichen schnellen Austausch der Lösung in der Durchflußkammer wird die Fließgeschwindigkeit auf ca. 30 ml/h eingestellt. Nach Abschluß der Diffusion wird die Bodensäule mit flüssigem Stickstoff gefroren, der Plexiglaszylinder in einer Halterung eingespannt und die Bodensäule mm-weise mit einem über eine Spindel angetriebenen Kolben aus dem Plexiglaszylinder herausgedrückt. Nach dem Antauen der Säulenoberfläche wird mit einem stabilen Stahlmesser jeweils eine Scheibe abgeschnitten. Bei Schnittdicken von 0,8, 1,2 und 1,6 mm lag der Variationskoeffizient der Probengewichte unter 10 %. Aus den Bodenproben wird die Lösung abzentrifugiert, wobei ein Spezialzentrifugenbecher mit darunter befindlichem Sammelgefäß benutzt wird. Eine andere Möglichkeit der Lösungsgewinnung besteht in der Verwendung kleiner Druckkammern, die nach dem gleichen Prinzip funktionieren wie die Drucktöpfe bei der Erstellung der pF-Kurve. Das so gewonnene Lösungsvolumen beträgt 1-2 ml; es ist ausreichend, um mit dem Ionenchromatograph und mit Atomabsorptionsspektrometrie die quantitativ wichtigsten Ionen zu bestimmen.

Um zu prüfen, ob dieser experimentelle Ansatz grundsätzlich geeignet ist, die Ionendiffusion im Boden zu untersuchen, wurde ein Versuch mit einer künstlich befüllten Bodensäule durchgeführt. Als Probematerial wurde luftgetrockneter Oberboden (0-20 cm) einer Braunerde aus Kalksteinverwitterungsmaterial mit Lössbeimischung verwendet. Das Bodenmaterial hatte einen pH-Wert (in CaCl_2) von 5,8 und eine effektive Austauschkapazität von 175 $\mu\text{mol IA/g}$ bei einer Ca + Mg-Sättigung von 94 %. Um bei den hohen Tongehalten ($\sim 25 - 30$ %) ein homogenes Einfüllen der Bodensäule zu erreichen, wurde die Fraktion 1-2 mm-

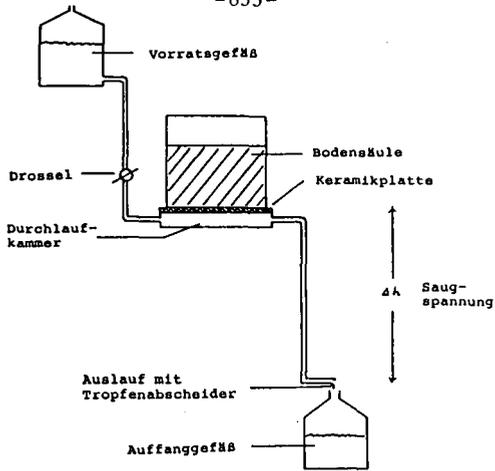


Abb. 1: Experimenteller Aufbau des Diffusionsversuchs

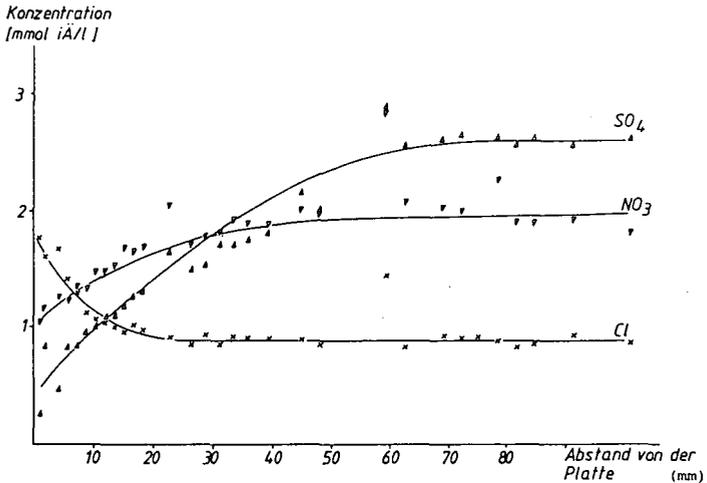


Abb. 2: Verlauf der Konzentrationen von SO_4^{--} , NO_3^- und Cl^- in der Bodenlösung in Abhängigkeit der Entfernung der Plattenoberfläche

Aggregatdurchmesser genommen. Die Trockenraumdichte betrug 1 g/cm^3 , die angelegte Saugspannung 80 cm WS und der Wassergehalt 35 Gew.-%. Nach einer zwei Tage dauernden Aufsättigungsphase wurde die Bodensäule 10 Tage lang entwässert; die anschließende Diffusion dauerte 172 Std. (7 Tage), wobei unterhalb der Keramikplatte die Durchflußkammer von einer 10^{-3} mol HCl-Lösung (pH 3) durchflossen wurde. Die Temperatur betrug 11°C .

Ergebnisse

Die Diffusion in diesem exemplarisch durchgeführten Versuch läßt sich anhand der Konzentrationsgradienten in der Bodenlösung der Säule, der Kationenaustauschkapazität, der pH-Werte im Boden und anhand der Ionenzusammensetzung in der Lösung hinter der Durchflußkammer darstellen.

Bei den Anionen NO_3 , SO_4 und Cl , die in diesem Boden nur wenig mit der Festphasenoberfläche reagieren, haben sich während des Diffusionsexperiments in der Bodenlösung Konzentrationsgradienten aufgebaut (Abb. 2). Die SO_4 - und NO_3 -Konzentrationen nehmen zur Plattenoberfläche, unter der sich eine unendliche Senke befindet, hin ab, während die Cl -Konzentration zunimmt. Letzteres ist dadurch zu erklären, daß in der Quellen-Senken-Lösung unter der Platte H-Ionen das begleitende Kation sind, deren Selbstdiffusionskoeffizient 5-mal höher ist als der von Cl^- und daß infolge des hohen Diffusionspotentials sich zeitweise die Cl -Konzentration in der Bodenlösung erhöht.

Die Kationen lassen bei der gewählten räumlichen Differenzierung keine Konzentrationsgradienten in der Bodenlösung erkennen, weil offenbar in erster Linie Austauschprozesse die Kationenkonzentrationen in der Lösung bestimmen. Die Untersuchung der austauschbaren Kationen ergibt in der ersten Bodenprobe über der Platte eine Abnahme des Gehaltes an Ca und Mg und eine Zunahme an Mn und Al (Tab. 1); der Kationenaustausch resultiert letztendlich aus der Diffusion von H-Ionen in die Bodensäule. Diesen Zusammenhang verdeutlichen auch die pH-Werte des Bodens, die in der ersten Probe mit 0.8 mm Schichtdicke über der Platte 5,6 ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) und 4.9 ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$) betragen, während sie in den darauffolgenden, bis zu 8 mm von der Platte entfernten Proben zwischen 6.2 und 6.6 ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) und 5.5 und 5.8 ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$) schwanken.

Eine quantitative Aussage über die Ionendiffusion läßt sich mit dem experimentellen Ansatz gewinnen, indem man (1) in der Lösung hinter dem Auslauf der Durchflußkammer die Ionen mißt und indem man (2) aus den Konzentrationsgradienten in der Bodenlösung oder (3) aus der Differenz der austauschbaren Kationen in der Probe mit unterschiedlichem Abstand von der Platte die Menge an diffundierten Ionen ableitet. Das Ergebnis dieser drei Ansätze ist

Tabelle 1 : Gehalte an austauschbaren Kationen in Bodenproben mit unterschiedlichem Abstand von der Plattenoberfläche

Abstand von der Platte	Na	K	Ca	Mg	Mn	Al
mm	μmol IÄ/g B					
- 0.8	1.2	3.8	119	27.3	5.0	1.6
0.8 - 1.6	1.0	4.3	132	32.6	4.5	<1.0
1.6 - 2.4	1.2	4.3	133	32.6	3.6	<1.0

Tab. 2: Vergleich verschiedener Ansätze zur Bilanzierung der Ionendiffusion

Ansatz	Na	K	Ca	Mg	Cl	NO ₃	SO ₄
	μmol IÄ						
Messung in Lösung unterhalb der Platte	-20	-70	-450	-240	n.b.	-540	-340
Konz.-Gradienten in Bodensäule					+40	-80	-390
Differenz der austauschbaren Kationen	< -10	< -10	-190	-70			

in Tabelle 2 dargestellt. Bei den ersten beiden Ansätzen liegen die Werte für Sulfat in derselben Größenordnung, während beim Nitrat der zweite Ansatz eine niedrigere Diffusionsrate anzeigt; dies liegt möglicherweise an der Mineralisierung während des Experiments.

Bei den Kationen sind nach dem Ansatz (1) und (3) Ca und Mg die quantitativ wichtigsten Kationen, jedoch liegen die absoluten Werte weit auseinander.

Schlußfolgerung

Mit dem beschriebenen experimentellen Ansatz lassen sich grundsätzlich Diffusionsprozesse im Boden in der Weise darstellen, daß dabei sowohl die Bodenlösung wie auch die Festphasenoberfläche chemisch charakterisiert werden können. Weil jedoch bei Experimenten mit Böden die Diffusion durch sehr vielfältige Prozesse wie z.B. Austausch- oder Lösungs-Fällungsreaktionen oder Mineralisierung beeinflusst wird, sind zunächst Versuche mit einfacheren Systemen erforderlich, bei denen die genannten interagierenden Prozesse ganz oder teilweise ausgeschlossen werden.

Literatur:

Darrah, P.R.; Nye, P.H. und White, R.E. 1983.
J. Soil Sci. 34, 693-707

Die Wurzeluntersuchungen wurden mit der Profilwandmethode oder mit der Monolith-/Intersektionsmethode durchgeführt (BÜHM 1979).

3. Vorgehensweise

Das Wurzelwachstum wurde zu vier phänologischen Entwicklungsstadien (Schossen, Ährenschieben, Blüte, Gelbreife) berechnet. Wie der Abb. 1 zu entnehmen ist, wurde zunächst versucht, die Wurzellängendichte zum Zeitpunkt ihrer maximalen Ausprägung (Ährenschieben) zu errechnen. Anschließend wurde dann, vom Zeitpunkt Ährenschieben ausgehend, die Wurzellängendichte zu den früheren Terminen ermittelt. Dabei mußte zwischen den Sanden (Sandgehalt > 30%) und den Lehmen/Schluffen (Sandgehalt < 30%) differenziert werden.

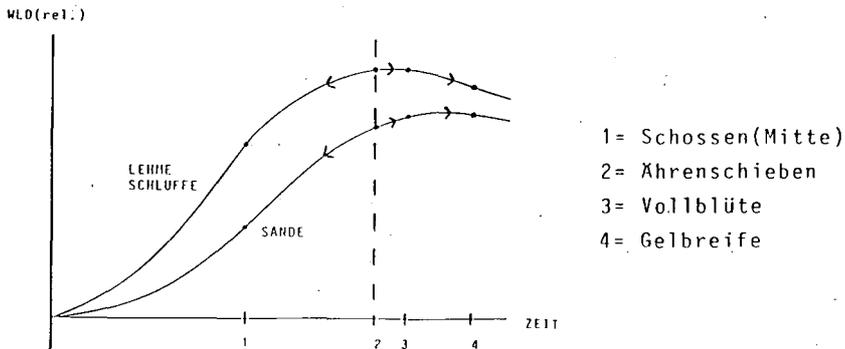


Abb. 1: Methodisches Vorgehen bei der Aufstellung des Schätzrahmens für Wurzellängendichten (WLD) (Erläuterungen im Text)

Die Berechnungen der Wurzellängendichten zum Zeitpunkt Ährenschieben erfolgten mit der Multiplen Regressionsanalyse (im SPSS-Programm). Folgende Boden- und Klimadaten wurden dabei berücksichtigt:

- bodenphysikalische Parameter: Luftkapazität, Mittelporenanteil, Körnung, Rohdichte, effektive Lagerungsdichte
- bodenchemische Parameter : potentielle Kationenaustauschkapazität, Humusgehalt, CaCO_3 -Gehalt
- klimatologische Parameter : Niederschlag, Lufttemperatur, Klimatische Wasserbilanz

Bei den Eingabedaten wurden bewußt relativ einfache und in der Regel einmalig bestimmbare gewählt, um damit später eine Anwendbarkeit des Schätzrahmens ohne großen meßtechnischen Aufwand zu ermöglichen.

Die einzelnen Parameter wurden bei den sowohl linearen als auch nicht-linearen Berechnungen einzeln und in verschiedenen Kombinationen eingegeben.

4. Ergebnisse der Berechnungen

Wie sich herausstellte zeigten einige Parameter keine Beziehung zur Wurzellängendichte(WLD)wie z.B.der CaCO₃-Gehalt des Bodens.Andere zeigten sehr widersprüchliche Beziehungen wie die eff.Lagerungsdichte,die mal positiv,mal negativ mit der WLD korrelierte.

Die höchsten Korrelationen ließen sich zwischen WLD und Körnung, nutzbarer Feldkapazität und Tiefe ermitteln.

Zum Termin Ahrenschieben ließ sich bei einem Korrelationskoeffizienten r=0.86 die WLD wie folgt errechnen:

$$WLD = -9.287 \log \text{ Tiefe} + 0.045 \text{ NFK/dm} + 16.71, \quad (1)$$

wobei log Tiefe der Logarithmus aus der Tiefe in cm und NFK/dm die nutzbare Feldkapazität pro dm ist.

Oberprüfungen der mit Formel (1) errechneten WLD und den gemessenen Daten ergaben,

- daß bei Sandböden der errechnete Wert i.d.R.in Trockenjahren überschätzt wird,da bei Sandböden aufgrund der allgemein ungünstigeren Wachstumsbedingungen in solchen Jahren nicht mit einem verstärkten Wurzelwachstum gerechnet werden kann,da der gesamte Habitus der Pflanzen,also auch das Wurzelsystem reduziert sind; die errechneten Werte bedürfen also einer Korrektur nach unten.

- daß bei Lehm- und Schluffböden(Tongehalt < 25%)die WLD im Bereich > 4 cm/ccm bei positiver Klimatischer Wasserbilanz unterschätzt wird,also einer Korrektur nach oben bedarf(Tab.2);die erheblichen Streuungen im Unterboden(WLD < 4 cm/ccm)dieser Standorte zeigten allerdings keine Beziehungen zu den Witterungsverhältnissen,obwohl zu vermuten ist,daß hier in Trockenjahren mit einem verstärkten Wurzelwachstum zu rechnen ist.

WLD(cm/ccm), errechnet	Sandböden (S > 30%, nFK < 16mm/dm)		Lehm- und Schluffböden (S < 30%, nFK > 19mm/dm)	
	Klimat. Wasserbilanz pos.	neg.	Klimat. Wasserbilanz pos.	neg.
< 1	--	--	--	--
1-2	--	- 1.0	--	--
2-3	--	- 1.5	--	--
3-4	--	- 1.5	--	--
4-5	--	- 1.5	+ 1.5	--
5-6	--	- 1.5	+ 1.7	--
6-7	--	- 1.5	+ 2.0	--
> 7	--	- 1.5	+ 2.5	--

Tab.2: Korrekturwerte für die Berechnung der Wurzellängendichte (WLD) als f(log Tiefe,nFK) nach Formel (1)

Wie Abb.2 zeigt,ergibt die Gegenüberstellung der gemessenen WLD mit den um die Korrekturwerte verbesserten errechneten Werte eine gute Obereinstimmung.

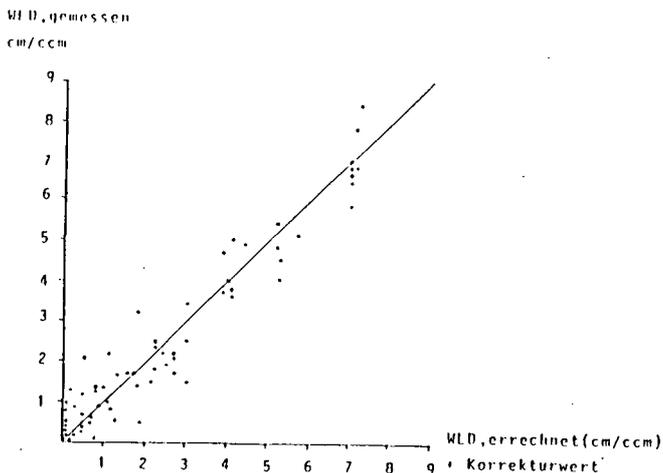


Abb.2: Gemessene und errechnete Wurzellängendichte(WLD) für alle Böden(Tongehalt < 25%)zum Zeitpunkt Ahrenschieben

Vom Zeitpunkt Ahrenschieben ausgehend ließen sich anschließend bei Trennung der Standorte in Sandböden(Sand > 30%)und Lehm- und Schluffböden(Sand < 30%,Ton < 25%)die Wurzellängendichten der Termine Schossen(Mitte),Blüte und Gelbreife ermitteln.Dabei lagen die Korrelationskoeffizienten im Bereich 0.93 bis 0.99:

Sandböden:

$$\text{WLD(Schossen)} = 0.751 \text{ WLD(XS)} - 0.06 \quad r = 0.97 \quad (2)$$

$$\text{WLD(Blüte)} = 1.232 \text{ WLD(XS)} - 0.06 \quad r = 0.99 \quad (3)$$

$$\text{WLD(Gelbr.)} = 1.175 \text{ WLD(XS)} + 0.04 \quad r = 0.96 \quad (4)$$

Lehm- u. Schluffböden:

$$\text{WLD(Schossen)} = 0.972 \text{ WLD(XS)} - 0.06 \quad r = 0.99 \quad (5)$$

$$\text{WLD(Blüte)} = 0.969 \text{ WLD(XS)} + 0.16 \quad r = 0.98 \quad (6)$$

$$\text{WLD(Gelbr.)} = 0.882 \text{ WLD(XS)} + 0.35 \quad r = 0.93 \quad (7)$$

WLD(XS) bedeutet Wurzellängendichte beim Ahrenschieben

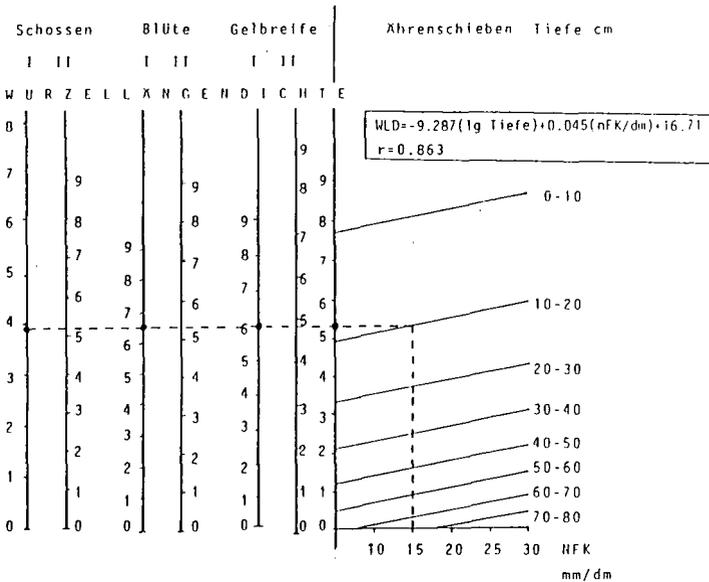
Wie den Gleichungen (2),(3) und (4) zu entnehmen ist,kommt es bei den Sandböden vom Schossen über das Ahrenschieben bis zur Blüte zu einer fast linearen Zunahme der Durchwurzelung,ehe zum Zeitpunkt Gelbreife - erkenntlich an dem Faktor 1.175 bei einer zu vernachlässigenden Konstante von 0.04 - die Wurzellängendichten wieder leicht abnehmen(überwiegender Wurzelabbau).Dagegen erreichen die Lehm- und Schluffböden schon zum Schossen(Faktor 0.972) sehr hohe Wurzellängendichten,die über alle Termine nahezu konstant bleiben und erst ab der Gelbreife wie bei den Sanden tendenziell abnehmen.

5. Der Schätzrahmen für die Wurzellängendichten (Abb.3)

Aus den beschriebenen Zusammenhängen ließ sich abschließend der in Abb.3 dargestellte Schätzrahmen in Form eines Nomogramms aufstellen.

In dem aufgeführten Beispiel läßt sich zunächst für den Zeitpunkt Ahrenschieben bei einem lehmigen Sand mit einer nutzbaren Feldkapazität von 15 mm in 10-20 cm Tiefe eine WLD von 5.3 cm/ccm ermitteln. Der gleiche Standort erreicht zum Zeitpunkt Schossen eine WLD von 3.9 cm/ccm (siehe Gruppe I: Sande), bei der Blüte 6,5 cm/ccm und zur Gelbreife 6.0 cm/ccm.

Den jeweiligen Witterungsbedingungen entsprechen müssen diese Werte ggf. um die in Tab.2 aufgeführten Korrekturwerte verändert werden.



- I = Sande
Schluffe und Lehme (nFK < 19 mm/dm)
- II = Schluffe und Lehme (nFK > 19 mm/dm)

Abb.3: Schätzrahmen für die Wurzellängendichte (cm/ccm) von Getreide für vier Entwicklungsstadien auf Böden mit einem Tongehalt < 25%
Bsp.: 1S, nFK 15mm, Tiefe 10-20 cm

6. Ausblick

Es kann festgestellt werden, daß die Übereinstimmung der errechneten und gemessenen Wurzellängendichten durchaus befriedigend ist. Dennoch wäre bei einer stärkeren Einbeziehung klimatologischer

und vielleicht auch bodenchemischer Parameter (Nährstoffgehalte im Boden) eine Verbesserung der geschätzten Werte vorstellbar. Man muß sich jedoch darüber im Klaren sein, daß gewisse Schwankungsbreiten bei biologischen Systemen wie Pflanzenwurzeln auftreten müssen und von daher rechnerisch schwer faßbar sein werden.

Auf diesem Schätzrahmen aufbauend sind zukünftig folgende Ergänzungen geplant:

- Einbeziehung tonreicher Standorte (Tongehalt > 25%)
Dazu sind noch weitere Wurzeluntersuchungen notwendig, um die Datenfülle auf eine solide Basis stellen zu können
- Errechnung der WLD zum Zeitpunkt Bestockung
Hierzu müßten vermutlich weitere Bodenparameter (z.B. Bodentemperatur) miteinbezogen werden
- Aufstellung eines Schätzrahmens für dikotyle Pflanzen (z.B. Zuckerrüben)

7. Danksagung

Freundlicherweise stellten uns zahlreiche Autoren die Ergebnisse ihrer Wurzeluntersuchungen zur Verfügung. Für dieses große Entgegenkommen möchten wir uns bei den Herren K. Baeumer, W. Böhm, R. Horn, A. Jungk, U. Köpke, E. Lohmann, R. Müller, U. Müller, M. Rex, Frau H. Rupp, sowie den Herren H. Söchtig, D. Steffens und A. Westing herzlich bedanken.

Literatur:

- BÖHM, W. 1979
Methods of Studying Root Systems
Springer-Verlag
- DUYNISVELD, W. H. M., STREBEL, O. 1983
Entwicklung von Simulationsmodellen für den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden und Lockersedimenten
Texte 17/83 Umweltbundesamt Berlin
- MEUSER H., LITZ, N., RENGEL, M., FLEIGE, H. 1985
Untersuchungen zur Wurzellänge und -oberfläche von Winterweizen auf unterschiedlichen Standorten
Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 43/I, S. 661-666
- WESSOLEK, G. 1983
Empfindlichkeitsanalyse eines Bodenwassersimulationsmodells
Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 38, S. 165-170
- WESTING, A., SÖCHTIG, H. 1985
Bestimmungen zur Wurzelichte in Böden unterschiedlicher Profiltiefe unter Weizen, Gerste und Zuckerrüben
Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 43/I, S. 697-702

Lösungsverhalten oberflächlich ausgebrachter Kalke
in sauren Waldböden

von

Mindrup, M. und F. Beese +)

Bei der Erforschung der Ursachen neuartiger Waldschäden konnte der eindeutige, kausale Zusammenhang zwischen Luftverunreinigungen und Schädigung von Waldökosystemen hergestellt werden. Eine herausragende Bedeutung hat hierbei der Eintrag von Säure mit der Deposition.

Selbst bei drastischer Reduktion der Emissionen kann davon ausgegangen werden, daß die Belastung unserer Waldökosysteme noch Jahrzehnte weit über dem für ihre Stabilität notwendigen Maße liegen wird.

Hinzu kommt, daß schon jetzt erhebliche Mengen Säure im Auflagehumus als Versauerungspotential und im Mineralboden der Waldstandorte gespeichert vorliegen.

Eine der wichtigen Maßnahmen, die die Forstwirtschaft ergriffen hat, um weitere Schädigungen der Waldbestände durch saure Deposition zu vermindern, ist die Kompensationskalkung. Sie wird in der Regel großflächig als Bestandeskalkung mit dolomitischen Materialien unterschiedlicher Herkunft durchgeführt. Zum Einsatz gelangen carbonatische Materialien, die als mehr oder weniger fein vermahlene Korngrößengemenge nach der Ausbringung als dünne Schicht dem Auflagehumus aufliegen.

In aller Regel bleibt dieses dünne Kalkband bei fehlender Durchmischung aufgrund erheblich reduzierter biologischer Aktivität unserer Waldböden als solches vorhanden. Insofern unterscheidet sich das mögliche Lösungsverhalten bei der Oberflächenkalkung ganz erheblich von dem bei einer Mischung mit dem Boden: Bei dieser Situation, die typisch für die Kalkung landwirtschaftlich genutzter Böden ist, läßt der durch die Einmischung geschaffene Reaktionsraum durch Diffusionsprozesse eine fortlaufende Neutralisationsreaktion mit Säure zu, während bei der Oberflächen-

+) Institut für Bodenkunde und Waldernährung,
Büsenweg 2, 3400 Göttingen

kalkung die Alkalinität lediglich mit dem Sickerwasser in den Mineralboden gelangen kann.

Maximale Lösungsraten, d.h. die Situation des chemischen Gleichgewichts, lassen sich berechnen, denn das Lösungs-gleichgewicht wird bestimmt durch den CO_2 -Partialdruck, die Temperatur und die mit der Deposition zugeführten Säuremenge.

Es stellt sich die Frage, ob es die Lösungskinetik oberflächlich ausgebrachter Kalke zulässt,

- a) den Jahresbedarf von etwa 40 - 50 kg Ca und 5 - 10 kg Mg pro Hektar für die optimale Ernährung wüchsiger Waldbestände zur Verfügung zu stellen, und
- b) genügend Alkalinität über den Lösungsprozeß in den Boden gelangen kann.

Die Prüfung dieser Fragen erfolgt auf zwei Wegen: Einerseits wird im Feldversuch für Böden unterschiedlicher Durchlässigkeit und Auflagehumusform im Zuge der Aufstellung einer Bilanz der Auflösungsprozeß verfolgt und Änderungen des Bodenchemismus untersucht.

Andererseits wird über die Entwicklung von Modellvorstellungen zur Lösungskinetik versucht, die Wirkung verschiedener den Lösungsprozeß in seinem zeitlichen Ablauf bestimmender Parameter zu quantifizieren.

Bei den zum Einsatz gelangenden Kalken sind deren physikalisch-chemischen Kennwerte Korngrößenverteilung, spezifische Oberfläche, Ca/Mg-Verhältnis und nichtcarbonatischer Anteil von besonderer Bedeutung.

Das zu entwickelnde Simulationsmodell soll dazu dienen, Aussagen über den Lösungsprozeß verschiedener Kalke in unterschiedlichen Böden bei definierten Niederschlagssituationen zu quantifizieren. Die Überprüfung des Modells erfolgt an den Ergebnissen der Feldversuche.

Die Ursachen der Eisentoxizität bei Naßreis (*O. sativa* L.) auf alluvialen Böden in der Republik Senegal

Prade, K.*; J.C.G. Ottow** und V.-A. Jacq***

Einleitung

Obwohl Reis durch einen aerenchymatischen Lufttransport in den Wurzelraum in der Regel gut an Staunässebedingungen angepaßt ist, leidet er auf manchen Standorten an überhöhten Eisenaufnahmen (Eisentoxizität bzw. "bronzing"). In diesen Fällen reicht die Oxidationskraft der Reiszurzeln offenbar nicht für einen ausreichenden Ausschluß in der Bodenlösung enthaltener Fe(II)-Ionen aus. Da eine Reihe verschiedener Vorstellungen zur Erklärung dieses Phänomens vorliegen, wurde den konkreten Ursachen der Eisentoxizität im südsenegalesischen Reisanbau noch einmal nachgegangen, zumal dort seit etwa 2 Dekaden eine starke Ausweitung des Problems zu verzeichnen ist.

Material und Methoden

Die von Eisentoxizität betroffenen Anbaugebiete liegen in den Niederungen des Casamance-Ästuars und werden teils bereits seit Jahrhunderten intensiv durch Naßreis genutzt. Aus den dort anstehenden quartären Alluvien sind potentiell oder tatsächlich sulfat-saure Salzböden (Thionic Fluvisols), stark saure entsalzte Gleye (Gleysols) oder saure pseudogleyartige Böden hervorgegangen (VIELLEFON, 1977). Gemein ist fast allen kultivierbaren Böden das Fehlen jeglicher Nährstoffreserve im Mineralbestand sowie sehr geringe Verfügbarkeiten von P und K.

Eine Vielzahl eisentoxischer Standorte wurde während des Vegetationsverlaufs untersucht, und auf typischen Böden wurden Kasten- bzw. Feldversuche angelegt (PRADE, 1987). In regelmäßigen Abständen wurden pH/Eh-Potentiale *in situ* (GRONDIN, 1982), Fe(II)-Gehalte der Bodenlösung (PRADE, 1987), die Mineralstoffgehalte in Böden (SCHLICHTING & BLUME, 1966; PAYCHENG, 1980) und Reispflanzen (FASSENDNER & AHRENS, 1977) sowie die Besiedlung der Wurzeloberfläche mit eisenreduzierenden Bakterien (OTTOW, 1969; HAMMANN & OTTOW, 1974) bestimmt.

*: Landw. Forschungsanst. Büntehof, Bünteweg 8, 3000 Hannover 71

** : Inst. für Mikrobiologie und Landeskultur, Justus-Liebig-Universität, Senckenbergstr.3, 6300 Gießen

***: Laboratoire de Microbiologie, ORSTOM, Université de Provence; 3, Place Victo-Hugo, 13331 Marseille Cedex 3

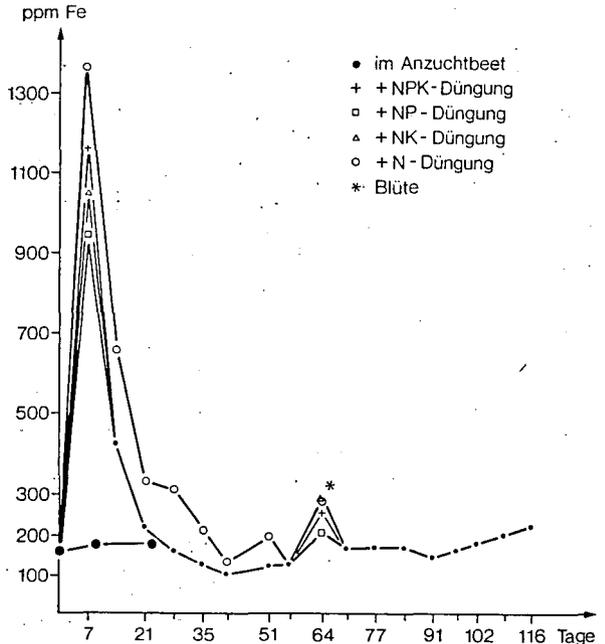
Der DFG (Bonn) und der GTZ (Eschborn) sei herzlichst für finanzielle und logistische Hilfe gedankt.

Ergebnisse und Diskussion

Erscheinungsbilder der Eisentoxizität

Vor Ort lagen zwei deutlich voneinander verschiedene Formen der Eisentoxizität vor. Zum einen trat häufig unmittelbar nach dem Auspflanzen der Setzlinge intensives "bronzing" auf (*primäre Eisentoxizität*), zum anderen kam es in vorab symptomfreien Beständen mit dem Eintritt in die generative Phase (Rispschieben) oft zu typischen Symptomen (*sekundäre Eisentoxizität*). Beide Formen der Eisentoxizität sind durch einen raschen Anstieg der Eisengehalte im Blatt gekennzeichnet (Abb. 1). Hinzu tritt besonders bei der *primären* Form oft auch eine drastische Zunahme der Al- und Na-Gehalte im Blatt.

Abb. 1: Entwicklung der Fe-Gehalte in der Blattockenmasse (2. und 3. Blatt von oben) im Feldversuch (Djibelor, Senegal) im Laufe der Vegetation (IR8) in Abhängigkeit von der Minereraldüngung

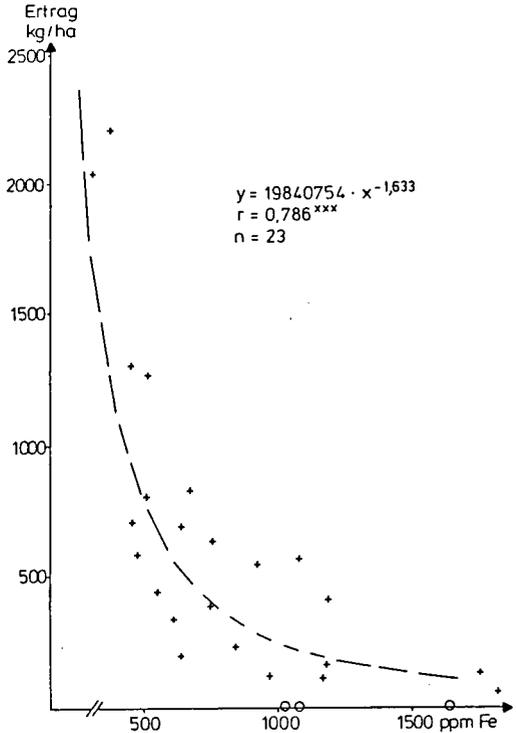


Während die *primäre Eisentoxizität* meist hohe Absterbequoten unter den Setzlingen und oft sogar den Totalausfall eines Bestandes bedingte, waren die der *sekundären Eisentoxizität* anzulastenden Schäden in der Regel milder und ließen oft noch eine Ertragsbildung zu. Aber auch in diesem Vegetationsstadium bestand eine deutliche Abhängigkeit der Erträge von dem Grad der Eisentoxizität, wie Abb 2 zeigt.

Ursachen der Eisentoxizität

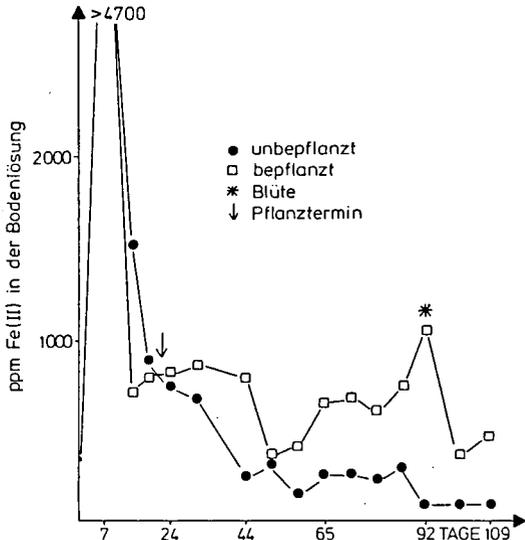
Die von der *primären Eisentoxizität* betroffenen Jungpflanzen waren durch stark geschädigte bzw. abgestorbene (geschwärzte) Keimwurzelsysteme gekennzeichnet. Dies ist weniger als Resultat von Sulfid-Toxizität zu deuten (JACQ et al., 1987), als vielmehr Hinweis auf ein *unangemessenes Auspflanzverfahren*. So wird im Senegal der in Trockenbeeten vorgezogene Reis nach der Überflutung der Felder pikiert, sodaß die Setzlinge noch kein an reduzierte

Abb. 2: Beziehung zwischen den Fe-Gehalten in der Blattockenmasse zu Beginn des Rispschiebens und dem später auf der entsprechenden Parzellen gemessenen Kornertrag (IR8). Die Parzellen ohne Kornertrag (auf der Abszisse eingetragen) wurden aus mathematischen Gründen nicht in die Rechnung einbezogen



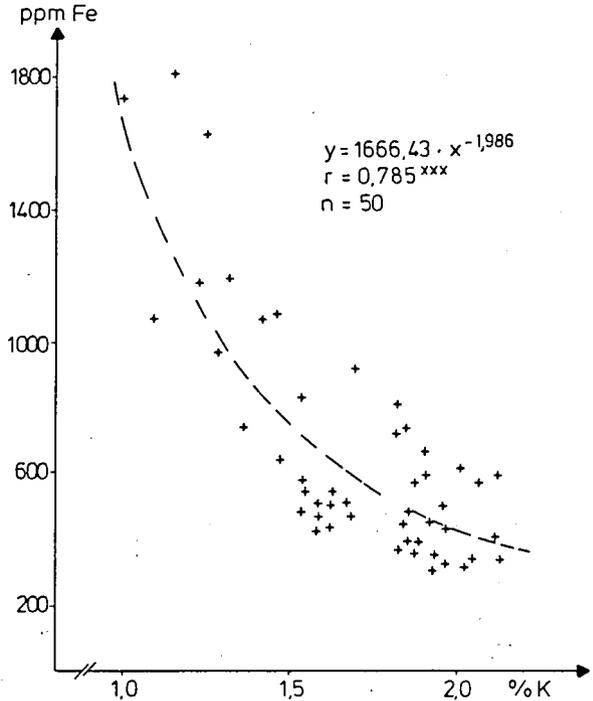
Bodenbedingungen angepaßtes Wurzelsystem mit hohem Aerenchymanteil besitzen. Zudem weisen die in der Region häufigen sulfat-sauren Reisböden unmittelbar nach der Überflutung oft **sehr hohe Fe(II)-Gehalte in der Bodenlösung** auf (Abb. 3), wogegen nicht adaptierte Setzlinge nicht gewappnet sein können. Da die starke Wasserverknappung in der Sahelzone es zunehmend unmöglich macht, das Auspflanzen bis zum Abfall der Fe(II)-Konzentration auf niedrigere Werte (siehe Abb. 3) hinauszuzögern, hat sich das Ausmaß der **primären Eisentoxizität** in den letzten Jahren erheblich verstärkt.

Abb. 3: Fe(II)-Konzentrationen der Bodenlösung (5-15cm, Mittelwerte aus 10 Wiederholungen) eines Feldversuchs (Loudia Foulof, Senegal) auf sulfat-saurem Boden in Abhängigkeit von der Bepflanzung (IR8)



Die *sekundäre Eisentoxizität* scheint in hohem Maße von der Nährstoffversorgung der Pflanzen - besonders mit *Kalium* - bestimmt zu werden (Abb. 4).

Abb. 4: Beziehung zwischen den K- und den Fe-Gehalten in den Blattproben aus der Phase des Rispen-schiebens (72 und 79. Tag, IR8) des Feldversuchs in Loudia Ouolof.



Während die Erholung der Pflanzen von der *primären Eisentoxizität* allgemein auch durch eine verbesserte Mineralstoffversorgung beschleunigt werden kann (Abb. 1), war die positive Wirkung der K-Versorgung auf die *sekundäre Eisentoxizität* offenbar recht spezifisch, wie Abb. 4 verdeutlicht. In einem anderen Feldversuch bestand während des Rispen-schiebens eine analoge Beziehung zwischen der K-Versorgung und der *Mn-Aufnahme*. Aufgrund der normalerweise sehr geringen Mn-Gehalte der südsenegalesischen Reisböden dürfte dies jedoch als Ausnahme anzusehen sein. Düngungsversuche zeigten, daß eine alleinige K-Düngung keine Verbesserung der K-Versorgung der Pflanzen bewirkte. Dies war nur bei gleichzeitiger P-Gabe möglich. Die Behebung vorliegender P-Mängel ermöglichte offenbar erst die volle Ausnutzung der K-Düngung. Die ursächliche Wirkung von K-Mangel hinsichtlich der Eisentoxizität, auf den bereits wiederholt hingewiesen wurde (TANAKA & YOSIDA, 1970; TROLLDENIER, 1973; OTTOW et al., 1982), bestätigte sich in weiteren Feldversuchen und einer Vielzahl betroffener Felder, insbesondere während der generativen Phase. Das Auftreten der *sekundären Eisentoxizität* kann daher als brauchbarer *Zeiger für K-Mangel* im senegalesischen Naßreisbau angesehen werden. Abb. 5 zeigt, daß auf den Wurzeln ungedüngter Pflanzen eine deutliche *Anreicherung eisenreduzierender Bakterien* gegenüber PK-gedüngten Pflanzen auftritt. Dies steht in Einklang mit der Vorstellung, daß bei K-Mangel die organische Wurzelexsudation ansteigt, wodurch die bakterielle Respiration in der Rhizosphäre gefördert,

die Vermehrung fakultativ anaerober Arten unterstützt und die Netto-Oxidationsleistung der Wurzel vermindert wird (TROLLDENIER, 1981; OTTOW et al., 1982). Es käme in solchen Fällen daher zu einer relativ erhöhten Aufnahme reduzierter Bestandteile der Bodenlösung.

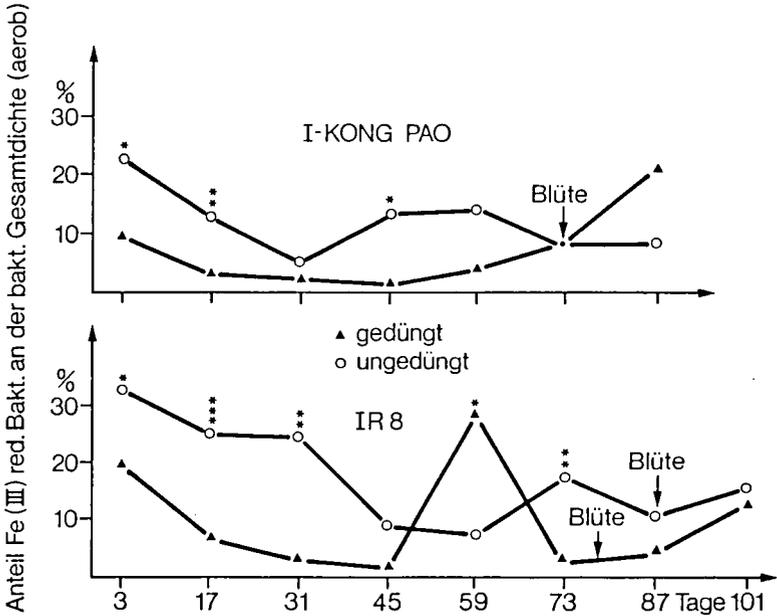


Abb. 5: Entwicklung der prozentualen Anteile eisenreduzierender Bakterien an der rhizoplenen Gesamtkeimzahl während eines Kastenversuchs (Boden Djibelor) in Abhängigkeit von der Düngung (N bzw. NPKCaMg) bei IR8 und I-Kong Pao. Signifikante Unterschiede sind entsprechend der Irrtumswahrscheinlichkeit durch *, ** bzw. *** angezeigt.

Ein wichtiger Faktor, der die Intensität beider Formen der Eisentoxizität beeinflusst, ist die *Kontinuität der Überflutung*. Wiederholt zeigte es sich in Feldversuchen wie auch in der Feldflur, daß besonders jene Teile der Parzellen von Eisentoxizität (primär wie auch sekundär) betroffen wurden, die nicht überstaut, jedoch meist noch völlig wassergesättigt waren. So bildete sich oft quer zum Hang zwischen tieferliegenden, permanent überstauten und höherliegenden, permanent ungesättigten Bereichen der Parzelle eine streifenartige Zone intensivierter Eisentoxizität aus. Als Ursache hierfür kommt vor allem die starke Aufheizung nicht überstauter (aber noch wassergesättigter) gegenüber überstauten Böden (häufig $>40^{\circ}\text{C}$ gegenüber $20 - 25^{\circ}\text{C}$) in Frage. Diese starke Erhöhung der Bodentemperatur dürfte nicht nur eine Erhöhung der Wurzelrespiration - gleichzusetzen mit einer Verminderung der für die Oxidation der Rhizosphäre verfügbaren Sauerstoffmenge - bewirken (ANDO et al., 1983), sondern auch die mikrobielle Eisenreduktion im Wurzelraum erheblich intensivieren. Auch in diesem Sinne hat der Rückgang der Niederschläge wesentlich zur Verstärkung der Eisentoxizi-

tät beigetragen, da die Voraussetzungen für eine kontinuierliche nachhaltige Überflutung der Felder oft nicht mehr gegeben sind. Eine mangelhafte Entsalzung der Flächen führt zudem möglicherweise zu einer weiteren Verstärkung der Eisentoxizität (TADANO, 1976).

Zusammenfassung

Oberhöhte, zur Eisentoxizität führende Eisenaufnahmen bei Naßreis stehen in engem Zusammenhang mit einer unzureichenden Oxidation der Rhizosphäre. Im senegalesischen Naßreisanbau sind in diesem Sinne besonders folgende Faktoren für das Auftreten von Eisentoxizitäten verantwortlich:

1. Eine fehlende Anpassung der Setzlinge an reduzierte Bodenbedingungen führt zu einem Verpflanzungsschock (*primäre Eisentoxizität*).
2. Eine Unterversorgung der Pflanze mit Kalium (oft bei gleichzeitigem P-Mangel) bewirkt - offenbar vermittelt durch verstärkte organische Wurzelexsudation - erhöhte Eisenaufnahmen besonders in der generativen Wachstumsphase (*sekundäre Eisentoxizität*).
3. Eine fehlende Überflutung der Böden bei gleichzeitiger Wassersättigung bedingt eine Intensivierung *beider* Eisentoxizitäten. Die durchgehend schlechte Versorgung der Böden mit Kalium (und Phosphor) sowie die Verkürzung und häufige Unterbrechung der Überflutung seit dem Beginn der Saheltrockenzeit sind für die Ausweitung der Eisentoxizität ursächlich.

Literatur

- ANDO, T., S. YOSHIDA and I. NISHIYAMA (1983): Nature of oxidising power of rice roots. *Plant and soil* 72, 57-71.
- FASSBENDER, H.W. und E. AHRENS (1977): Laborvorschriften und Praktikumsanleitung. Göttinger Bodenkundliche Berichte 47, 1-88.
- GRONDIN, J.-L. (1982): Paramètres physico-chimiques des eaux. *Mesures in situ*. ORSTOM, Centre de Dakar-Hann, Note technique No.4, Avril 1982, Senegal.
- HAMMANN, R. and J.C.G. OTTOW (1974): Reductive dissolution of Fe₂O₃ by saccharolytic clostridia and *Bacillus polymyxa* under anaerobic conditions. *Z. Pflanzenernaehr. Bodenk.* 137, 108-115.
- JACO, V.-A., K. PRADE and J.C.G. OTTOW (1987): Significance of iron- and sulphate redox processes in flooded soils for the nutrition of rice. *Trans. XIII. Congr. Int. Soc. Soil Sci.* Vol 6, 706-714.
- OTTOW, J.C.G. (1969): The distribution and differentiation of iron-reducing bacteria in gley soils. *Zbl. Bakt. Abt. II*, 123, 600-615.
- OTTOW, J.C.G., G. BENCKISER and I. WATANABE (1982): Iron toxicity of rice as multiple nutritional soil stress. *Trop. Agric. Res. Ser. (Japan)* 15, 167-179.
- PAYCHENG, C. (1980): Méthodes d'analyses utilisées au laboratoire commun de Dakar. ORSTOM, Centre de Dakar-Hann, Senegal.
- PRADE, K. (1987): Einfluss der Nährstoffversorgung auf die Eisentoxizität bei Naßreis (*O. sativa* L.) in der Basse Casamance/Senegal. Hochschulverlag, Freiburg.
- SCHLICHTING, E. und H.-P. BLUME (1966): *Bodenkundliches Praktikum*. Verlag Paul Parey, Hamburg-Berlin.
- TADANO T. (1976): Methods of preventing iron toxicity in lowland rice. *Memoirs of the faculty of agriculture, Hokkaido University* 10, 22-68.
- TANAKA, A. and S. YOSHIDA (1970): Nutritional disorders of the rice plant in asia. *IRRI Technical Bulletin* 10, 1-51.
- TROLLENIER, G. (1973): Secondary effects of potassium and nitrogen on rice: Changes in microbial activity and iron reduction in the rhizosphere. *Plant and soil* 38, 267-297.
- TROLLENIER, G. (1981): Iron toxicity in rice plants and nitrogenase activity in the rhizosphere as related to potassium application. In: *Proc. Symp. on Paddy Soils*, Springer Verlag, Berlin, pp.375-380.
- VIELLEFON, J. (1977): Les sols de mangroves et des tannes de Basse Casamance (Sénégal). *Mémoires ORSTOM No.83*, Paris.

Raumzeitliche Entwicklung boden- und wurzelchemischer Kenngrößen in der Podsolierten Braunerde eines Buchenaltbestandes (HILS).

von

Raben, G.H.[†]

EINLEITUNG

In geschädigten Waldbeständen ist oft eine direkte Nachbarschaft von symptomfreien und mehr oder minder stark geschädigten Bäumen anzutreffen. Das gibt Hinweis auf möglicherweise kleinräumig ausgebildete Wurzelschädigungen in den betroffenen Waldbeständen, so daß von einer Heterogenität des bodenchemischen Milieus sowohl in räumlicher als auch zeitlicher Entwicklung auszugehen ist.

VERSUCHSANLAGE und METHODIK

Rasterpunktartig (Abstand 25 m) erfolgte die Beprobung der Bodenfestphase (50 Bohrpunkte; Tiefenstufen 10, 20, 40, 60 u. 80 cm). $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ und $\text{pH}(\text{KCl})$ sowie austauschbare Kationen (AK_e ; Perkolationslösung mit NH_4Cl) wurden gemessen. In 6 zufällig ausgewählten Profilen wurden in jeweils drei Tiefen (20, 40 u. 80 cm) diskontinuierliche Beprobungen der Bodenlösung mit Hilfe von Unterdrucklysometern vorgenommen und die Konzentrationen wichtiger Ionen (H, Ca, Al, K, Mg, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{SO}_4\text{-S}$, Cl; Vollanalyse vierteljährlich) bestimmt. 1985 fand an 3 Terminen (April, Juli, Nov.) eine profilorientierte Beprobung der Feinwurzeln statt (Massenermittlung und Bestimmung der Elementgehalte im HNO_3 -Druckaufschlußverfahren).

ERGEBNISSE

RÄUMLICHE ENTWICKLUNG: Die $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ -Messungen in der Tiefenstufe 20 cm (Abb. 1) zeigen bei einer Streuung zwischen 3.5 und 4.7, daß das bodenchemische Milieu des Oberbodens von 3 Pufferbereichen bestimmt wird: Austauscher-, Aluminium- und Al/Fe-Pufferbereich. Entsprechend heterogen sind die relativen Häufigkeiten der Anteile (X^S) von Al, Ca und H+Fe an AK_e des Bodens verteilt (Abb. 2). X^S_{Al} streut zwischen 30% und 95% und $X^S_{\text{Fe+H}}$ erreicht Werte bis 55%; dies unterstreicht den unterschiedlichen Grad der Bodenversauerung und ist Hinweis auf akute Versauerungsvorgänge. Beispielfhaft für die Austauscherhältnisse des Unterbodens zeigt die Tiefenstufe 60 cm (Abb. 2), daß die Heterogenität stark zurückgeht: Der Austauscher ist überwiegend zwischen 85 und 95% mit Al belegt, während die Ca+Mg-Sättigung ($X^S_{\text{Ca+Mg}}$) unterhalb von 5% liegt und auf eine sehr geringe Elastizität des Bodens gegenüber Säuretoxizität verweist (ULRICH et al., 1984a).

ZEITLICHE ENTWICKLUNG: Den zeitlichen Aspekt zur Heterogenität der Bodenchemie verdeutlicht die Entwicklung einiger Parameter (pH , Ca/Al-Verhältnis, Ca- und Al-Konzentration) in der Bodenlösung am

[†] Inst.f. Bodenkunde u. Waldernährung, 3400 Göttingen, Büsgenweg 2

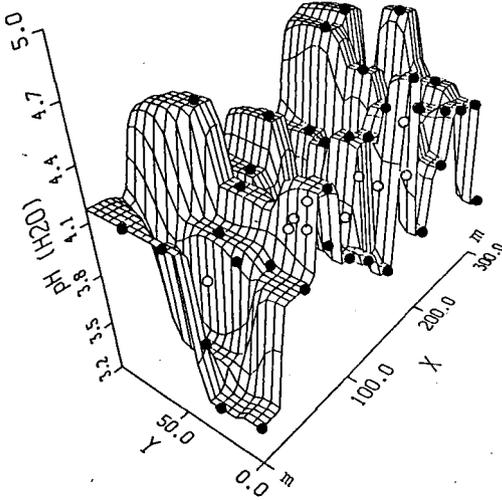


Abb. 1:

Verteilung der $pH(H_2O)$ -Werte in der Tiefe 20 cm der Podsolierten Braunerde.

Beispiel der Profile D18 und E17, die jeweils einen der 2 Entwicklungstypen der Bodenlösungszusammensetzung repräsentieren (Abb. 3 u. 4). Während im Profil E17 während des gesamten Untersuchungszeitraums eine hohe Gefährdung des Feinwurzelsystems aufgrund von Ca/Al-Verhältnissen zwischen 0.15 und 0.2 gegeben ist (NEITZKE, 1984; ROST-SIEBERT, 1985), läßt das Profil D18 erst in der zweiten Hälfte des Untersuchungszeitraums eine akute Gefährdung erkennen.

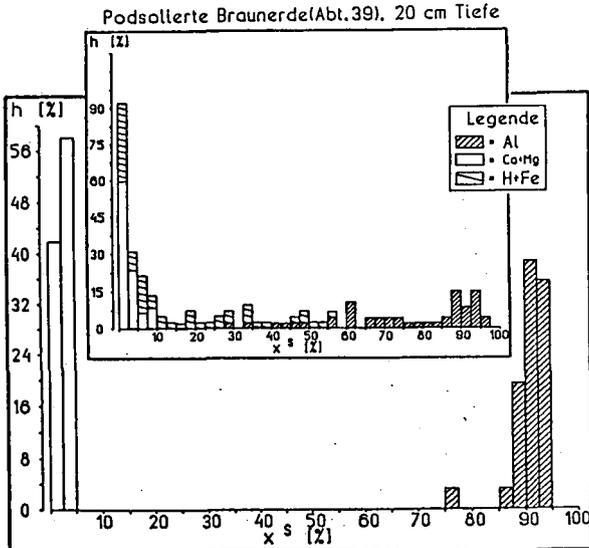


Abb. 2:

Verteilung der relativen Häufigkeit h (%) der Anteile X^S von Al, Ca+Mg und H+Fe in 20 cm und 60 cm Bodentiefe (Podsolierte Braunerde).

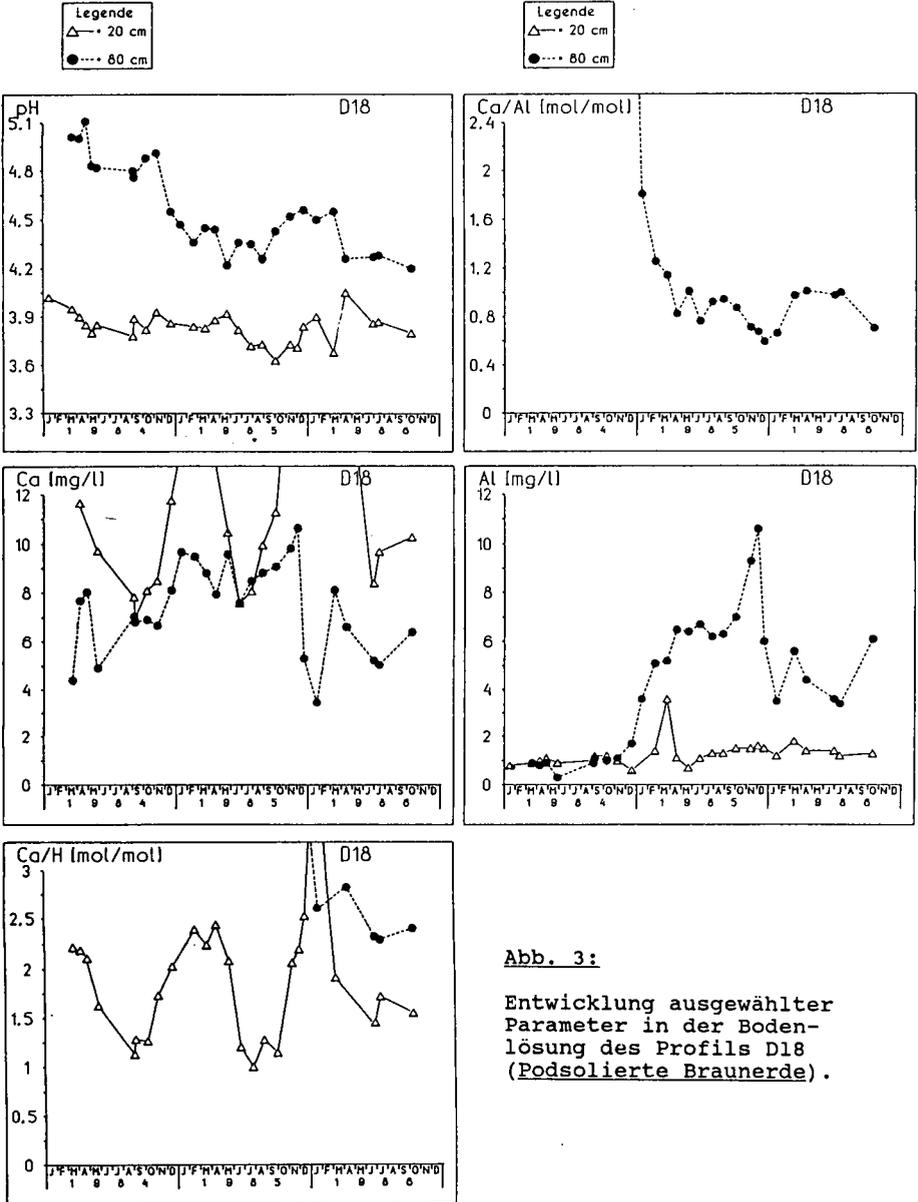


Abb. 3:

Entwicklung ausgewählter Parameter in der Bodenlösung des Profils D18 (Podsolirte Braunerde).

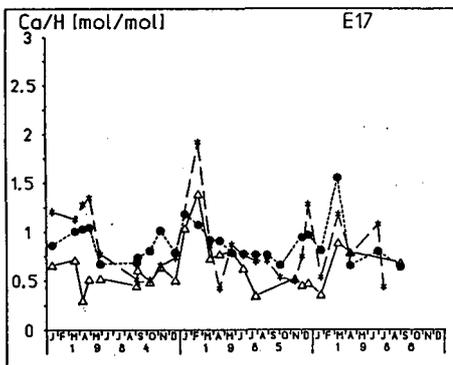
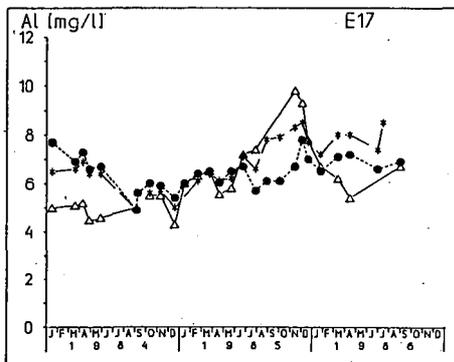
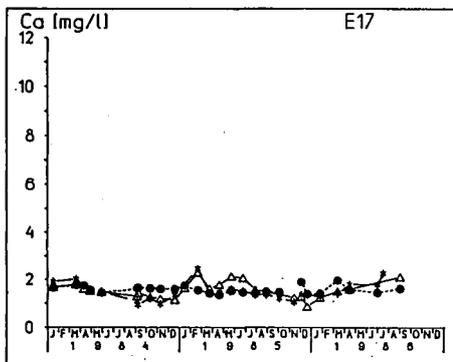
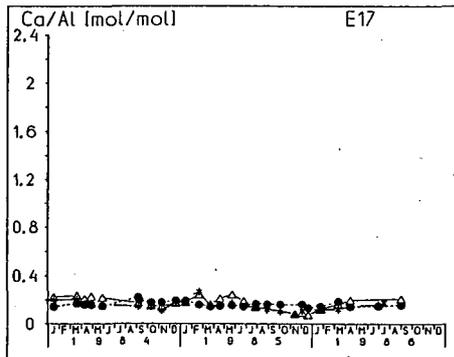
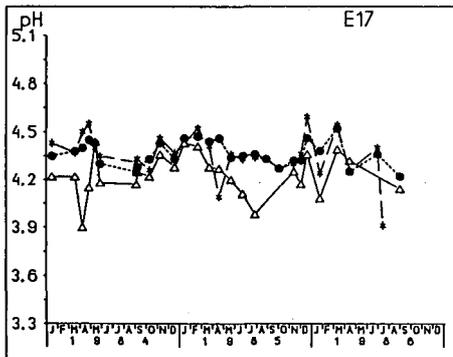


Abb. 4:

Entwicklung ausgewählter Parameter in der Bodenlösung des Profils E17 (Podsoliierte Braunerde).

Legende			
*	• OF	△	• 5 cm
	• OH		• 10 cm
			• 20 cm
		◇	• 40 cm
		○	• 60 cm
			• 70 cm

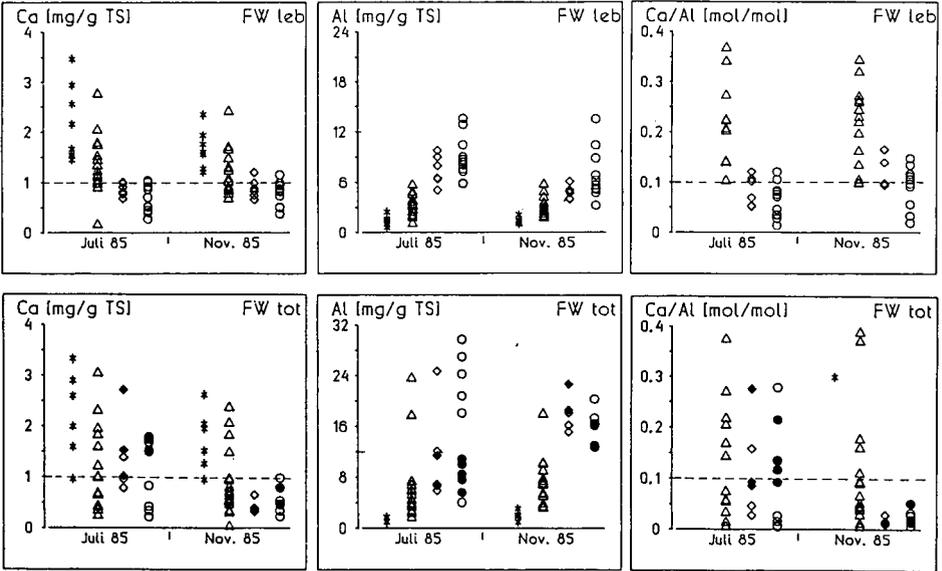


Abb. 5a u. b:

Gehalte (mg/g TS) von Ca und Al sowie Ca/Al-Molverhältnisse in den lebenden (a) und toten (b) Feinwurzeln (nach Terminen und Tiefenstufen gegliedert).

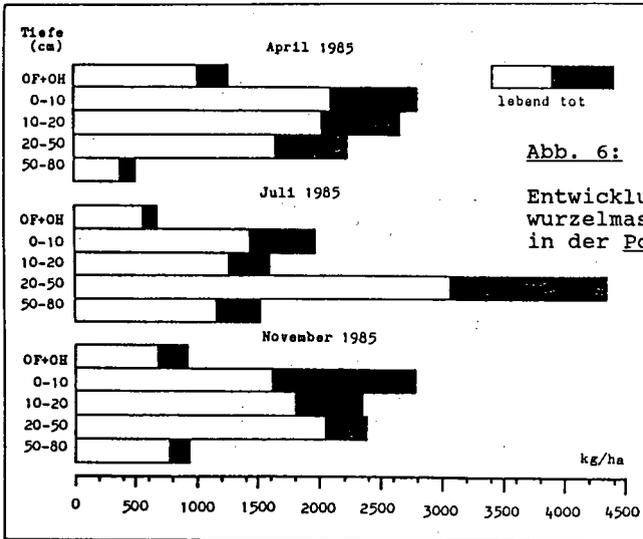


Abb. 6:

Entwicklung der Buchenfeinwurzelmasse (lebend/tot) in der Podsolierten Braunerde.

In diesem Profil kommt es, ausgelöst durch einen Nitratschub Ende 1984, zu einem Einbruch des pH-Wertes im Unterboden. Dieser kann im Verlauf der Al-Pufferung unter hohen Al-Konzentrationen in der Bodenlösung bei pH 4.3 aufgefangen und stabilisiert werden. (Synchron mit der Entwicklung der Al-Konzentration stieg ebenfalls die Sulfat-Konzentration an, so daß zusätzlich von einer Pufferreaktion über die Auflösung von $\text{Al}(\text{OH})\text{SO}_4$ (PRENZEL, 1983) ausgegangen werden kann).

Die Abb. 5a u. b läßt den Trend einer mit größerer Bodentiefe zunehmenden Al-Akkumulation durch die Feinwurzeln bei gleichzeitig verminderter Ca-Aufnahme erkennen. Die Ca/Al-Verhältnisse in den lebenden Feinwurzeln verweisen besonders im Unterboden (Ca/Al überwiegend <0.1) auf eine geringe bis sehr geringe Pufferfähigkeit gegenüber Säuretoxizität und häufige Wurzelschädigungen sowie hohe Absterberaten sind wahrscheinlich (ULRICH et al., 1984b). Die unterschiedliche Entwicklung der Al-Konzentration im Unterboden hat dazu geführt, daß der Profiltyp 2 (3 Profile; schwarz) erst zum Novembertermin ein Al-Konzentrationsniveau in den toten Feinwurzeln erreicht, das der Profiltyp 1 (weiß) bereits im Juli aufweist.

Zusammenfassende BEWERTUNG

Die PODSOLIERTE BRAUNERDE läßt bei relativ einheitlich ausgebildeten Austauschverhältnissen im Unterboden und niedrigen effektiven Austauschkapazitäten eine starke Heterogenität in der Entwicklung der Bodenlösungszusammensetzung erkennen. Soweit nicht bereits eine für die Existenz des Feinwurzelsystems bedrohliche bodenchemische Situation gegeben ist, kann sie sich innerhalb kurzer Zeit einstellen oder kurzfristig auftreten. Dies wird dazu führen, daß sich ungünstige Ca/Al- und Ca/H-Verhältnisse rasch über den gesamten Unterboden ausbreiten werden mit der Konsequenz eines noch zunehmenden Rückzugs der Feinwurzelbiomasse in den Oberboden (siehe Abb. 6) bei weiterer Destabilisierung des oberirdischen Bestandes. Hierin liegt möglicherweise eine Erklärung für das gehäufte Auftreten geworfener Stämme in diesem Bestand und in vergleichbaren Buchenbeständen des HILS.

LITERATUR

- NEITZKE, M. (1984): Der Einfluß von Aluminium auf die Keimung und Keimlingsentwicklung der Buche (*Fagus silvatica* L.) unter Berücksichtigung von Wechselwirkungen mit Calcium und der Stickstoffform. Diss. Wilhelms-Universität Münster.
- PRENZEL, J. (1983): A mechanism for storage and retrieval of acid in acid soils. In: ULRICH, B. and J. PANKRATH: Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems, 157-170, D. Reidel Publ. Co.
- ROST-SIEBERT, K. (1985): Untersuchungen zur H- und Al-Toxizität an Keimpflanzen von Fichte (*Picea abies* Karst.) und Buche (*Fagus silvatica*, L.) in Lösungskultur. Ber. Forschungszentr. Waldökosysteme/Waldsterben d. Univ. Göttingen, Bd. 12.
- ULRICH, B., K.-J. MEIWES, N. KÖNIG und P.K. KHANNA (1984a): Untersuchungsverfahren und Kriterien zur Bewertung der Versauerung und ihrer Folgen in Waldböden. Der Forst- und Holzwirt 11, 278-286.
- ULRICH, B., D. PIROUZPANAH und D. MURACH (1984b): Beziehung zwischen Bodenversauerung und Wurzelentwicklung von Fichten mit unterschiedlich starken Schadsymptomen. Forstarchiv 55, 127-134.

Einfluß unterschiedlich gedüngter Böden
auf die Luftstickstoffbindung von Luzerne

von

Reents, H.-J. +)

Versuchsfrage: Wie wirken sich unterschiedliche Dünger - mineralisch und organisch - sowie die biologisch-dynamischen Präparate auf die Luftstickstoffbindung von Luzerne aus, wenn die Böden bereits seit mehreren Jahren differenziert gedüngt wurden?

Versuchsaufbau: Gefäßversuch mit 3 Varianten und 6 Wiederholungen

- I : mineralische Düngung
- II : Stallmistkompost
- III : Stallmistkompost + biologisch-dynamische Kompost- und Spritzpräparate

Material:

Boden: 1'S, Braunerde aus alluvialen Neckarsedimenten
4,5 kg pro Gefäß, Ackerkrume eine Feldversuches,
der seit 4 Jahren in der oben genannten Art gedüngt
wurde, Bodenentnahme im Frühjahr 1985,
Vorfrucht Möhren

Düngung pro Gefäß:		I	II	III
in g	N	2.00	2.00	2.00
	P	0.88	0.89	0.87
	K	1.72	1.76	1.69
	KH_2PO_4		380	373
	KNO_3		Kompost	Kompost
	NH_4NO_3			

Versuchsablauf:

- 18.4. Boden mit den Düngern gemischt und in Gefäße eingefüllt oberflächlich 8 g Algomin und 5 g Rhizobiensubstrat eingemischt, Luzerne "Luna" in 4 Reihen, 4 cm Abstand gesät, später auf 20 Pflanzen vereinzelt
- 10.6. 1. Acetylen-Reduktions-Messung
- 24.7. 1. Schnitt
- 13.9. 2. Schnitt
- 5.11. 3. Schnitt

Methoden: Während der Vegetation wöchentliche Messung der Acetylen-Reduktion. Hierzu wurden die Vegetationsgefäße in einem größeren Gefäß (30 l) luftdicht abgeschlossen und mit Acetylen (8.3%) von 10⁰⁰ - 14⁰⁰ für 4 h inkubiert. Nach 2 h und 4 h wurden mit 1 ml Plastikspritzen Gasproben gezogen und gaschromatographisch auf den Gehalt an Äthylen untersucht.

+) Institut für biologisch-dynamische Forschung, Darmstadt

Gaschromatische Bedingungen: GC Perkin Elmer F22, Säule Porapak N, Injektor 110°C, S.-Ofen 71°C, FID 120°C, Trägergas N₂ 2.65 bar, H₂ 2.45 bar, Luft 3.9 bar

Pflanzenfrisch- und -trockenmasse sowie Wurzeltrockenmasse (ausgewaschen) wurden bestimmt. Im Pflanzenmaterial: N_t nach Kjeldahl, Asche durch Glühen bei 560°C, K und P salzsaurer Aschelösung

Im Boden: pH-Wert 0.01m CaCl₂, N_t nach Kjeldahl, C_t nach Lichterfelde, P und K im CAL-Extrakt nach Schüller

Ergebnisse und Diskussion: Die Düngung hat im Zusammenhang mit den unterschiedlich behandelten Böden einen wesentlichen Einfluß (Tabl.) auf die morphologische Entwicklung und damit auf die Ertrags-höhe und -verteilung sowie auf die Bindung des Luftstickstoffs.

Beim 1. Schnitt ist die Erntemasse der Mineraldüngervariante wesentlich höher als bei den organischen Varianten. Im 2. und 3. Schnitt geht der Ertrag dieser Variante deutlich zurück, so daß in der Summe weniger geerntet wird als nach organischer Düngung. Abb. 1

Beide Mistkompostvarianten haben eine annähernd gleiche Ertragsverteilung: Mit dem 2. Schnitt wird die größte Masse geerntet, Erträge des 1. und 3. Schnitts sind gleich hoch.

Der höhere Gesamtertrag bei zusätzlicher Anwendung der bio.-dyn. Präparate im Vergleich zur alleinigen Mistkompostdüngung ist nach statistischen Maßstäben nicht signifikant.

Einen deutlichen Einfluß hat die Düngung auf die Wurzelmorphologie ausgeübt. In den Gefäßen mit organischer Düngung ist die arttypische Pfahlwurzel der Luzerne stark ausgeprägt, während sich nach mineralischer Düngung verstärkt Seitenwurzeln ausgebildet haben und die Hauptwurzel in einigen Fällen so weit reduziert ist, daß sie den Gefäßboden nicht erreicht.

Die Acetylen-Reduktion als Maß für die Nitrogenaseaktivität zeigt im wesentlichen eine Abhängigkeit von der Pflanzenentwicklung: Anstieg bis zur ersten Blütenbildung, Rückgang bei 1. Schnitt, danach erneuter starke Zunahme, reduziert durch den 2. Schnitt und nochmaliger geringerer Anstieg beim 3. Aufwuchs. Abb. 2

Während sich die beiden organischen Varianten kaum unterscheiden, findet eine Fixierung von Luftstickstoff nach mineralischer Düngung im 1. Aufwuchs nicht statt. Der 1. Schnitt löst die Nitrogenaseaktivität aus. Sie bleibt jedoch hinter der nach organischer Düngung zurück und fällt besonders im 3. Aufwuchs stark ab.

Diese Unterschiede spiegeln sich in den N-Bilanzen wider. Daneben ergibt sich bei der N-Bilanzierung der Varianten mit organischer Düngung ein signifikant höherer N-Gewinn nach Anwendung der bio.-dyn. Präparate. Die Differenz ist auf den wesentlich stärker gestiegenen Bodenstickstoffgehalt in dieser Variante zurückzuführen, wobei im Unterschied zu den anderen Varianten das C/N-Verhältnis des Ausgangsbodens erhalten geblieben ist. (Tab. 1 und 2 sowie Tab. 3)

Folgende Erklärungsmöglichkeiten für die Differenzen zwischen den Ergebnissen der Acetylen-Reduktion und der N-Bilanz wären denkbar:

- Der Zeitraum der AR-Messung läßt keinen Schluß auf den gesamten Tageslauf zu, obwohl dies zunächst angenommen wurde. Die Nitrogenaseaktivität der Varianten II und III müßte sich im Lauf des Tages unterschiedlich stark verändern.
- Es kommt zu einer partiellen Freisetzung von gasförmigem Stickstoff aus dem Boden in unterschiedlicher Intensität, und das trotz überwiegend aeroben Verhältnissen.

Tab.1 Luzerne-Gefäßversuch 1985, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte sowie C/N-Verhältnis im lufttr. Boden

	Ausgangsboden			Boden zu Versuchsende		
	% C _t	% N _t	C/N	% C _t	% N _t	C/N
I	0.706	0.740	9.54	0.862	0.740	11.65
II	0.816	0.777	10.50	1.233	0.931	13.24
III	1.006	0.854	11.78	1.339	1.167	11.47
GD 5%				0.076		
1%				0.108		
0.1%				0.156	0.108	

Tab.2 Luzerne-Gefäßversuch 1985, pH-Werte (0.01m CaCl₂), P- und K-Gehalte (mg/100 g CAL-lösl.) in den Ausgangsböden und in den Varianten zu Versuchsende

	Ausgangsboden			Boden zu Versuchsende		
	pH	P	K	pH	P	K
I	7.34	7.11	12.2	7.33	11.73	6.49
II	7.30	7.48	13.0	7.36	7.93	7.04
III	7.25	8.72	15.7	7.37	9.24	7.76

Tab. 3. Luzerne-Gefäßversuch 1985
N-Bilanz (mg N/Gefäß)

Gesamtsystem		I	II	III
Input	Bd.Vers.anf.	3330	3497	3843
	Düngung	2000	2000	2000
	Sum.	5330	5497	5843
Output	Pfl. oberird.	1566	1822	1891
	Pfl. unterird.	1079	1729	1662
	Bd.Vers.ende	3328	4188	5250
	Sum.	5973	7739	8803
<u>Bilanz</u>		<u>+ 643</u>	<u>+ 2242</u>	<u>+ 2960</u>

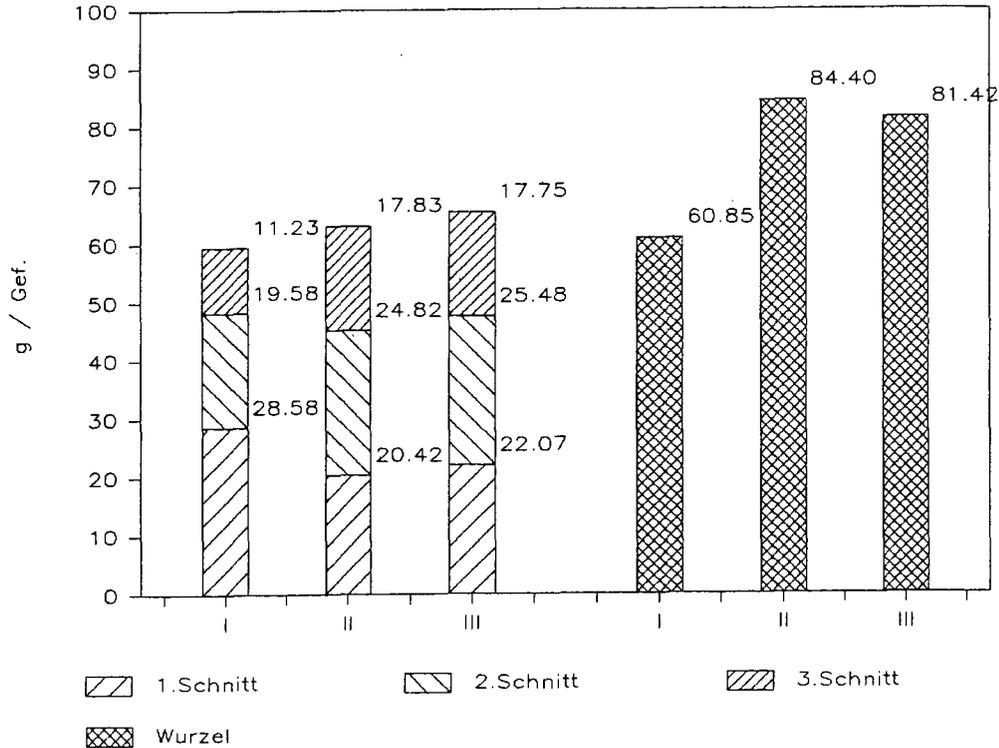
GD 0.1%=567

Bodenbilanz		I	II	III
Input	Bd.vers.anf.	3330	3497	3843
	Düngung	2000	2000	2000
	Sum.	5330	5497	5843
Output	Bd. vers.ende	3328	4188	5250
	Pfl. unterird.	1079	1729	1662
	Sum.	4407	5917	6912
<u>Bilanz</u>		<u>- 923</u>	<u>+ 420</u>	<u>+ 1069</u>

Abb.1

Luzerne 1985

Trockenmasseertrag



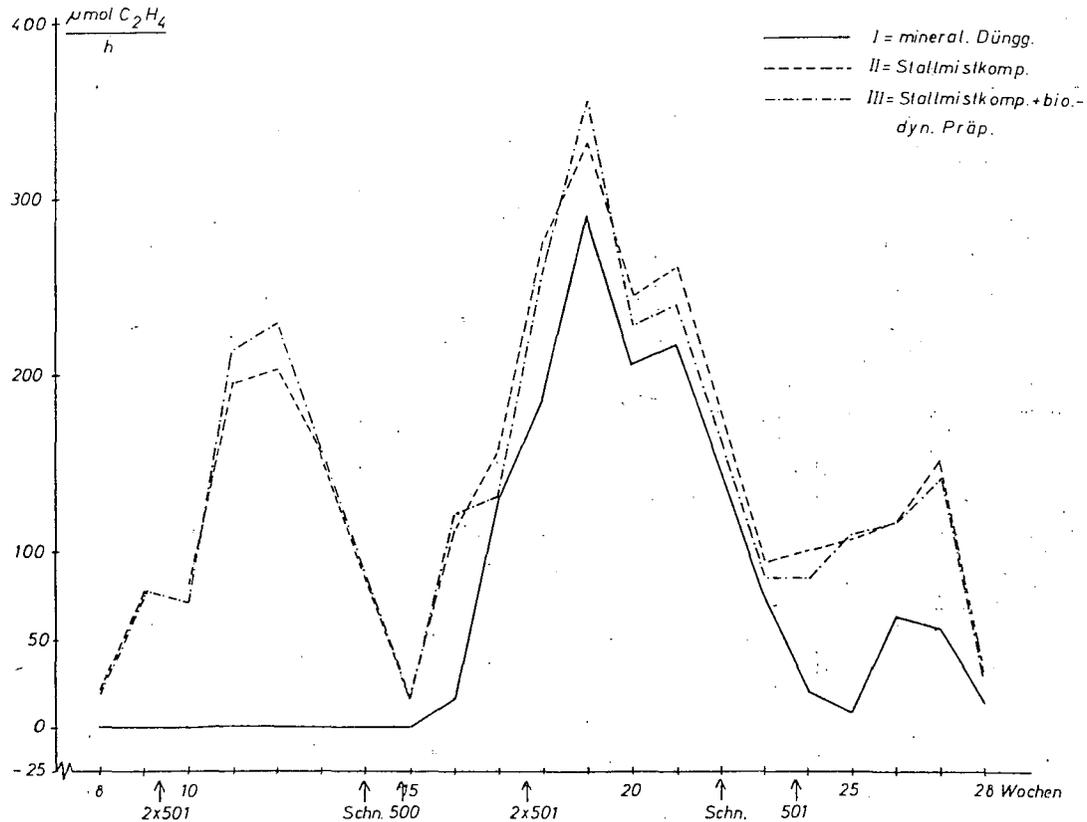


Abb. 2 Nitrogenase-Aktivität von Luzerne im Vegetationsverlauf

Zur Schwermetallverteilung in Waldbäumen.

von
Trüby, P.+)

Einführung

Blei gilt als ein Element, das bedingt durch die atmogene Deposition meist im äußeren Teil der Wurzeln, sowie oberflächlich auf den Assimilationsorganen und der Rinde angereichert ist (FERRAZ u. ZÖTTL, 1979). Ein Transport in den Stamm findet nur bedingt statt (RAISCH, 1983). Die Aufnahme rate atmogen deponierten Bleis wird als gering eingeschätzt (LEPP, 1981).

Zielsetzung

Mit dem Ziel aus der atmogenen Deposition stammendes, über die Assimilationsorgane aufgenommenes Blei von bodenbürtigem zu unterscheiden, wurden Bleiverteilungen in ausgewählten Bäumen bestimmt. Um möglichst deutliche Effekte zu erhalten, wurden dazu Standorte mit hoher geogener bzw. atmogener Pb-Belastung ausgewählt (TRÜBY u. ZÖTTL, 1987). Zum Vergleich wurden Bäume benachbarter gering belasteter Standorte mituntersucht.

+) Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Bertoldstr.17, D-7800 Freiburg i. Br.

Ergebnisse

An dieser Stelle wird auszugsweise berichtet über die Bleiverteilung in einem Tannen- bzw. Douglasienpaar auf alter Erzhalde und einer gering belasteten Gneis-Braunerde. Als Beispiel für hohe atmogene Pb-Belastung diente eine unmittelbar an der Autobahn wachsende Eiche.

Die auf den Erzhalden stockenden Bäume nehmen hohe Mengen an Blei auf. Das Holz einer 30-jährigen Douglasie der Münstertäler Herrenwaldhalde enthält im Durchschnitt $30 \mu\text{g Pb/g T.S.}$. Im Holz einer Altanne der extrem Pb-reichen Teufelsgrundhalde wurden sogar Spitzenwerte von bis zu $116 \mu\text{g Pb/g T.S.}$ bestimmt. Die zum Vergleich untersuchten Bäume auf angrenzender Gneis-Braunerde enthielten weniger Blei. Die durchschnittlichen Gehalte variieren dort zwischen 5 und $15 \mu\text{g Pb/g T.S.}$. Gemessen an den Werten der Literatur (HAMPP u. HÖLL, 1974; MAYER, 1981) entspricht dies dem Gehaltsniveau erheblich immissionsbelasteter Bäume.

Die radiale Verteilung im Holz zeigt stets ein Maximum an der Grenze zwischen Kern und Splint. Die geringsten Gehalte wurden im jüngsten Splintholzbereich bestimmt.

Die Rinde wurde nach Leitbast, Speicherbast und Borke/Periderm getrennt analysiert. Der Leitbast enthält stets mehr Blei als der Speicherbast. Es ergibt sich eine klare Abhängigkeit der Gehalte vom Pb-Angebot im Boden. Die axiale Verteilung zeigt mit der Stammhöhe abnehmende Gehalte.

Die Gehalte der Borke sind für die Bäume der kontaminierten Erzhalde und der gering belasteten Gneis-Braunerden ähnlich. Sie sind somit weitgehend unabhängig vom Angebot im Boden und werden überwiegend bestimmt durch die atmogene Deposition.

Die Pb-Verteilung der unmittelbar am Autobahnrand wachsenden ca. 60-jährigen Eiche soll zeigen, in welchem Ausmaß eine Aufnahme über die Assimilationsorgane oder die Rinde stattfindet. Um die Bleiaufnahme über die Wurzel weitgehend auszuschließen, wurde als Standort eine bis in den Oberboden carbonathaltige Pararendzina ausgewählt.

Mit Werten von $0,2-1,0 \mu\text{g Pb/g T.S.}$ enthält das Eichenholz nur wenig Blei. Die radiale Verteilung zeigt keine Differenzierung

zwischen Kern und Splint. Die vor 28 Jahren erfolgte Inbetriebnahme der Autobahn und die dadurch sprunghaft angestiegene Pb-Deposition ist ohne erkennbaren Einfluß auf den Gehalt im Holz (TRÜBY u. ZÖTTL, 1987). Mit Durchschnittswerten um $1 \mu\text{g/g}$ T.S. enthält der Leitbast ebenfalls wenig Blei. Die im Vergleich dazu erhöhten Gehalte im Speicherbast (ca. $9 \mu\text{g/g}$) sind möglicherweise auf eine unscharfe Abtrennung von der hochkontaminierten Borke zurückzuführen. Hierfür wurden Spitzenwerte von bis zu $270 \mu\text{g/g}$ T.S. bestimmt. Die Gehalte nehmen mit der Baumhöhe ab.

Diskussion

Die Bleiverteilung der Autobahneiche macht klar, daß die Aufnahme über die Assimilationsorgane vernachlässigbar gering ist. Das im Holz enthaltene Blei ist bodenbürtig. Die radiale Verteilung von Blei ist demnach weitgehend unabhängig von der aktuellen atmosphärischen Deposition. Es ist somit nicht möglich die Bleiimmissionsgeschichte aus der Verteilung im Holz zu rekonstruieren.

Bei entsprechendem Angebot im Boden können Waldbäume sehr beträchtliche Mengen an Blei aufnehmen. Es findet zudem ein nachweisbarer Transport in axialer Richtung statt. Die radiale Verteilung im Holz hängt ab von der Bleimobilität im Boden und ist zudem beeinflusst von baumphysiologischen Prozessen. Dabei spielt die Verkernung eine wesentliche Rolle.

Die Bäume geogen gering belasteter Standorte nehmen - gemessen an den Werten von RAISCH (1983) - unerwartet hohe Mengen an Blei auf. Dies ist möglicherweise zurückzuführen auf eine veränderte Pb-Mobilität im Boden.

Die Bleiverteilung in Leitbast, Speicherbast und Borke/Periderm macht klar, daß auf der Rinde deponiertes Blei, wenn überhaupt, nur in Spuren in den Baum gelangt.

Literatur

FERRAZ, J. u. H.W. ZÖTTL (1979): Nährelementspiegel und Spurenelementverteilung in Fichtenbeständen des Grundgebirgsschwarzwaldes. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 29 587-594.

- HAMPP, R. u. W. HÖLL (1974): Radial and axial gradients of lead concentration in bark and xylem of hardwoods. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 2, 2, p. 143-151.
- LEPP, N.W. (1981): Effect of heavy metal pollution on plants. 1, p. 352.
- LEPP, N.W. (1981): Effect of heavy metal pollution on plants. 2, p. 257.
- MAYER, R. (1981): Natürliche und anthropogene Komponenten des Schwermetallhaushalts von Waldbäumen. Gött. Bodenkundl. Ber. 70, 292 S.
- RAISCH, W. (1983): Bioelementverteilung in Fichtenökosystemen der Bärhalde (Südschwarzwald). Freiburger Bodenkundl. Abh. 11, 292 S.
- RAISCH, W. u. H.W. ZÖTTL (1983): Schwermetallverteilung in Fichtenbeständen der Bärhalde (Südschwarzwald). Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 38, 399-406.
- TRÜBY, P. u. ZÖTTL, H.W. (1987): Atmogene und geogene Komponenten im Schwermetallhaushalt von Waldbäumen. In: 3. Statuskolloquium des PEF, Karlsruhe, Bd. 2, 1987.

Modell-Versuch "Göttinger Komposttonne":

N-, P- und K-Düngewirkung des Biomüll-Kompostes zu Getreide
im Feldversuch

von

Wildhagen, H., P. Lacher u. B. Meyer

1. Einleitung

Bei der Einführung einer flächendeckenden Sammlung von Biomüll, der getrennten Erfassung der organischen Komponente des Hausmülls, wird der entstehende Kompost im Garten- und Landschaftsbau allein nicht abzusetzen sein. Um nun zu prüfen, ob die anfallenden Kompostmengen in der Landwirtschaft als Düngemittel eingesetzt werden können und ob die Ausbringungsmenge nach der N-,P-oder K-Menge zu bemessen ist, ist die Frage nach der Nährstoffverfügbarkeit zu beantworten.

2. Versuchsböden und -komposte

Zur Prüfung der Düngewirkung wurden Feldversuche zu Getreide auf 3 Standorten (Drakenberg(D), Holtensen (H), Waake (W)) unterschiedlichen Ertragspotentials angelegt. Einige Standorteigenschaften der Flächen und ihre jeweiligen Versuchsergebnisse zeigt Tab. 1.

Der eingesetzte Kompost war jeweils ca. 6 Monate alt und wurde der laufenden Produktion entnommen. Da eine Standardisierung und Homogenisierung des Kompostes in der Versuchsphase nicht erzielt werden konnte, sind die Nährstoffgehalte im abgesiebten Kompost (<2cm) je nach Zeitpunkt der Versuchsanlage schwankend (Tab.2). Allen Komposten gemeinsam ist der geringe Gehalt an organischer Substanz, der weit unter dem in Merkblatt 10 (LAGA,1984) geforderten Mindestgehalt von 35 % liegt.

Die Bemessung der Kompostgaben (Tab.3) erfolgte in zwei Abstufungen nach dem Stickstoffgehalt, wobei bis an die Obergrenze der praxisüblichen Ausbringungsmenge für organische Düngemittel (bis 83 t/ha =140 m³/ha) gegangen wurde. In den Vergleichsvarianten mit Mineraldüngung wurden 80 bzw. 160 kg N/ha gegeben. Sollten aus dem Biomüll-Kompost gleich hohe N-Mengen freigesetzt und von der Pflanze aufgenommen werden, so entspräche dies einer N-Ausnutzung von 15 bzw.30%.

3. Versuchsbeobachtungen

Zu den Zeitpunkten Bestockung und Schossen hatten die Getreideblätter in den Varianten O, K1 und K2 auf allen drei Standorten eine hell-

[†] Inst.f.Bodenwissenschaften, von-Siebold-Str. 4, D-3400 Göttingen

grüne bis gelbliche Färbung. Zusätzlich wiesen diese Varianten in Waake eine nur ungenügende Bestockung auf und in den Varianten O und K1 schoben die meisten Pflanzen keine Ähren. Dies deutete in Verbindung mit einem starren, sperrigen Habitus und fehlendem Bestandes-schluß auf eine mangelnde Stickstoffversorgung hin. Abgeschwächt fand man diese Symptome auch auf dem Standort Drakenberg in den Varianten O, K1 und K2 (Foto 1). Weiterhin konnte eine starke Verunkrautung dieser Varianten in Waake und auf dem Drakenberg beobachtet werden, da die kleineren, schwächeren Pflanzen nur eine verminderte Konkurrenz-fähigkeit besaßen (Foto 2).

Eine Verbreitung der Unkrautsamen mit dem Kompost und eine nachfolgen-de Verunkrautung ist auszuschließen, da die Samen beim Rotteprozeß (60-70° C.) abgetötet werden, wie ERKENBERG(1986) festgestellt hat.

4. Erträge und Nährstoffgehalte

Unabhängig vom Ertragsniveau ist auf allen Standorten eine Ertrags-zunahme in der Reihenfolge der Varianten $O < K1 < K2 < M1 < M2$ festzu-stellen (Tab.4). Alle gedüngten Varianten erbringen signifikant höhere Korn- und Stroherträge als die ungedüngten Kontrollvarianten. Auf den mineralisch gedüngten Varianten werden wiederum signifikant höhere Korn- und Stroherträge erzielt, als auf den kompostgedüngten Varian-ten, wobei selbst die niedrig gedüngten Varianten (M1) den jeweiligen hochgedüngten Kompostvarianten (K2) überlegen sind.

Die Nährstoffgehalte im Pflanzenmaterial zeigen nur geringe Unter-schiede zwischen den Varianten, Eine Ausnahme bilden die N-Gehalte im Korn, die eine Zunahme in der o.g. Reihenfolge aufweisen(1,5-2% N), insgesamt sehr niedrig sind und nur in den M2-Varianten annähernd 2% erreichen. Der visuell beobachtete N-Mangel in den Varianten O,K1,K2 wird dadurch bestätigt. In den letztgenannten Varianten werden außer-dem sehr niedrige Kaligehalte im Weizenstroh festgestellt.

5. Nährstoffausnutzung

Die Ausnutzung der einzelnen Nährstoffe durch die Pflanzen wurde für die erste Vegetationsperiode nach der Differenzmethode (FINCK, 1979) ermittelt. Unterstellt wird dabei die gleiche Nährstoffaufnahme aus dem Bodenvorrat von ungedüngten und gedüngten Varianten. Unberück-sichtigt bleibt dabei, daß bei gedüngten Varianten mehr Nährstoffe aus dem Boden mineralisiert werden können ("priming effect") oder bei organischer Düngung, je nach C/N-Verhältnis, Nährstoffe festgelegt werden können.

Die Nährstoffausnutzung für N, P und K (Tab.5) ist bei hohem Ertragsniveau (Holtensen) höher als bei niedrigem Ertragsniveau. Für die Mineraldünger wird eine wesentlich höhere Ausnutzung der Nährstoffe als für die Komposte festgestellt.

Im ersten Jahr werden aus dem Biomüll-Kompost 2,7 -6,5 % des Gesamt-N ausgenutzt. Im Vergleich zu anderen organischen Düngern aus Siedlungsabfällen ist die N-Ausnutzung geringer als aus Klärschlamm, Müllkompost und Müllklärschlammkompost (KICK et al., 1959; BOGUSLAWSKI, 1980). Die wenigen Untersuchungen von Biomüll-Kompost aus anderen Städten ergaben im Gefäßversuch ebenfalls niedrige N-Ausnutzungsraten von 5 - 6 % (PRINZ, 1986).

Die Phosphat-Ausnutzung aus dem Biomüll-Kompost schwankt zwischen 2,2 und 13,8 % ($\bar{\phi}$ 6,6%) und liegt damit, insbesondere auf dem ertragreichen Standort Holtensen, relativ hoch. Die niedrige P-Versorgung der Böden kann mit zu diesen hohen Ausnutzungsraten geführt haben. Etwa gleich hohe P-Ausnutzungsraten von 8,8% fanden KICK et al. (1959) bei Komposten aus Müll und Müllklärschlamm, wesentlich niedrigere Werte von 1,6-2,4 % fand BOGUSLAWSKI (1980).

Unabhängig vom Versorgungszustand der Böden und trotz hoher CAL-Löslichkeit des Kaliums im Biomüll-Kompost werden nur sehr geringe K-Ausnutzungsraten von durchschnittlich 3,3 % bestimmt.

6. N-Mineralisation

Die Stickstoff-Mineralisation wird anhand der N_{\min} -Gehalte in Abb.1 beispielsweise für die fünf Versuchsvarianten des Standortes Holtensen vom Vegetationsbeginn bis zur Ernte gezeigt. In allen Varianten ist an den N_{\min} -Behalten ein Mineralisationsschub in der zweiten Aprilhälfte zu verzeichnen, danach sinken die Gehalte im Boden (0-90cm) bis Ende Juli auf ein Minimum ab und steigen erst kurz nach der Ernte wieder leicht an.

Im betrachteten Zeitraum sind weder lang- noch mittelfristig Unterschiede im Mineralisationsverlauf der 0-, K1- und K2-Variante festzustellen. Auch auf den anderen beiden Standorten werden zwischen diesen drei Varianten kaum Unterschiede deutlich.

Sichtbar wird jedoch ein "priming effect" in den Mineraldünger-Varianten, der, beginnend im April, den Abstufungen der Düngung folgend, Spitzenwerte von 287 kg N/ha in der M1-Variante und 381 kg N/ha in der M2-Variante erreicht. Die steilen Anstiege der N_{\min} -Gehalte werden von der Ammonium-Fraktion hervorgerufen, während die Nitrat-Fraktion ständig im Rahmen der zu erwartenden Größenordnung bleibt.

So hohe "Priming-Effekte" wurden von JENKINSON (1985) vor allem in solchen Experimenten festgestellt, in denen die Düngergaben sehr früh gegeben wurden, in denen der Boden sich zersetzendes organisches Material enthielt und in denen der Dünger-N, wie auch in diesem Versuch, als Ammonium-N gegeben wurde. Auch auf den beiden anderen Standorten wurden die "Priming-Effekte" gemessen, in Waake weniger, auf dem Drakenberg noch deutlicher ausgeprägt.

7. Schlußfolgerungen

Die Untersuchungen haben gezeigt, daß im ersten Jahr der Biomüll-Kompost-Anwendung nur geringe Nährstoffmengen pflanzenverfügbar sind, so daß zusätzlich mineralisch, insbesondere N, gedüngt werden muß. Bei einer langfristigen Betrachtung und einer Bilanzierung der Nährstoffe ist jedoch davon auszugehen, daß alle Nährstoffe im Biomüll-Kompost pflanzenverfügbar sind. Sollen mittel- und langfristig nicht mehr Nährstoffe mit dem Kompost gedüngt werden als mit den Pflanzen entzogen werden, so ist der Phosphorgehalt des Biomüll-Kompostes begrenzend für die Ausbringungsmenge. Danach sollten jährlich nicht mehr als 12 t TS Kompost/ha ausgebracht werden, womit je nach Nährstoffgehalt der getesten Komposte 108-180 kg N/ha/Jahr, 60 - 96 kg P_2O_5 /ha/Jahr und 156-180 kg K_2O /ha/Jahr gedüngt werden. Geringere Ausbringungsmengen sind zu empfehlen, wenn zusätzlich mineralisch gedüngt (Stickstoff) wird oder erhöhte Schwermetallgehalte vorliegen.

8. Literatur

- BOGUSLAWSKI, E. von, 1980: Die Verwertung von Klärschlamm verschiedener Aufbereitung im Ackerbau. Z. Acker- und Pflanzenbau 149, 406-423
- ERKENBERG, A., 1986: Beeinflussung der Keimfähigkeit und Keimpotenz von Unkrautsamen durch die Kompostierung unter besonderer Berücksichtigung der Temperatur. Dipl. arbeit, Univ. Göttingen, Inst. f. Bodenwissenschaften
- FINCK, A., 1979 Dünger und Düngung, Verlag Chemie Weinheim
- JENKINSON, D. S., R. H. FOX u. J. H. RAYNER, 1985: Interactions between fertilizer nitrogen and soil nitrogen - the so-called 'priming'-effect. Journal of Soil Science 36, 425-444.
- KICK, H., N. VOSS u. B. SAPPOK, 1959: Untersuchungen über die Verfügbarkeit der Pflanzennährstoffe N, P und K in Müll- und Müllklärschlammkomposten. Landwirtsch. Forsch. 12, 97-110.
- LAGA (Länderarbeitsgemeinschaft Abfall), 1984: Merkblatt 10: Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen für Kompost aus Müll und Müllklärschlamm.
- PRINZ, S., 1986: Nährstoff- und Schwermetallgehalts sowie Stickstoffnachlieferung von Müllkomposten aus getrennter Sammlung. Dipl. arbeit, Inst. f. Pflanzenern., Techn. Univ. München-Weihenstephan

Tab. 1: Bodendaten der Versuchsstandorte und Versuchsfrüchte

	S t a n d o r t		
	Drakenberg	Holtensen	Waake
Bodentyp	Mull- Rendsina	Löß- Parabraunerde	Sand- Braunerde
Bodenart	uT	1U	1S
pH(CaCl ₂)	7.30	5.85	5.10
P ₂ O ₅ CAL mg/100g	6.1	4.6	6.7
K ₂ O CAL mg/100g	11.9	7.8	27.6
CaCO ₃ (%)	6.8	0	0
Ackerzahl	43	78	40
Versuchsfrucht	W.Weizen	W.Weizen	S.Gerste

Tab. 2: Eigenschaften der verwendeten Komposte

	Drakenberg	Holtensen	Waake
Trockensubstanz (%)	72	70	54
Volumengew. g/l	640	600	580
pH (CaCl ₂)	7.40	7.15	7.25
Org. Substanz(% d.TS)	18.5	23.3	25.2
C/N-Verh.	11.0	11.4	9.9
N (% d.TS)	0.90	1.21	1.49
P ₂ O ₅ Gesamt "	0.70	0.46	0.74
CAL-lösl. "	0.27	0.29	0.36
K ₂ O Gesamt "	1.45	1.51	1.36
CAL-lösl. "	0.60	0.71	0.95
Mg Gesamt "	0.48	0.48	0.74
CaCO ₃ "	8.10	7.86	5.52

Tab. 3: Kompost- und Nährstoffaufwandmengen

Variante	Frischsub. (dt/ha)			N(kg/ha)			P ₂ O ₅ (kg/ha)			K ₂ O(kg/ha)		
	D	H	W	D	H	W	D	H	W	D	H	W
Kompost K 1	314	416	333	266	101	210	133	332	433	245		
K 2	628	832	666	532	202	420	266	664	866	490		
Mineral-M 1	-	-	-	80			81			150		
dünger M 2	-	-	-	160			162			300		

Mineraldüngung mit: N-schwefels.Amm.; P-Triplephos.;K-40er Kali

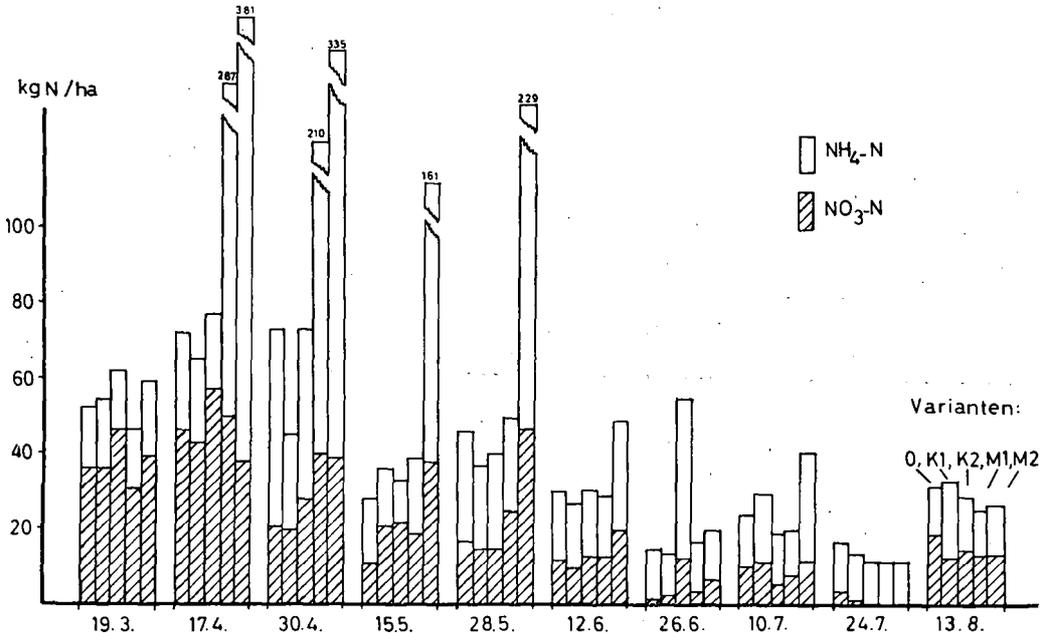
Tab. 4: Korn- und Stroherträge (dt/ha bei 14% H₂O)

Variante	Drakenberg		Holtensen		Waake	
	Korn	Stroh	Korn	Stroh	Korn	Stroh
O	10.3	14.4	47.2	46.2	4.7	2.7
K 1	19.4	20.1	55.7	62.3	8.5	10.1
K 2	18.1	23.4	61.6	60.5	13.3	15.8
M 1	27.7	39.4	68.9	76.4	16.4	19.4
M 2	28.2	48.0	85.3	77.3	33.8	36.6
GD 5%	7.37	6.42	7.43	14.64	4.02	3.50

Tab. 5: Nährstoffausnutzung (%)

Variante	Drakenberg			Holtensen			Waake		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K
K 1	4.2	4.2	1.1	6.5	13.8	5.3	3.1	5.2	5.4
K 2	2.7	2.2	0.9	4.6	8.5	2.2	3.2	5.2	4.8
M 1	37.7	23.3	17.6	58.1	32.1	42.2	26.8	15.2	18.1
M 2	30.9	28.5	16.1	71.2	32.4	39.2	39.2	17.9	20.0

Abb. 1: VERLAUF DER NMIN-GEHALTE IM BODEN (0-90CM) UNTER W.WEIZEN (HOLTENSEN) 1986



Über den Einfluß von Dicyandiamid, mineralischer N-Düngung und Gülledüngung auf die N-Entzüge bei Sommergerste im Gefäßversuch unter Bedingungen eines künstlich versalzten Bodens.

von

Youssef, S.M.

Der Einsatz von Düngemitteln, insbesondere von Mineraldüngern, ein Maßnahmenkomplex, der unter normalen Bodenbedingungen zu den entscheidendsten Faktoren der Intensivierung der Bodennutzung gehört, ist auf Salzböden mit hohen Werten des osmotischen Druckes der Bodenlösung oft nicht problemlos. Allgemein ist zu vermerken, daß der osmotische Druck der Bodenlösung mit dem Salzgehalt des Bodens bzw. mit der Salzkonzentration der Bodenlösung zunimmt. Die gehemmte Wasseraufnahme der Pflanzen bewirkt gewissermaßen eine physiologische Trockenheit. Eine Salzkonzentration von mehr als 0,1 % führt bereits bei einigen Pflanzen zur Wachstumshemmung. Eine deutliche Schädigung ist häufig bei 0,2 bis 0,3 % feststellbar, wogegen bei mehr als 0,4 % der Anbau der meisten Kulturpflanzen unmöglich wird. Salzgehalte von mehr als 0,65 % lassen unter den Kulturpflanzen nur noch den Anbau von Gerste und Zuckerrüben mit mehr oder weniger hohen Ertragsdepressionen zu. Aus der aufgezeigten Problematik wurde für die vorliegende Arbeit die wissenschaftliche Zielstellung abgeleitet, im Gefäßversuch den Einfluß der mineralischen N-Düngung in Form von Ammoniumsulfat und der organischen Düngung in Form von Rindergülle mit einem hohen Anteil an löslichem Stickstoff sowie des Nitrifizids Dicyandiamid (DCD) auf die N-Entzüge bei Sommergerste unter Bedingungen einer mittleren und einer hohen NaCl-Konzentration im Vergleich zum nicht versalzten Boden zu untersuchen.

Material und Methoden

Der Versuch wurde im Gewächshaus in Mitscherlich-Gefäßen mit einem Boden-Sand-Gemisch (3 kg Boden, 3 kg Quarzsand/Gefäß) in 4 Wiederholungen durchgeführt. Die Varianten des Versuches (Tab. 1) sind jeweils durch 4 Symbole (z.B. N/G/h/+) gekennzeichnet. Dabei bedeuten

- O - ohne Düngung bzw. ohne Salzzugabe zum Boden
- M - mineralische N-Düngung (AS = Ammoniumsulfat)
- G - Gülledüngung
- m - mittlerer Salzgehalt (0,5 ‰)
- h - hoher Salzgehalt (1 ‰)
- ohne DCD
- + - mit DCD

Der Versuch wurde auf die Wasserstufe 60 % der maximalen Wasserkapazität des Bodens eingestellt und indieser Wasserversorgung während der gesamten Versuchszeit annähernd konstant gehalten.

Als Versuchspflanze wurde Sommergerste der Sorte "Salome" verwendet. Bei dem Versuchsboden handelt es sich um anlehmigen Sand mit 1,09 % Ct aus Berlin-Malchow (DDR)

Tabelle 1 Versuchsschema

Lfd.Nr.	Varianten	Lfd.Nr.	Varianten
1	O/O/O/-	7	O/G/O/-
2	O/O/O/+	8	O/G/O/+
3	O/O/m/-	9	O/G/m/-
4	O/O/m/+	10	O/G/m/+
5	O/O/h/-	11	O/G/h/-
6	O/O/h/+	12	O/G/h/+

Lfd.Nr.	Varianten	Lfd.Nr.	Varianten
13	N/O/O/-	19	N/G/O/-
14	N/O/O/+	20	N/G/O/+
15	N/O/m/-	21	N/G/m/-
16	N/O/m/+	22	N/G/m/+
17	N/O/h/-	23	N/G/h/-
18	N/O/h/+	24	N/G/h/+

Ergebnisse und Diskussion

N-Entzüge

Wie Abb. 1 zeigt, wurden im salzfreien Substrat durch DCD-Zusatz die N-Entzüge bei alleiniger Gülledüngung erhöht (vgl. die beiden rechten Säulenpaare). Auch bei mittlerem Salzgehalt im Substrat (Abb. 2) ist in den Güllevarianten eine DCD-Wirkung signifikant nachgewiesen (vgl. 39,8 und 42,0 sowie 35,4 und 38,9 in den beiden rechten Säulenpaaren). Bei hohem NaCl-Gehalt im Substrat (Abb. 3) führte die Gülledüngung zur Reduzierung der ohnehin geringen N-Entzüge durch die Ertragskomponenten Stroh und Wurzeln. Ein Ertrag an Ähren bzw. Korn lag ja nicht vor. Eine DCD-Wirkung ist nicht nachweisbar.

Der Einsatz von ¹⁵N-markiertem Ammoniumsulfat in den N- sowie N/G-Varianten ermöglichte eine differenzierte Darstellung der N-Entzüge aus Mineraldünger einerseits sowie aus Boden und Güller andererseits. Abb. 4 verdeutlicht, daß im salzfreien Substrat erwartungsgemäß die Varianten mit kombinierter mineralischer und organischer N-Düngung zu hohen Gesamt-N-Entzügen führten (rechte Hälfte der Abbildung). DCD-Zusatz bewirkte eine signifikante Reduzierung des Gesamt-N-Entzuges, was offensichtlich auf ein einseitig hohes NH₄-N-Angebot im Substrat zurückgeführt werden kann. Bei alleiniger Ammoniumsulfatdüngung ist die positive Wirkung von DCD auf den Gesamt-N-Entzug durch Ähren und Korn außerordentlich stark ausgeprägt (vgl. 21,4 und 84,4 mg N-Entzug/Gefäß). In allen Varianten ist der relative Anteil aus Mineraldünger in der Ertragskomponenten Ähren und Korn höher als bei Stroh und Wurzeln.

Bei mittlerem Salzgehalt im Substrat beziehen sich die Gesamt-N-Entzüge nur auf die Ertragskomponente Stroh und Wurzeln (Abb. 5). Im Variantenpaar N/O/m/- und N/O/m/+ sind keine DCD-bedingten Unterschiede erkennbar. Bei kombinierter Ammoniumsulfat/Gülledüngung (die beiden rechten Säulenpaare) ist die DCD-Wirkung im Gesamt-N-Entzug eindeutig. Gleichzeitig erhöhte sich der N-Anteil aus Boden und Gülle.

In der letzten Darstellung schließlich (Abb. 6) ist unter den Bedingungen einer hohen NaCl-Konzentration im Substrat weder eine DCD-Wirkung auf den Gesamt-N-Entzug noch auf die Anteile aus Mineraldünger bzw. aus Boden und Gülle erkennbar.

Schlußfolgerungen

Aus dem durchgeführten Gefäßversuch mit Sommergerste zur Wirkung von Ammoniumsulfat, Gülle und DCD unter Bedingungen unterschiedlicher NaCl-Konzentration im Substrat können folgende Schlußfolgerungen gezogen werden:

- In den Varianten mit Gülledüngung sowie ohne NaCl-Gehalt im Substrat waren sowohl mit als auch ohne DCD die Erträge an Ähren und Korn am höchsten. Eine positive DCD-Wirkung ist signifikant nachweisbar.

Gesamt-N-Entzug
mg/Gefäß

Gesamt-N-Entzug in mg/Gefäß bei N-Düngung
in Form von Gülle

Sommergerste 1984

Abb.: 1 (ohne NaCl im Substrat)

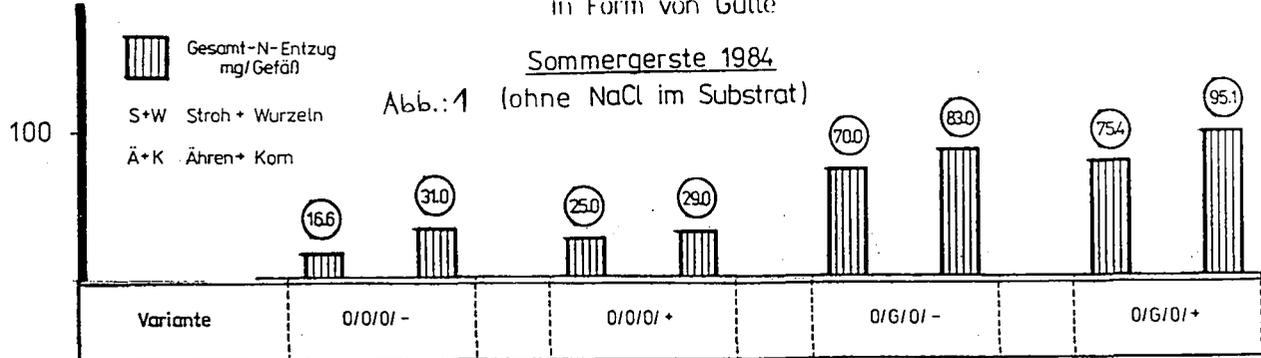


Abb.: 2 (mittlerer NaCl-Gehalt im Substrat)

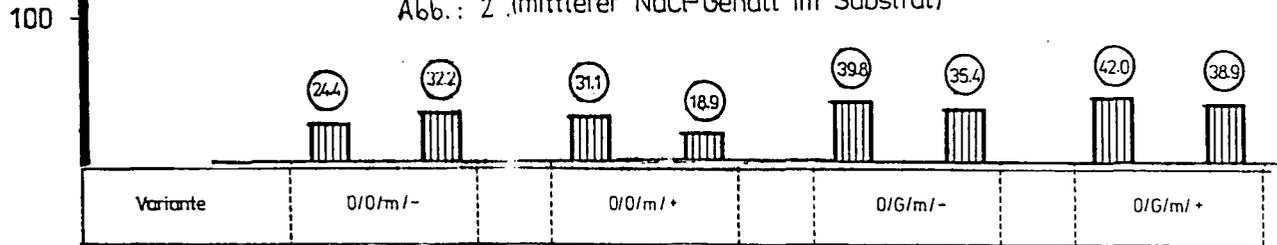


Abb.: 3 (hoher NaCl-Gehalt im Substrat)

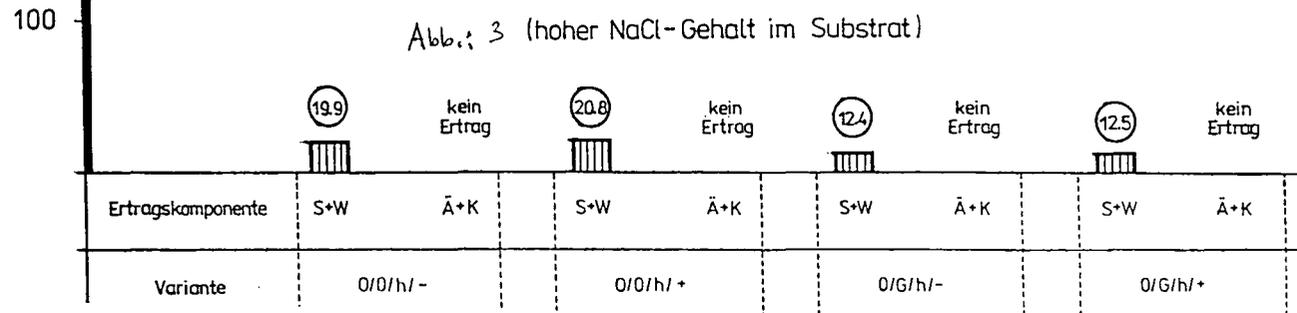


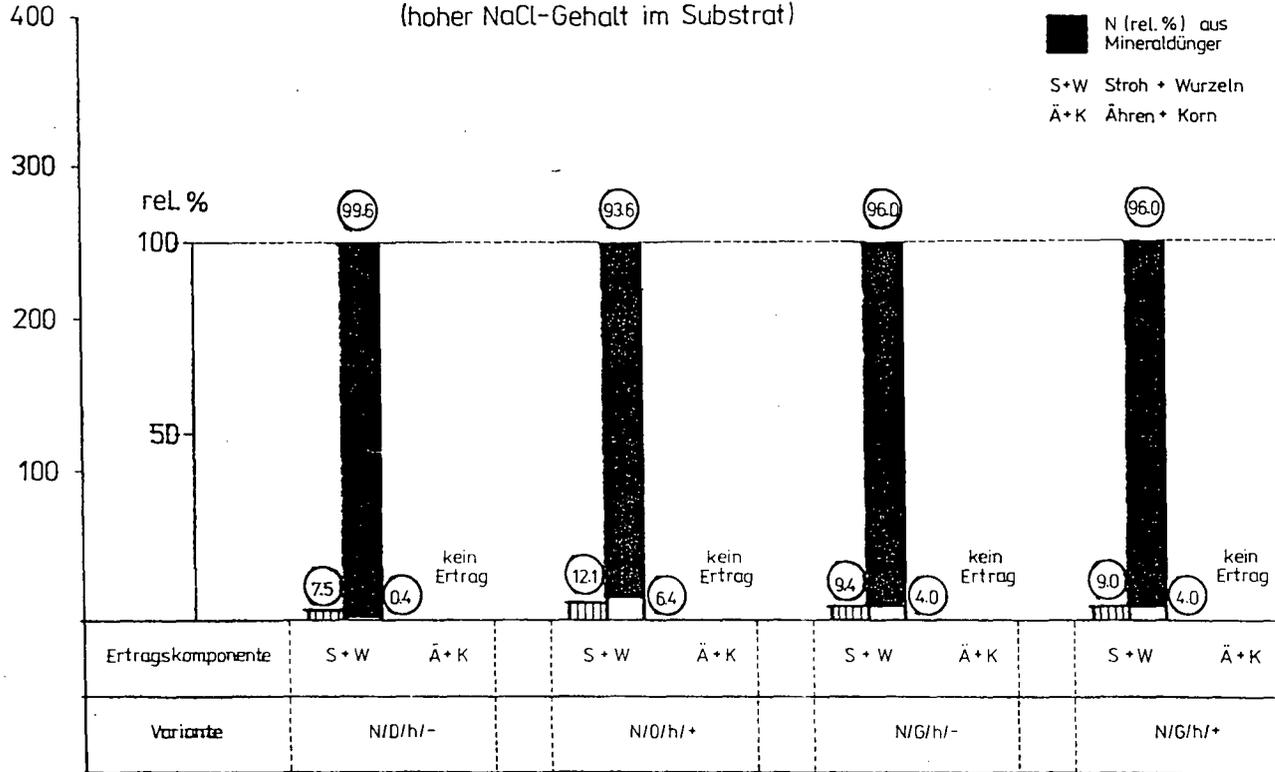
Abb. (6)

Gesamt-N-Entzug in mg/Gefäß sowie Verteilung von
[Boden + Gülle]-N und Mineraldünger-N

Gesamt-N-Entzug
mg/Gefäß

Sommergerste 1984

(hoher NaCl-Gehalt im Substrat)



- Bei mittlerer und hoher Salzkonzentration (0,5 und 1,0 ‰) nimmt der Ertrag auch bei der relativ salzresistenten Gerste stärker ab. Ähren werden nicht ausgebildet.
- DCD ist ein Nitrifikationshemmer, der unter "normalen" Bodenbedingungen die Oxydation von Ammonium- zu Nitratstickstoff zeitweilig reduziert bzw. blockiert. Unter Bedingungen zunehmender Bodenversalzung wird seine Wirkung stark herabgesetzt bzw. aufgehoben.
- Die N-Aufnahme von Sommergerste wird durch die Bodenversalzung stark herabgesetzt. Hohe N-Gaben in Form von Mineraldünger und Gülle können den Salzstreß noch verstärken.

Literatur

1. ABD-ELRAHMAN, A.A.M.: productivity of some rice varieties as influenced by salinity level and nitrogen fertilization. ph.D. Thesis, Zagazig Univ. (1982), Egypt
2. AMBERGER, A: DCD als Nitrifikationshemmstoff Bayer-Landw. Jb. 58 (1981) S. 845-853
3. BURINGH, P.: Introduction to the study of soils in tropical and subtropical regions. Wageningen: Centre for Agricultural publishing and documentation (1970).
4. EL-GABALY, M.M.; GEWEIFEL, M.I.; HASSAN, M.N.; ROZANOW, B.G.: Soil Maß and Land Resources of U!A!R. Institute of Land Reclamation, Alexandria University Research (1969) - Bulletin 22, October

K O M M I S S I O N

V



Wertung landwirtschaftlich nutzbarer Standorte
SW-Ägyptens

von

ALAILY, F. *

Mit dem Ziel, eine Boden- und eine Standorteignungskarte im Maßstab 1:1000 000 zu erstellen, wurden Bodenuntersuchungen in der Zentral-Ostsahara durchgeführt. Das Gebiet liegt in SW-Ägypten, zwischen dem 26. und 31. Breitengrad und dem 23. und 26. Längengrad. Als Bodenkarten der Ostsahara existierten nur die Bodenkarte von Ägypten im Maßstab 1:4000 000 (El Gabaly et al. 1969a und 1969b) und die FAO-Weltbodenkarte im Maßstab 1:5000 000 (FAO-UNESCO 1974). Die Karten beruhen allerdings überwiegend nicht auf Bodenerkundungen.

Nach der FAO-Bodenklassifikation (1974) wurden von uns 21 Bodeneinheiten mit verschiedenen "Phases" im Gelände identifiziert (ALAILY und BLUME 1983 und BLUME et al. 1984). Die häufigsten Böden sind orthic Solonchake, Lithosole, cambic Arenosole, haplic Yermosole, eutric Regosole, calcic Yermosole und chromic Vertisole. In Abhängigkeit von Ausgangsgestein, Geländemorphologie, Grundwasserstand unter Flur und Landnutzung, sowie mit Hilfe der Geländeergebnisse, der geologischen Karte (KLITZSCH und LIST 1980) und der digitalen sowie visuellen Auswertung von LANDSAT-Aufnahmen (ALAILY und POHLMANN 1983) wurde das Gebiet in 7 große Landschafts- und 28 Bodeneinheiten gegliedert. Diese sind auf einer Bodengesellschaftskarte im Maßstab 1:1 000 000 dargestellt worden (ALAILY und BLUME 1986). Die Bodengesellschaftskarte diente als Basiskarte zur Erstellung der Standorteignungskarte von SW-Ägypten.

Das Gebiet ist vor allem von Klimaverhältnissen geprägt, es gilt als der trockenste Teil unserer Erde (ALAILY 1987). Der durchschnittliche Jahresniederschlag beträgt weniger als 1 mm und die relative Feuchte liegt im Jahresdurchschnitt bei 27 %. Wegen der extrem hohen Aridität wurde die Standortbewertung nur für Bewässerungsfeldbau und für die üblichen in Ägypten angebauten Kulturpflanzen gemacht (unter der Voraussetzung, daß Bewässerungswasser überall mit gleichen Schwierigkeiten gewinnbar

* Sonderforschungsbereich "Geowissenschaftliche Probleme arider Gebiete", TU-Berlin, Ackerstr. 71-76, 1000 Berlin 65.

ist). Dabei wurden die socioökonomischen- und Management-Probleme (die im Laufe von einigen Menschengenerationen veränderlich sind) nicht berücksichtigt. Daher spiegeln die ermittelten Standortgüteklassen, vor allem die reine potentielle Standortqualität wider.

Bei der Bewertung der Standortsqualitäten für landwirtschaftliche Nutzung wurde darauf geachtet, daß unter den o.g. Klimabedingungen der Wasserverlust durch Verdunstung aus dem Oberboden (bis ca 30 cm Tiefe, VAHRSON et al. 1986) schnell geschehen muß und somit die potentielle Bodendegradation durch Versalzung im allgemeinen hoch sein soll. Diese hohe Versalzung müßte mit abnehmender Wasserleitfähigkeit sowie zunehmendem Totwasseranteil im Oberboden höher werden. Tonreiche Bodenproben haben oft hohe EC-Werte, bedingt durch hohen Totwasseranteil und geringe Wasserleitfähigkeit (ALAILY et al. 1987b).

Neben der Gefahr der Bodenversalzung sind die meisten Standorte, insbesondere solche im Erglandschaften, von Wanderdünen bedroht. In Anlehnung an die "FAO-Framework" (1976) zur Landbewertung wurden landwirtschaftlich nutzbare Standorte des SW-ägyptischen Raumes in Güteklassen, Subklassen und Varianten bewertet. Bei der Bewertung wurden neben dem Wurzelraum, die Gefahr der Degradation durch Übersandung, Erosion und Versalzung stärker gewichtet als die Standorteigenschaften Wasser-, Luft- und Nährstoffhaushalt

Tab. 1: Bestimmungsschlüssel für Standorteignungs-Klassen und Subklassen.

Klasse	Subklasse	Bodencharakteristika
S1	S1	keine der unten genannten
S2	S2s	stony
	S2z	saline
	S2sz	saline und stony
S3	S3u	tonreich (LT-T)
	S3g	Gleysols
N1	N1x	petric
	N1l	lithic
	N1m	petrocalcic oder petrogypsic
	N1xl	petric und lithic
	N1gx oder N1gl	petric und/oder lithic Gleysol
N2	N2x	petric und saline
	N2l	lithic und saline
	N2m	petrosaline*
	N2xl	petric, lithic und saline
	N2gz	petric und/oder lithic gleyic Solonchak
NR		Lithosole und alle Böden in Erglandschaften

* Definition s. ALAILY 1983.

(ALAILY et al. 1987b), die durch geeignete landwirtschaftliche Maßnahmen leicht korrigiert werden können. Mit Ausnahme von Stickstoff haben die Böden im Allgemeinen einen hohen bis mäßigen Nährstoffgehalt. Die Phosphatgehalte sind vor allem von der Bodentextur abhängig. Sie nehmen mit ansteigendem Tongehalt zu. K, Ca und Mg sind zusätzlich vom Salzgehalt der Böden abhängig (ALAILY et al. 1987a).

Tab. 2: Qualitätsbereiche und Qualitätsstufen der ökologischen Bodeneigenschaften.

Bodeneigenschaften und Symbole	Qualitätsstufen (i)					
	0	0.5	1.0	1.5	2	3 4
Qualitätsbereiche						
Grundigkeit (l)	>100		100-50		49-30	29-10 <10 cm
Steingehalte (x)	<5		5-9		10-19	20-40 >40 Vol.%
Totwasser- kapazität (u)	<6		6-11		12-19	20-30 >30 mm in 20 cm Tiefe
Wasser- permeabilität (p)	>100		100-41		40-11	10-1 < 1 cm/d
Salinität* (z)	<2		2-4		5-8	9-15 >15 mS/cm
**	<4		4-8		9-15	16-30 >30 mS/cm
***	<8		8-15		16-30	31-45 >45 mS/cm
Nutzbare Wasserkapazität (a)	>200	199-140	139-90	89-50	<50	mm in 100 cm Tiefe
Nährstoff- menge (n)	>200	199-100	99-50	49-10	<10	Val. in m2.m
Luft- kapazität (o)	>12	11-7	6-3	<3		Vol.%
Steingehalt in der Bodendecke (s)	<10	10-19	20-40	>40		Vol.%

geringste Bodenpermeabilität: * <10 cm/d, ** 10-40 cm/d und *** >40 cm/d

Für unsere kleinmaßstäbige Karte wurden die erstgenannten Standorteigenschaften (Wurzelraum, Degradationspotential durch Versalzung, Übersandung und Erosion) als Kriterium zur Ermittlung der Standortgüte-Klassen und -Subklassen benutzt (Tab. 1). Für großmaßstäbige Karten sind die Subklassen in Varianten gegliedert. Dafür wurden neben den o.g. Standortparametern, Salinität, Permeabilität, Nährstoff-, Wasser- und Lufthaushalt der Böden sowie der Steingehalt der Bodendecke berücksichtigt und jeweils in 5 bzw. 4 Qualitäts-Stufen geteilt (Tab. 2). Bei Beurteilung der Bodeneigenschaften, wurden solche, die kaum behebbar sind, sowie solche, die dem Boden ein erhöhtes Versalzungspotential verleihen, stärker gewichtet als solche, die durch technische Maßnahmen

Tab., 3: Bewertung der Standorteignung von repräsentativen Böden der Bodengesellschaft-Karteneinheiten SW-Ägyptens.
(i. = Qualitätsstufe)

Karteneinheit	Bodentyp	Bodentiefe		Steingehalt		Totwasserkapazität		Wasserpermeabilität		Salinität	Nutzbare Wasserkapazität		Nährstoffmenge		Luftkapazität		Steingehalt in der Boden-decke		Standort-eignung	
		cm	i	Vol. %	i	1/m ²	i	cm/d	i		mS/cm	i	1/m ²	i	Val/m ²	i	Vol. %	i		Vol. %
Oasen Landschaft																				
Zo6 c	Zo	100	0	8	1	13	2	17	2	16.0	3	156	0.5	160	0.5	14	0	3	1	S2z-3
	Vc	100	0	0	0	64	4	1	4	33.7	4	130	1.0	430	0	5	1.0	0	0	S3uz-4
Ergs																				
D a	D	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	NR	
Serir Landschaft																				
Qc2 a	Qc	100	0	2	0	5.9	0	80	1	7.8	0	78	1.5	34	1.5	28	0	1	0	S1-1
	Re	100	0	0	0	6.0	0	100	0	5.8	0	70	1.5	34	1.5	30	0	0	0	S1-1
Rcl a	Rc	100	0	0	0	6.0	0	100	0	5.8	0	70	1.5	34	1.5	30	0	0	0	S1-1
	Qc	100	0	0	0	6.0	0	80	1	1.7	0	73	1.5	34	1.5	29	0	0	0	S1-1
Ykl f	Yk	100	0	23	3	6.2	1	60	1	6.6	0	83	1.5	39	1.5	20	0	19	0.5	N2x-3
Rel a	Re	100	0	0	0	6.0	0	100	0	5.8	0	70	1.5	34	1.5	30	0	0	0	S1-1
Yk2 a	Yk	100	0	1	0	6.0	0	60	1	6.0	0	71	1.5	33	1.5	29	0	1	0	S1-1
Zo5 d	Zo	100	0	20	3	5.7	0	25	2	25.0	3	70	1.5	40	1.5	19	0	4	0	N2x-3
Zo8 f	Zo	60	1	28	3	9.8	1	25	2	13.2	2	86	1.5	48	1.5	12	0	12	0.5	N2x-4
Zo9 e	Zo	100	0	0	0	6.2	1	60	1	120.0	4	83	1.5	38	1.5	20	0	100*	1.5	N2zm-3
Yh4 c	Yh	70	1	6	1	6.3	1	20	2	5.9	1	81	1.5	49	1.5	23	0	2	0	S2z-3
	Zo	100	0	2	0	7.9	1	60	1	10.1	1	107	1.0	50	1.0	26	0	2	0	S2z-2
Kalkstein-Plateau mit Schichtstufe und Wadis																				
Zo1 j	Zo	48	2	47	4	12.0	2	10	3	22.7	4	38	2.0	35	1.5	7	0.5	26	1.0	N2x1-6
Zo3 i	Zo	100	0	26	3	4.4	0	30	2	31.4	4	82	1.5	47	1.5	17	0	36	1.0	N2x-3
Sandstein-Plateau mit Schichtstufe und Wadis																				
Il j	I	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	NR	
Zo2 j	Zo	37	2	64	4	5.7	0	25	2	14.2	2	16	2.0	13	1.5	5	1.0	24	1.0	N2x1-5
Yh1 j	Yh	40	2	39	3	8.7	1	25	2	6.2	1	34	2.0	25	1.5	10	0.5	24	1.0	N2x1-4
Qc1 b	Qc	100	0	1	0	6.0	0	60	1	1.2	0	86	1.5	40	1.5	28	0	1	0	S1-1
Hügelland																				
Yh2 g	Yh	50	1	32	3	5.0	0	100	0	2.1	0	23	2.0	11	1.5	17	0	21	1.0	N1x1-3
15 j	I	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	NR	
14 g	I	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	NR	
13 k	I	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	NR	
12 g	I	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	NR	
17 g	I	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	NR	
Ebene aus mesozoischen Formationen, Granit und Gneis																				
Yh3 g	Yh	18	3	26	3	8.0	1	25	2	2.1	0	20	2.0	14	1.5	13	0	22	1.0	N1x1-4
Yy1 k	Yy	20	3	46	4	9.5	1	18	2	5.0	1	17	2.0	17	1.5	6	1.0	40	1.5	N2x1-5
Zo4 k	Zo	41	2	20	3	11.7	1	25	2	112.9	4	48	2.0	33	1.5	15	0	46	1.5	N2x1-5
Zo7 h	Zo	100	0	3	0	13.1	2	25	2	13.1	2	170	0.5	128	0.5	17	0	28	1.0	S2sz-2
	Yk	100	0	3	0	7.5	1	45	1	6.5	0	103	1.0	50	1.0	24	0	24	1.0	S2sz-2
16 g	I	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	nb	NR	

* Salzkruste. ** Alaily und Blume 1986.

korrigierbar sind. Die Summe der ermittelten Qualitätsstufen aller Bodeneigenschaften multipliziert mit dem Faktor 0.3 (um Zahlen zwischen 0 und 6 zu bekommen) ergibt dann den Wert der Standort-eignung-Variante (Tab. 3).

Grenzwerte zur Gliederung der Klassen und Subklassen sind aus den Boden-"Phases" (FAO Unesco 1974), und jene zur Gliederung der Varianten aus SCHLICHTING und BLUME (1966), sowie aus der Bodenkundlichen Kartieranleitung (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN 1982) abgeleitet worden.

Auf der Standortkarte wurde zu jeder Karteneinheit der Wert der häufigsten, sowie der für landwirtschaftliche Nutzung beste Standort dargestellt.

Danksagung

Ich danke der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung und der "General Petroleum Company", Cairo, für die Unterstützung bei den Geländearbeiten.

Literatur

- ALAILY, F. (1985): Nicht-hydrogene und hydrogene Bodenmerkmale in der Zentral-Sahara.- Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 43/II, 705-710, Göttingen.
- ALAILY, F. (1987): Genesis of cracks in sandy soils of central east Sahara: a hypothesis.- Catena, 14, 345-357, Braunschweig.
- ALAILY, F. und H.-P. BLUME (1983): Bodengesellschaften der Vollwüste Dakhla Becken-Ägypten.- Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 38, 443-450, Göttingen.
- ALAILY, F. and H.-P. BLUME (1986): Ecological maps of the western desert of Egypt; Soil association map 1:1000 000.- TFH-Berlin.
- ALAILY, F., R. BORNKAMM, H.-P. BLUME, H. KEHL und J. ZIELINSKI (1987a): Ecological Investigation in the Gif Kebir (south west Egypt).- Phytocoenologia, 15(1), 1-20, Stuttgart-Braunschweig.
- ALAILY, F., R. BORNKAMM, H. KEHL, M. RENGER (1987b): Evaluation of land in south west Egypt.- Berliner geowiss. Abh. (A), 75.2, 517-544, Berlin.
- ALAILY, F. und J. POHLMANN (1983): Eine flächenhafte Erfassung von Bodengesellschaften arider Gebiete mit Hilfe von LANDSAT- Multispektralaufnahmen.- Berliner geowiss. Abh. (A), 47, 49-61, Berlin.
- BLUME, H.-P., F. ALAILY, U. SMETTAN and J. ZIELINSKI (1984): Soil types and associations of southwest Egypt.- Berliner geowiss. Abh. (A), 50, 293-302, Berlin.
- BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.- E. Schweizerbart'sche Verlag, 3 Aufl., 331 S., Hannover.

- EL-GABALY, M.M., I.M. GEWAIFEL, M.N. HASSAN and B.G. ROZANOV (1969a): Soils and soil regions of U.A.R.- Alexandria University, Research Bulletin, 21, Alexandria.
- EL-GABALY, M.M., I.M. GEWAIFEL, M.N. HASSAN and B.G. ROZANOV (1969b): Soil map land resources of U.A.R.- Alexandria University, Research Bulletin, 22, Alexandria.
- FAO-UNESCO (1974): Soil map of the world, 1:5000 000.- Volume I, Legend, Unesco-Paris.
- FAO-UNESCO (1976): a framework for land evaluation.- Soils Bulletin 32, pp. 72, Rome.
- KLITZSCH, E. and F. K. LIST (1980): Egypt-Geological interpretation map 1:500 000 (preliminary ed.), TFH Berlin.
- SCHLICHTING, E. und H.-P. BLUME (1966): Bodenkundliches Praktikum.- Paul Parey, pp. 209, Hamburg and Berlin.
- VAHRSON, W.-G., H.-P. BLUME and F. ALAILY (1986): Simulation of episodic rainfalls in the western desert of Egypt.- Berliner geowiss. Abh. (A), 72, 55-67, Berlin.

Bodenprobenbank Schleswig-Holstein,
Einrichtung und Aufgabe für den Bodenschutz

von
Badura, F. u. Finnern, H. *)

1. Einleitung

Am 6.2.1985 verabschiedete das Bundeskabinett die Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, worin unter anderem die Errichtung von Umweltprobenbanken an zentralen Stellen gefordert wird. Zweck der Bodenprobenbanken ist:

- die Dokumentation des Ist-Zustandes der wichtigsten repräsentativen Bodenproben zur langfristigen Beweissicherung
- die umfassende Analyse dieser Bodenproben
- die Möglichkeit der Untersuchung alter Proben durch verfeinerte Analytik, so daß sie mit jüngsten Untersuchungsergebnissen vergleichbar sind
- die Erhaltung der Proben für spätere Untersuchungen auf umweltrelevante Inhaltsstoffe, deren Bedeutung heute noch nicht erkannt ist.

Aus diesen Gründen wurde im Februar diesen Jahres mit dem Aufbau einer Bodenprobenbank im Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein begonnen, die aus einer Bodendaten- und Bodenprobenbank besteht.

2. Einrichtung der Bodendatenbank

In Schleswig-Holstein wurden in den vergangenen fünfundzwanzig Jahren rund 10.000 Bodenproben entnommen, und zwar im Rahmen der Landesaufnahme, für Gutachten und bundesweite Projekte. Die Beprobungsdichte beträgt durchschnittlich dreißig Profilgruben je topographischer Karte 1 : 25 000 (TK 25) mit einer Spanne von 13 bis 125 bei den veröffentlichten 42 Bodenkarten 1 : 25 000. Auf den verbleibenden 130 Meßtischblättern Schleswig-Holsteins schwankt die Zahl der Entnahmestellen sehr stark.

Ein Großteil der vorhandenen 10.000 Proben ist bereits analysiert worden. Es liegen demzufolge eine Fülle von Analyseergebnissen je Bodenprobe vor. Diese werden in drei Katalogen nach unterschiedlichen Aspekten geordnet

*) Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein
Mercatorstr. 7, 2300 Kiel 21

Bodenprobenbank

Inv.-Nr.	A-Nr.	Profil-Nr.	TK 25	Blatt-name	Rechts-Hochwert	Entnahme-datum	Bodentyp		Horizont		Bemerkungen
							Bezeichnung	Kurzz.	Kurzz.	Tiefe cm	

Profilübersicht

Inv.-Nr.	A-Nr.	Profil-Nr.		TK 25	Rechts-Hochwert	Entnahme-datum	Bodentyp	Nutzung	Bodenhorizont	Probentiefe cm	phys. chem. Untersuchung	
		LD	GPV									

Abb. 1: Formblätter Bodenprobenbank und Profilübersicht

Bodentypenübersicht

Bodentyp	Inv.-Nr.	A-Nr.	Profil-Nr.	TK 25	Rechts-Hochwert	Entnahme-datum	Boden-horizonte		phys. chem. Untersuchung		Bemerkungen

Schürfgrubenübersicht

Schürf-gruben-Nr.	Inv.-Nr.	A-Nr.	Rechts-Hochwert	phys. chem. Untersuchung		Bemerkungen

Abb. 2: Formblätter Bodentypenübersicht
und Schürfgrubenübersicht

Im Basiskatalog liegen die gesamten Profilergebnisse mit Profilübersichten chronologisch geordnet vor. Zusammengefaßt ist er im Inhaltsverzeichnis auf dem Formblatt Bodenprobenbank (Abb. 1). Zuerst werden stets die zur Identifikation bzw. Wiederfindung des Profils notwendigen Angaben gemacht, die aus folgenden Teilen bestehen: Inventar-Nr. (Inv.-Nr.), Analysen-Nr. (A-Nr.), Profil-Nr., Meßtischblatt (TK 25), Rechts- und Hochwert, Entnahmedatum, Bodentyp, Entnahmetiefe bzw. Horizonttiefe. Zudem werden Querverweise auf Projekte, Gutachten, Veröffentlichungen im Inhaltsverzeichnis gegeben, in deren Rahmen die Proben genommen bzw. behandelt werden. Die Ergebnisse der Proben- und Profiluntersuchung bestehen aus: der Bodenprofilbeschreibung, den Analyseergebnissen und der Lagebeschreibung. Sie werden mit der Profilübersicht abgelegt. Welche Analyseergebnisse vorliegen, wird auf dem unteren Teil der Profilübersicht mit einem Kreuz markiert, zur Erleichterung der Durchsicht.

Im zweiten Katalog erfolgt die Ordnung der Ergebnisse auf der Bodentypenübersicht (Abb. 2) nach dem Bodentyp. Wiederum werden die zur Identifikation der Probe nötigen Angaben genannt, sowie auch Querverweise gegeben. Dies erfolgt ebenfalls im dritten Katalog, dessen Ordnungsprinzip die Lage auf dem Meßtischblatt ist. Er besteht aus einer Sammlung sämtlicher topographischer Karten 1 : 25 000 Schleswig-Holsteins und wo vorhanden, Bodenkarten 1 : 25 000, auf denen die Lage der Profilgruben, hier Schürfgruben genannt, verzeichnet werden. Zu jeder Karte 1 : 25 000 liegt eine Schürfgrubenübersicht vor, auf der die bereits oben genannten Informationen gegeben werden.

3. Errichtung der Bodenprobenbank

Die Proben werden im Gelände kurz gekennzeichnet, und zwar durch die Angabe des Entnahmeortes, der Tiefe, des Datums und dem Namen des Entnehmers. Anschließend werden im Geologischen Landesamt > 200 g des lufttrockenen gestörten Probenmaterials in 1 000 ml bzw. 500 ml bzw. 200 ml großen Plastikbehältern abgefüllt. Die Beschriftung dieser Behälter besteht aus einem Etikett mit Nennung der Inventarnummer, der TK 25 und der Entnahmetiefe auf der Vorderseite, sowie der Beschriftung (Inventarnummer) mit wasserunlöslicher Schrift auf der Rückseite des Behälters. Somit ist eine Identifikation auch bei Etikettverlust möglich. Der Behälter mit der ersten Bodenprobe eines jeden Profils wird zusätzlich

mit einem roten Punkt markiert, zur Erleichterung der Suche. Gelagert werden die Proben in Metallregalen mit jeweils fünf Behältern je Reihe, hintereinander und 120 Behälter je Regalboden. Zur Zeit beträgt die Lagerungskapazität 15.600 Einheiten. Das Ziel ist, Ausbau der Probenbank Schleswig-Holstein auf 40.000 Bodenproben.

Neben der Lagerung unter normalen Temperaturbedingungen besteht im Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein die Möglichkeit der Tieftemperaturlagerung für Bodenproben, wo für bestimmte Fragestellungen eine zersetzungsfreie Lagerung notwendig ist.

Zur Zeit befindet sich die Bodenprobenbank noch in der Aufarbeitungsphase des bereits vorhandenen Bodenprobenmaterials. Diese Phase wird Ende nächsten Jahres abgeschlossen sein.

4. Einsatz für den Bodenschutz

Durch die Zusammenfassung von Bodenproben und deren Daten, sowie deren zentrale Lagerung ist es eher möglich, auf die Ergebnisse von Bodenuntersuchungen aus bestehenden bzw. abgeschlossenen Projekten für weiterführende Bearbeitungen zurückzugreifen. Zudem können Vergleichsuntersuchungen von älterem und jüngerem Bodenmaterial durchgeführt werden, um Risikovorhersagen zu stützen.

Es ist notwendig, den Zusammenhang der Bodenprobenbank mit geplanten und z.T. durchzuführenden Maßnahmen der Bodenschutzkonzeption darzustellen, da diese in Wechselbeziehung stehen bzw. sich ergänzen. Die Daten aus diesen Maßnahmen, wobei es sich um die Durchführung der Grund- und Flächeninventur, den Aufbau von Meßnetzen und Bodendauerbeobachtungsflächen handelt, sollen mit Hilfe der EDV mit weiteren geowissenschaftlichen Daten und Informationen über Stoffeinträge, Flächeninanspruchnahme, Erosion, Strukturschädigungen u.a. verknüpft werden. Dadurch sollen Aussagen über Ursache-Wirkungsbeziehungen und Risikovorhersagen erleichtert werden, sowie Entscheidungsgrundlagen für Sanierungs- und Vorsorgemaßnahmen, standortgerechte Bodennutzungen, Maßnahmen der Raumordnung und Landesplanung, Festlegung von Grenz- und Richtwerten gegeben werden. Zur Zeit verfügt das Geologische Landesamt Schleswig-Holstein noch nicht über eine EDV-Anlage. Deren Einrichtung ist jedoch für die nächsten Jahre schrittweise geplant. Hierbei soll auf die Erfahrungen des Geologischen Landesamtes Bayern, des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe zurückgegriffen werden.

5. Zusammenfassung

Die Einrichtung der schleswig-holsteinischen Bodenprobenbank beinhaltet sowohl die Katalogisierung und Aufbewahrung der Bodenproben als auch den systematischen kurzfristigen Zugriff auf die Analysendaten nach unterschiedlichen Kriterien. Ziel ist der weitere Ausbau von Bodenprobenbank und Bodendatenbank sowie der Einsatz der EDV.

6. Literatur

Bludau, F. (1986): Einsatzmöglichkeiten der elektronischen Datenverarbeitung im Geologischen Landesamt Schleswig-Holstein, Entwurf, Organisationsuntersuchung, Stand '86 (unveröffentlicht), Kiel

Bund-Länder-Arbeitsgruppe Bodenschutz (1986): Entwurf Maßnahmen des Bundes und der Länder zum Bodenschutz, Stand: 6.6.1986 (unveröffentlicht), München

Der Bundesminister des Innern (1985): Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 7.3.1985, Kohlhammer Verlag, Stuttgart

Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (1986): 5. Umweltbericht der Landesregierung Schleswig-Holstein 1982 - 1986, Kiel

Der Minister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Schleswig-Holstein (1987): Bodenschutzkonzept Schleswig-Holstein, Stand: 6.2.1987 (unveröffentlicht), Kiel

Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg (1986): Umweltschutz in Baden-Württemberg, Bodenschutzprogramm '86 vom 1.12.1986, Stuttgart

Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (1986): Entwurf zum Labordatenbankkonzept, Stand 8.86 (unveröffentlicht), Hannover

Sonderarbeitsgruppe Informationsgrundlagen Bodenschutz (1987): Entwurf für ein Konzept zur Erstellung eines Bodeninformationssystems, Stand 1.4.1987 (unveröffentlicht), München

Wittmann, O. (1986): Das Bodenkataster Bayern - Bodeninformationssystem für Standortkunde, Boden- und Umweltschutz.
Amtsbl. d. Bayerisch. Staatsministeriums f. Landentwicklung u. Umweltfragen, 16., (3), München

Bodenphysikalische Untersuchungen an Haft-
nässe-Pseudogleyen aus Löss im Raum Osnabrück.

von

Bailly, F.⁺⁾ , Renger, M.⁺⁺⁾ , Lampe, U.⁺⁾ u. Wilkens, M.⁺⁾

Einleitung

Als Haftnässe-Pseudogleye werden gemäß Bodenkundlicher Kartieranleitung, 3. Aufl. (1982) Böden bezeichnet, deren Vernässung in Zusammenhang steht mit hohem Anteil an Schluff + Feinstsand (>50%), niedrigem Tongehalt (<17%), geringer Luftkapazität (oft <3%) und niedrigen kf-Werten (oft <20 cm/d) (MÜLLER, RENGGER, VOIGT, 1971 u. 1973). Derartige Böden zeichnen sich durch sehr starke rostfleckige Marmorierung bis teilweise einige Meter Tiefe aus.

Im Rahmen einer Diplomarbeit wurde, unterstützt durch das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung, Hannover, der Frage nachgegangen, ob bei der Vernässung derartiger Böden auch die stauende Wirkung von Horizonten mit geringerer Durchlässigkeit eine Rolle spielen kann.

Material

Es wurden einige als Haftnässe-Pseudogley kartierte Böden untersucht; es handelt sich bei ihnen nach der Legende der BK 25 um:
Sehr tiefer Pseudogley (S 52) mit Haftnässe, schwach staunaf, aus Löß (>20 dm mächtig), teilweise mit geringmächtiger Löß-Plaggenauflage. Hangneigung meist 1-5% (nur gelegentlich 5-9%).

Die an zwei deutlich unterschiedlich reagierenden Bodenprofilen erzielten Ergebnisse werden mitgeteilt:

Profil SPECHTSHEIDE: 22 dm Lößlehm über Geschiebelehm.- 8 km ssö Melle, nw Ortsausgang Neuenkirchen, BK 25 Blatt 3816 Spenge, H 5779030, R 3457520.

Profil DRÖPER: 18 dm Lößlehm über >14 dm geschiebeführendem Sand.- 9 km ssö Osnabrück, ö Ortsausgang Oesede, BK 25 Blatt 3814 Bad Iburg, H 5785070, R 3438320.

+) Fb. Gartenbau der FH, 45 Osnabrück, Oldenburger Landstr. 24

++) Fg. Bodenkunde, Institut f. Ökologie, 1 Berlin 10, Salzuffer 10-12.

Textur und Porenverteilungen der beiden Böden ergeben sich aus folgenden Daten:

Tiefe (cm)	Ton	Schluff			Sand	Poren (μ , in %)				GPV (%)
		f	m	g		>50	10-50	0,2-10	<0,2	
SPECHTSHEIDE										
0-30	11,4	3,6	15,7	64,7	4,4	0	4,0	25,0	12,5	41,5
30-45	11,2	2,7	17,2	65,5	3,4	0	1,9	23,7	12,8	38,4
45-55	14,8	2,9	14,7	64,6	3,0	0,1	5,5	19,7	15,5	40,8
55-70	12,3	0,6	19,4	65,2	2,5	0,2	5,8	23,4	12,3	41,7
70-100	15,1	1,6	16,1	64,0	3,2	0	1,5	27,7	10,8	40,0
Ab 220	24,2	5,2	11,2	21,5	37,9	n.b.				n.b.
DRÖPER										
0-25	8,4	3,1	12,9	68,1	7,5	2,3	1,6	30,8	11,3	46,0
25-35	6,7	1,5	15,0	71,1	5,7	1,4	1,8	28,9	11,3	43,4
35-50	16,9	3,3	13,6	64,2	2,0	0,1	3,5	23,1	13,5	40,2
50-70	7,7	0,6	16,5	72,1	3,1	0	1,0	26,7	9,5	37,2
70-100	11,1	1,3	14,2	69,5	3,9	0	0	28,5	8,9	37,4
Ab 180	7,3	2,2	5,6	37,0	47,9	n.b.				n.b.
z.B.:	1,5	0,9	0,5	0,2	96,9	n.b.				n.b.
Ab 280	15,8	2,5	7,7	13,8	60,2	n.b.				n.b.

Die ungesättigte Leitfähigkeit (k_u bei pF 1,5, errechnet aus den Feldmessungen) beträgt etwa:

Tiefe	Spechtsheide	Dröper
20 cm	ca. 1,1 cm/d	ca. 1,5 cm/d
40 cm	" 0,4 "	" 0,6 "
60 cm	" 0,5 "	" 0,3 "
80 cm	" 0,4 "	" 0,2 "
100 cm	" 1,2 "	" 0,2 "
120 cm	> 1,2 "	" 0,2 "

Die Struktur der Marmorierungshorizonte zeichnet sich in beiden Profilen in der Tiefe von etwa 40-70 cm durch deutliche Mittel- (bis Grob-)Plattigkeit aus, gefolgt ab 70 cm von kohärentem, undeutlich grob-rissigem Gefüge.

Methoden

Es wurden im August/September 1986 Versickerungsversuche durchgeführt, indem auf 4 x 4 m großen Flächen eine 1-2-tägige Beckenbewässerung erfolgte. Da bekannt war, daß in den untersuchten Flächen aus den Sammlermündungen von Dränungen im Frühjahr normalerweise Wasser läuft, war es das Ziel, solange zu überstauen, bis die in 20-cm-Tiefenabständen bis 130 cm Tiefe u.Fl. eingebauten Tensiometer das Vorhandensein von spannungsfreiem Wasser in allen Meßtiefen anzeigten. Dieser Zustand konnte nur im Profil Spechtsheide nach Gabe von etwa 500 mm Wasser erreicht werden. Beim Profil Dröper gelang es hingegen trotz einer Gabe von >800 mm lediglich, die oberen 70 cm in den spannungsfreien Zustand zu überführen.

Ergebnisse

Die Chronoisoplethen - Diagramme (Abb. 1) zeigen die während der Be- und der anschließenden, unter Verdunstungs-schutz stattfindenden Entwässerung auftretenden zeitlichen pF-Verteilungen in den beiden Profilen. Es ist erkennbar, daß im Profil Dröper ab 70 cm Tiefe deutliche Stauwirkungen auftreten, während im Profil Spechtsheide insbesondere ein Stau-effekt in Tiefen unterhalb von 130 cm wirksam wird.

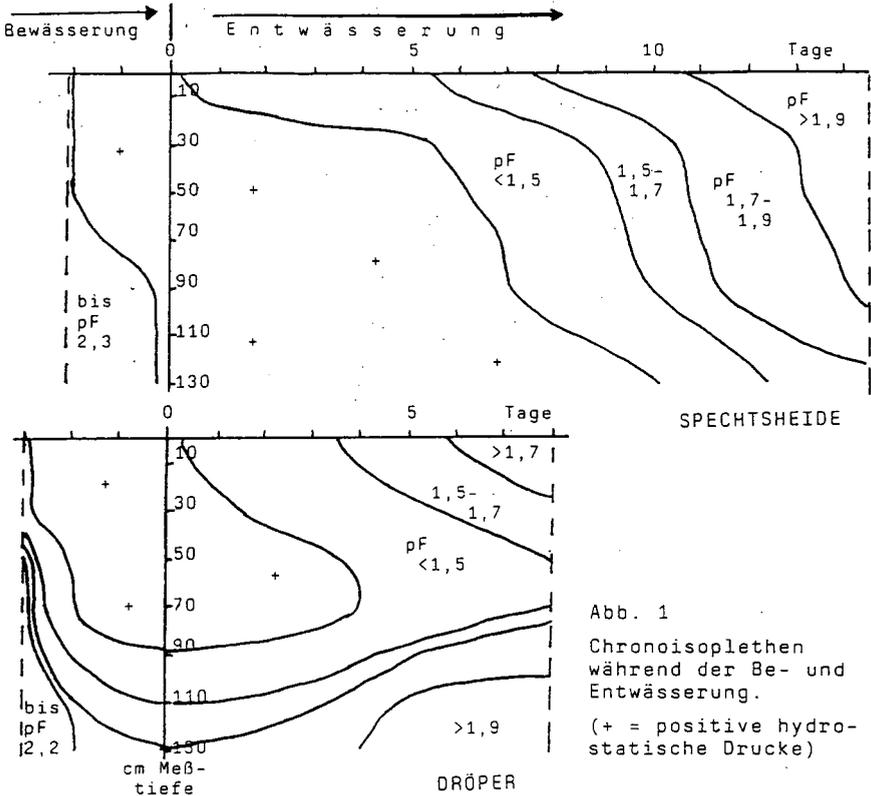


Abb. 1
Chronoisoplethen
während der Be- und
Entwässerung.
(+ = positive hydro-
statische Drücke)

Zur Verdeutlichung dieser Effekte während der Entwässerungs-phase wurden die ermittelten Daten in Hydraulische Potentiale ψ_H umgerechnet; das heißt, es wurde bei positiven hydraulischen Drücken die Summe aus Gravitationspotential ψ_z und piezometrischem Potential ψ_h gebildet, während bei Auftreten von Matrixpotentialen die Summe aus ψ_z und Matrixpotential ψ_m gebildet wurde (als Null- oder Bezugs-linie für ψ_z diente die Bodenoberfläche). Auf diese Weise läßt sich für jede Meßtiefe eine Kurve des Potentialverlaufs zeichnen, wie dies die Abb. 2 für beide Profile zeigt.

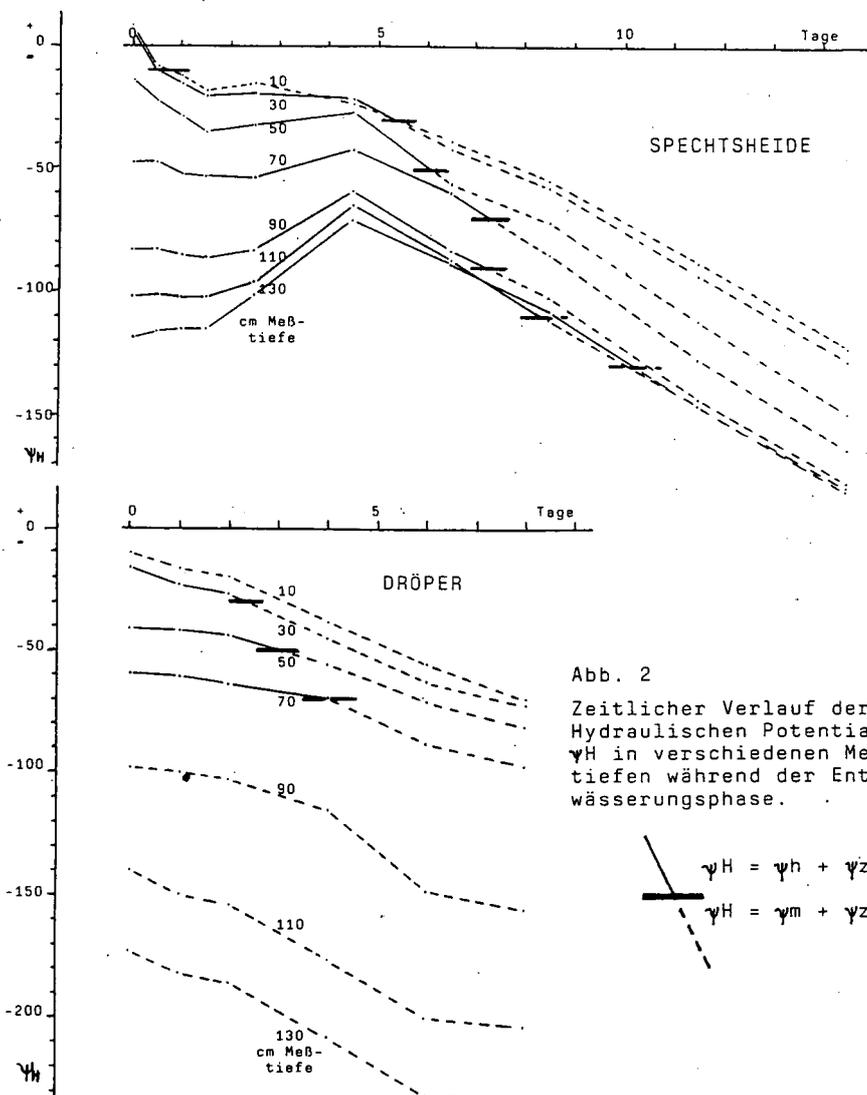


Abb. 2
Zeitlicher Verlauf der Hydraulischen Potentiale ψ_H in verschiedenen Meß-tiefen während der Ent-wässerungsphase.

$$\psi_H = \psi_h + \psi_z$$

$$\psi_H = \psi_m + \psi_z$$

Im Zeitpunkt 0 (= Zeitpunkt der Beendigung der Wasserzufuhr) sind in beiden Profilen die Hydraulischen Potentiale in den einzelnen Meßtiefen (außer in den beiden obersten Tiefen 10 und 30 cm) sehr verschieden; das heißt, es herrscht nach der

starken und raschen Wasserzufuhr ein deutliches Ungleichgewicht zwischen den einzelnen Horizonten. Der weitere Verlauf ist in beiden Profilen völlig verschieden:

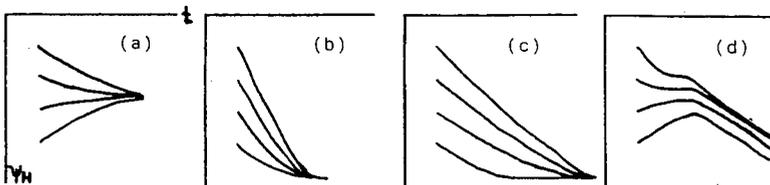
Im Profil *S p e c h t s h e i d e* erfolgt in den ersten Tagen ein Anstieg der Potentiallinien in den tieferen Horizonten. Dies kann mit einer allmählichen Bildung zusammenhängender Wassersäulen in Zusammenhang gebracht werden, gefördert dadurch, daß ein größerer Tiefe liegender Staukörper (vermutlich der Geschiebelehm ab 220 cm) eine rasche Entwässerung in den Profiltteilen bis 130 cm u.Fl. verhindert. Die gleichzeitig feststellbare, gegenseitige Annäherung der Potentiallinien im ganzen Profil geht in Richtung auf eine Gleichgewichtseinstellung, doch wird dies ab dem 5. Tag überlagert durch ein gleichmäßiges, entwässerungsbedingtes Absinken der Potentiallinien aller Horizonte. In dieser letzten Phase ist ein deutliches Ungleichgewicht nur noch zwischen den oberen Horizonten (bis 30 cm) einerseits und den unteren Horizonten (ab 90 cm) andererseits festzustellen; dies entspricht einem schwachen Stau effekt in diesem mittleren Profilabschnitt.

Im Profil *D r ö p e r* führt die Entwässerung zu einem Absinken der Hydraulischen Potentiale in allen Horizonten, wobei zum Schluß nur zwischen den drei obersten Horizonten annähernd Gleichgewicht herrscht. Die Potentiallinien der tieferen Horizonte bleiben weit auseinander; dies entspricht einem Stau effekt im mittleren und tieferen Profiltteil. Eine zum Schluß erkennbar werdende Verflachung des Potentiallinienverlaufs in den unteren drei Horizonten könnte als Beginn einer Gleichgewichtseinstellung im Sinne einer Einregelung auf grundwasser oberflächenabhängige Potentiale gedeutet werden.

Modellhafte Deutung

Die Darstellung der Entwässerungsphase durch den zeitlichen Verlauf der Hydraulischen Potentiale in verschiedenen Meßtiefen erlaubt folgende Feststellungen:

- 1) Wasserbewegung erfolgt in Richtung abnehmender Potentiale, in beiden Profilen also abwärts. Die Neigung der Potentiallinien kann Aufschluß geben über die Entwässerungsgeschwindigkeit.
- 2) Enge Abstände zwischen den Potentiallinien oder identische Potentiallinien bedeuten, daß die betreffenden Horizonte sich während der Versickerung + im Gleichgewicht befinden.
- 3) Je weiter die Abstände zwischen Potentiallinien verschiedener Horizonte sind (je größer der hydraulische Gradient ist), desto geringer ist die Durchlässigkeit in dieser Tiefe.
- 4) Der Verlauf der Potentiallinien nach Beendigung einer Wasserzufuhr kann modellhaft dargestellt werden:



Es werden gezeigt die Hydraulischen Potentiale ψ_H in vier verschiedenen Meßtiefen und ihr zeitlicher Verlauf. Es sind folgende Fälle denkbar:

- (a) Bei Vorhandensein eines absolut undurchlässigen Untergrundes erfolgt Einregelung der Hydraulischen Potentiale in den verschiedenen Meßtiefen auf einen Gleichgewichtszustand.
- (b), (c) Bei Vorhandensein einer tieferliegenden Grundwasser-oberfläche erfolgt Einregelung auf grundwasseroberflächen-abhängige Gleichgewichtspotentiale, und zwar:
 - (b) ohne bevorzugten Stau in einzelnen Horizonten,
 - (c) mit Stau effekt in den tieferen Horizonten.
- (d) Aus der Kombination der Fälle (a) und (c) kann sich ergeben, daß zunächst der Einfluß eines Staukörpers in der Tiefe dominiert, gefolgt von einer grundwasseroberflächen-abhängigen Potentialeinregelung.

Zusammenfassung

Tensiometrisch in Profiltiefen bis 130 cm u.Fl. verfolgte Entwässerungsvorgänge in zuvor stark bewässerten Haftnässe-Pseudogleyen aus Löß ergaben, daß

- 1) in Haftnässe-Pseudogleyen auch Stau effekte wirksam sind,
- 2) die Mechanismen des Wasserstaus von Profil zu Profil verschieden sein können, auch wenn die Profile als zur gleichen Kartiereinheit gehörig angesprochen werden,
- 3) eine Dränwirkung aufgrund der Stau effekte in unterschiedlichem Umfang zu erwarten ist.

Weitere Untersuchungen sollen klären, ob und in wie weit in Haftnässe-Pseudogleyen auch Grundwasser eine Rolle spielt und für Dränwirkungen verantwortlich zu machen ist.

Literatur

- Arbeitsgruppe Bodenkunde, Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl. Hannover, 1982.
- Müller, W., Renger, M. u. Voigt, H., Zur Kennzeichnung und Melioration staunasser Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 12, 171 - 173 (1971).
- Müller, W., Renger, M. u. Voigt, H., Zur Kennzeichnung und Melioration staunasser Böden. Pseudogley und Gley, Verlag Chemie, 639-646 (1973).

ZUR NOMENKLATUR DER G-HORIZONTE UND DER GLEYE

von

Benzler, J.-H. *

Gleye sind Böden mit grundwasserbeeinflußten Horizonten. Unter Grundwasser wird dabei frei im Boden bewegliches Wasser verstanden, das oberhalb einer Grundwassersohlschicht ganzjährig vorhanden ist. Im Gegensatz dazu ist Stauwasser ein frei bewegliches Bodenwasser, das nur zeitweilig über einer Stauwassersohle auftritt. Das Vorhandensein von Grundwasser und der Grundwassergang im Jahresverlauf (Schwankungsbereich der Grundwasseroberfläche) lassen sich durch Messungen feststellen. Der Schwankungsbereich der Grundwasseroberfläche (einschließlich geschlossenem Kapillarraum) liegt zwischen dem mittleren scheinbaren Grundwassertiefstand (MsNGW) und dem mittleren scheinbaren Grundwasserhochstand (MsHGW). Wenn keine Messungen vorliegen, muß der Kartierer versuchen, diese Werte aus Bodenmerkmalen abzuschätzen.

Die Bedeutung der Bodenmerkmale für Ansprache und Klassifizierung von Böden wird sehr unterschiedlich gesehen und ihre unterschiedliche Bewertung kann zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen. Bodenmerkmale sollten ein Hilfsmittel sein, um Bodeneigenschaften, die nicht direkt erkennbar sind, ohne Messungen indirekt feststellen und abschätzen zu können. Denn für die Bodenkartierung, die zu praxisverwendbaren Auswertungen kommen muß, sind die Bodeneigenschaften die Grundlage, auf der sie ihre Aussagen macht.

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

Die Grenze zwischen Bodeneigenschaften und Bodenmerkmalen ist allerdings fließend. Durchlässigkeit oder Speichervermögen sind unbestritten Bodeneigenschaften, Farbe oder Fleckigkeit Bodenmerkmale. Bodenart oder Bodengefüge werden dagegen bald als Eigenschaft, bald als Merkmal angesehen.

Manche Bodenmerkmale erlauben bei der Profilansprache direkte Rückschlüsse auf Bodeneigenschaften, z. B. Eisenfleckigkeit und Humusanreicherung im Ah-Horizont auf die Vernässung des Bodens, die Gefügeausbildung auf die Durchlässigkeit. Voraussetzung ist, daß der Boden bzw. das Substrat ein 'guter Zeichner' ist und die Merkmale nicht so schwach ausgebildet sind, daß sie überdeckt werden, wie z. B. eine schwache Färbung durch Humus von der kräftigen Farbe des Ausgangsgesteins. Manche Bodeneigenschaften lassen sich allerdings kaum oder gar nicht an Bodenmerkmalen ablesen, etwa die Schwermetallbelastung oder die radioaktive Verseuchung. In diesen Fällen bedarf es aufwendiger Messungen mit entsprechenden Geräten.

Erschwerend beim Rückschluß von Bodenmerkmalen auf Bodeneigenschaften ist die Tatsache, daß viele Merkmale, wenn sie sich einmal ausgebildet haben, auch dann erhalten bleiben, wenn die Eigenschaften, die für ihre Entstehung verantwortlich waren, sich ändern. Sie werden so zu reliktschen Merkmalen. Dies trifft z. B. auf die Eisenfleckung bei grundwasserbeeinflussten Böden zu. Durch natürliche Ereignisse - z. B. Eintiefung eines Fließgewässers als Vorfluter - und vor allem durch entwässernde Meliorationsmaßnahmen ist häufig eine Grundwasserabsenkung erfolgt; die Eisenflecken als Merkmal für den langfristigen Grundwasserstand bleiben aber in der alten Höhe erhalten und können zu einer falschen Einschätzung des derzeitigen Grundwasserganges führen (reliktsche Go-Horizonte), besonders, wenn die neuen Grundwasserstände in Schichten mit schlechten Zeichnereigenschaften liegen.

Die Horizontfolge des Typischen Gley (GGn) ist Ah/Go/Gr, wobei der Go-Horizont als Schwankungsbereich der Grundwasseroberfläche (+ geschlossenem Kapillarraum) zwischen MsHGW und MsNGW definiert ist, der Gr-Horizont als dauernd von Grundwasser erfüllter Bereich unterhalb von MsNGW. In der Regel ist der Go-Hori-

zont an dem Bodenmerkmal Eisenfleckung (Rostflecken, Eisenkonkretionen) zu erkennen, die sich beim Absinken des Grundwassers im Jahresverlauf und damit eintretender Durchlüftung bilden (o von oxidiert), der Gr-Horizont dagegen wegen fehlender Durchlüftung an der grünlich-bläulich-grauen Färbung (r von reduziert).

Schwierigkeiten gibt es, wenn die Merkmale zur alleinigen Definition der Horizonte benutzt werden. Wenn der Go-Horizont nur durch die Rostflecken definiert wird, dürften Grundwasserschwankungsbereiche, die keine Rostfleckung zeigen - z. B. in ertrunkenen Podsolen im Küstenbereich der Nordsee oder ausgebleichte Horizonte aus Sand unter Torfen in Gebieten mit Grundwasserabsenkung - nicht als Go-Horizonte bezeichnet werden. Umgekehrt wird der ständig von Grundwasser erfüllte Bereich des Oxigley (GGo) zum Go-Horizont, weil er nicht reduziert ist, sondern wegen des sauerstoffreichen Grundwassers Oxidationsmerkmale zeigt. Damit wird die ursprüngliche Definition des Go-Horizontes - Grundwasserschwankungsbereich - in beiden Fällen aufgehoben.

Welche Auswege bieten sich an? Im Falle des Oxigley könnte man den ständig grundwassererfüllten Bereich als Gwo-Horizont bezeichnen (w von wassererfüllt). Damit würde die Oxidation dieses Horizontes für wichtiger angesehen als die Lage im ständig grundwassererfüllten Bereich. Es ließe sich aber auch umgekehrt folgern: Der Bereich unterhalb MsNGW wird als Gn-Horizont (n von naß) bezeichnet, weil für die meisten Auswertungen und Anwendungsbereiche das dauernde Vorhandensein von Grundwasser wichtiger ist als dessen mehr oder weniger starke Oxidation. Diese könnte durch den Zusatz o, ro, or bzw. r gekennzeichnet werden, also Gon, Gron, Gorn, Grn. Der Gn-Horizont entspräche in der Definition etwa dem Cn-Horizont: ein kaum oder nicht von Bodenbildungsprozessen berührter Horizont.

Für den Bereich zwische MSHGW und MsNGW wird die Bezeichnung Gw-Horizont (w von wasserbeeinflußt) vorgeschlagen. Dies entspricht etwa dem Sw-Horizont: ein zeitweise von freiem Wasser erfüllter Horizont. Der Grad der Oxidation läßt sich auch hier durch entsprechenden Zusatz angeben: Gow, Grow, Gorw. Ähnlich

wird bereits beim Pseudogley verfahren: Srw-, Srd-Horizont. Dem Einwand, die kleinen Buchstaben (pedogenetische Zusatzsymbole) w und n seien bereits für andere Angaben festgelegt, ist entgegenzuhalten, daß im Datenschlüssel Bodenkunde nur noch das x frei ist. Es läßt sich daher sowieso nicht mehr vermeiden, in Zukunft die pedogenetischen Zusatzsymbole stets in Verbindung mit einem Hauptsymbol (Großbuchstaben) zu definieren, wenn neue pedogenetische Erkenntnisse symbolisiert werden müssen.

Wenn der Grundwasserschwankungsbereich als GW-Horizont definiert wird und der ständig grundwassererfüllte Bereich als Gn-Horizont, ergeben sich als Horizontfolgen

für den Typischen Gley (GGn): Ah/Gow/Grn,
für den Oxigley (GGo): Ah/Gow/Gon,
für rostfleckfreie Gleye: Ah/Gw/Gn.

Abschließend noch ein Vorschlag zur Definition der Übergänge zwischen Gley und Pseudogley, wie er im NLFB Hannover entwickelt wurde:

Liegt der Sd-Horizont innerhalb des Gn-Horizontes (bisher Gr-Horizont), so ist es ein Pseudogley-Gley. Bei diesen Böden führt eine Grundwasserabsenkung dazu, daß aus einem Gley ein Pseudogley wird, da oberhalb der Stauschicht nur noch zeitweise freies Wasser auftritt.

Liegt der Sd-Horizont innerhalb des Gw-Horizontes (bisher Go-Horizont), so ist es ein Gley-Pseudogley. In diesem Falle ist mit zeitweisem Auftreten von Druckwasser zu rechnen, da der Grundwasseranstieg zum MSHGW verhindert, zumindest aber stark verzögert wird.

LITERATUR

ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 3. Aufl.; Hannover

OELKERS, K.-H. (1984): Datenschlüssel Bodenkunde. - Hannover

**Interpretation von $\delta^{13}\text{C}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ - Werten
in Bodenkarbonaten**

von
Bertram, H.-G. u. U. Janus

Einleitung

Viele Elemente treten als eine Zusammensetzung von unterschiedlichen Isotopen auf. Das heißt, es existieren Atome, deren Kernladungszahl und Elektronenkonfiguration gleich ist, die sich aber in der Kernmasse unterscheiden. Durch die erste Eigenschaft wird weitgehend das chemische Verhalten des Elements festgelegt. Nur zu einem geringen Teil ist hier die unterschiedliche Kernmasse von Einfluß. Dieser geringe Einfluß wird normalerweise vernachlässigt, wenn man chemische Reaktionen, etwa wie die der Karbonatbildung oder -zersetzung betrachtet:



Diese vereinfachende Betrachtungsebene vernachlässigt Isotopieeffekte zugunsten einer einfacheren Darstellung, verschenkt aber auf der anderen Seite zusätzliche Informationen.

Da die relativen Massenunterschiede der beteiligten Isotope ^{12}C , ^{13}C , ^{16}O , ^{18}O , ^1H und ^2H verschieden sind, äußern sich auch deren Isotopieeffekte auf Grund der Massendifferenz in verschiedenem Ausmaß.

$$^{13}\text{C}/^{12}\text{C} = 1,083 ; \quad ^{18}\text{O}/^{16}\text{O} = 1,125 ; \quad ^2\text{H}/^1\text{H} = 2$$

Zusätzlich wirken noch externe Parameter wie Temperatur (T) und Druck (P) auf die Isotopieeffekte ein.

Isotopieeffekte an pedogenen Karbonaten

Die Möglichkeiten und Grenzen, zusätzliche Informationen aus der Messung von Isotopenverhältnissen zu erhalten, sollen am Beispiel der Kohlenstoff- ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) und Sauerstoffisotope ($^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) im obigen Reaktionsgleichgewicht für das Karbonatsystem, zum Beispiel im Boden, demonstriert werden.

In der Regel findet man in Böden Karbonate, die entweder aus anstehendem Grundgestein (C-Horizont) stammen oder sog. sekundäre Karbonate, die aus der Bodenlösung ausgefällt wurden (Kalkmycel, Lößkindl,...). In beiden Fällen hat der Bildungsweg die Isotopenzusammensetzung der ausgefallten Karbonate beeinflußt. Damit bietet sich umgekehrt die Möglichkeit, aus der Messung der Isotopenverhältnisse auf den Bildungsprozeß zurückzuschließen. Von besonderem Vorteil ist es hierbei, daß die einmal eingestellten Isotopenverhältnisse unabhängig von der Zeit erhalten bleiben, so daß Fraktionierungsprozesse aus beliebigen Zeiten überliefert werden können, so lange bis sie wieder durch andere physikalisch-chemische Prozesse überdeckt werden. Dadurch sind Isotopenmessungen zum Beispiel zu einem Hilfsmittel bei geologischen Untersuchungen geworden, das man nicht mehr missen möchte.

Messung und Beschreibung von Isotopenverhältnissen

Kohlenstoff- und Sauerstoffisotopenverhältnisse werden in der Regel im speziell für diesen Zweck konstruierten Massenspektrometer gemessen. Dazu wird die Probe durch geeignete Aufbereitungsverfahren in CO₂ umgewandelt, und an diesem Gas werden die Verhältnisse ¹³C/¹²C und ¹⁸O/¹⁶O gemessen.

Als Beschreibungsform hat man sich international auf die δ-Nomenklatur geeinigt, bei der die relative Abweichung der Isotopenverhältnisse in Promill, bezogen auf einen festgelegten Standard (PDB) angegeben wird:

$$\delta_{PDB}^{13C} = 10^3 \{ (^{13}C/^{12}C)_{Probe} - (^{13}C/^{12}C)_{Standard} \} / (^{13}C/^{12}C)_{Standard}$$

Die reproduzierbare Meßgenauigkeit liegt mittlerweile in der Größenordnung von 0,01 ‰. Daraus ergibt sich bei einem ausreichendem Sicherheitsabstand zum Untergrund, daß Variationen von 0,5 bis 1 ‰ an aufwärts es Wert sind, interpretiert zu werden.

Interpretation gemessener Isotopenverhältnisse an pedogenen Karbonaten

Festes CaCO₃ wird normalerweise durch Ausfällen aus einer Lösung gebildet. Auch biogen entstandene Karbonate haben gelöstes Bikarbonat als Ursprung. Dadurch werden die Isotopenverhältnisse der Karbonate durch die des gelösten HCO₃⁻ festgelegt. Für dessen Kohlenstoff- und Sauerstoff-Isotopenzusammensetzung muß man unterschiedliche Einflüsse je nach Element in getrennter Form betrachten:

Kohlenstoff-Isotope

Der Kohlenstoff im HCO₃⁻ kann entweder aus dem in Lösung gegangenen CaCO₃ oder aus dem beteiligten CO₂ stammen:



Deren δ¹³C-Werte können in der folgenden Art und Weise, je nach Herkunft variieren:

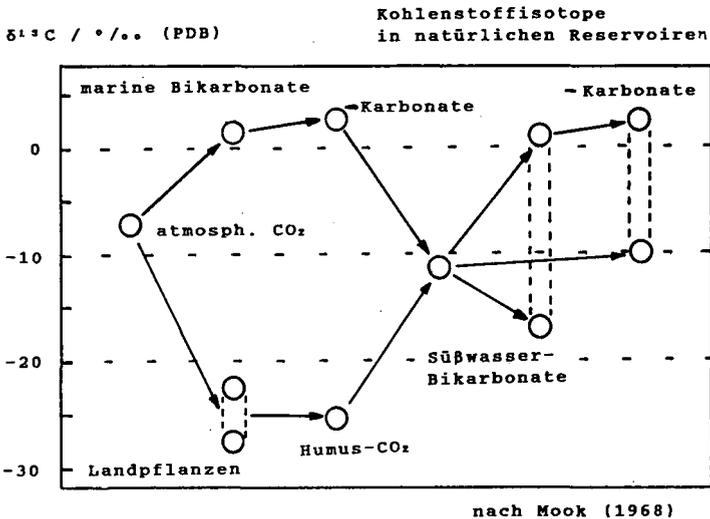
marine Karbonate δ¹³C (CaCO₃) = -3 ... +3 ‰

limnische Karbonate δ¹³C (CaCO₃) = -8 ... -13 ‰

Dabei ist es ohne Belang, ob die Bildung physikalisch-chemisch oder biogen erfolgte. Durch Übergänge im brackischen Milieu sind beliebige Zwischenwerte möglich. Typische δ¹³C-Werte kann man auch für CO₂ unterschiedlicher Herkunft angeben:

Herkunft des CO ₂	Wertebereich	für	δ ¹³ C
atmosphärisches CO ₂	δ ¹³ C = -7 ...		-8 ‰
vulkanisches CO ₂	δ ¹³ C = -4 ...		-8 ‰
biogenes CO ₂ , z.B. aus	δ ¹³ C = -25 ...	der	-30 ‰ Bodenatmung
CO ₂ , aus der Verbrennung fossiler Brennstoffe	δ ¹³ C = -25 ...		-30 ‰

Die Verteilung der δ¹³C-Werte im Karbonatsystem kann in der Darstellung nach Mook (1968) zusammengefaßt werden :



Einfluß des CO₂ auf δ¹³C der rekristallisierten Karbonate

Der δ¹³C-Wert der aus der Bodenlösung ausgefallten Karbonate hängt im wesentlichen davon ab, ob die Lösung weiterhin im Kontakt mit dem gasförmigen CO₂ bleibt (offenes System) oder nicht (geschlossenes System).

a) geschlossenes System

Dieser Fall tritt zum Beispiel dann auf, wenn Regenwasser im Boden CO₂ aufnimmt, ins Grundwasser sickert und dort anstehendes CaCO₃ löst. Hier ist während des Lösungsvorgangs der Kontakt zum gasförmigen CO₂ unterbrochen, und in diesem Fall wird der δ¹³C-Wert des aus der Lösung wieder ausgefällten CaCO₃ je zur Hälfte vom CO₂ und vom angelösten Ausgangskarbonat festgelegt.

Beispiel:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{CO}_2) = -26 \text{ ‰} \quad \delta^{13}\text{C} (\text{CaCO}_3) = 0 \text{ ‰}$$

Für die aus der Lösung gebildeten Karbonate erhält man dann

$$\delta^{13}\text{C} (\text{CaCO}_3) = -13 \text{ ‰}$$

b) offenes System

In diesem Fall steht die Bodenlösung während des Lösens der anstehenden Karbonate weiterhin in Kontakt zu einem Überschuß an gasförmigem CO₂. Werden jetzt die gelösten Karbonate nicht sofort wieder ausgefällt, kommt es zu einem ¹³C-Isotopenaustauschgleichgewicht zwischen dem CO₂ und dem HCO₃⁻. Dies hat zur Folge, daß der Einfluß der Kohlenstoffisotopenzusammensetzung in den Ursprungskarbonaten mehr und mehr zurückgedrängt wird und bei vollständigem Gleichgewicht mit dem CO₂ ganz verschwindet.

Beispiel:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{CO}_2) = -26 \text{ ‰} \quad \delta^{13}\text{C} (\text{CaCO}_3) = 0 \text{ ‰}$$

Für die aus der Lösung gebildeten Karbonate erhält man dann

$$\delta^{13}\text{C} (\text{CaCO}_3) = \delta^{13}\text{C} (\text{CO}_2) + \epsilon$$

Dabei ist ε die Fraktionierung, d.h. die Verschiebung der Isotopenverhältnisse beim Isotopenaustausch, die bei vollständigem Gleichgewichtsaustausch nur von externen Parametern, in diesem Fall vor allem von der Temperatur abhängt. Sie beträgt bei 20°C 9,6 ‰. Also erhalten wir dann

$$\delta^{13}\text{C} (\text{CaCO}_3) = -16,4 \text{ ‰}$$

Zusammenfassend kann man sagen, daß im geschlossenen System die δ¹³C-Werte der ausgefällten Karbonate vom CO₂ und dem anstehenden Karbonat abhängen, während im offenen System alleine das CO₂ die Kohlenstoffisotope prägt. Entscheidend ist dabei die Zeit, die zum Isotopenaustausch verbleibt. Sie kann durch eine hohe Verdunstungsrate oder eine schnelle CO₂-Abgabe verkürzt werden. Dabei kann man den Einfluß der Verdunstung über eine Messung der ¹⁸O-Isotopenverhältnisse erkennen, wie im nächsten Abschnitt gezeigt wird.

Sauerstoff - Isotope

Die Sauerstoffisotope des gelösten HCO_3^- und damit des gefällten CaCO_3 werden vom $\delta^{18}\text{O}$ -Wert aller drei Komponenten CaCO_3 , H_2O und CO_2 festgelegt :

$$\delta^{18}\text{O}(\text{HCO}_3^-) = f (\delta^{18}\text{O}(\text{CaCO}_3), \delta^{18}\text{O}(\text{CO}_2), \delta^{18}\text{O}(\text{H}_2\text{O})).$$

In der Regel findet zwischen CO_2 und H_2O ein ^{18}O -Austausch statt, der zu einem temperaturabhängigen Austauschgleichgewicht führt :

$$\delta^{18}\text{O}(\text{CO}_2) = \delta^{18}\text{O}(\text{H}_2\text{O}) + \epsilon_{18}(\text{T})$$

Durch diese Abhängigkeit reduzieren sich die unabhängigen Einflußgrößen für $\delta^{18}\text{O}(\text{HCO}_3^-)$ auf die Werte von $\delta^{18}\text{O}(\text{CaCO}_3)$ und $\delta^{18}\text{O}(\text{H}_2\text{O})$:

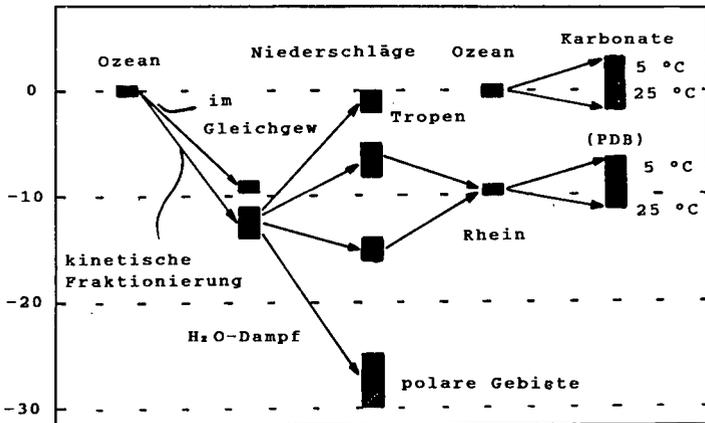
$$\delta^{18}\text{O}(\text{HCO}_3^-) = f (\delta^{18}\text{O}(\text{CaCO}_3), \delta^{18}\text{O}(\text{H}_2\text{O}) + \epsilon_{18}(\text{T}))$$

Dem stärksten Fraktionierungseinfluß ist der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert des Wassers unterworfen. Bei der Verdunstung werden bevorzugt leichtere (^{16}O -) Isotope in die Dampfphase überführt. Durch eine zusätzliche kinetische Fraktionierung beim Verdampfen können bis zu 13 ‰ leichtere $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Wasserdampf erreicht werden. Je nach Breitengrad führt dies zu negativeren $\delta^{18}\text{O}$ -Werten in den Niederschlägen. In unseren Breiten liegen deshalb die Süßwasserwerte bei $\delta^{18}\text{O} = -10$ ‰ SMOW . Dementsprechend verschieben sich auch die möglichen $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Karbonate, je nachdem ob sie marin gebildet wurden oder in einer Lösung mit verdunstetem und wieder als Regen kondensiertem ("Süß-") Wasser ausgefällt wurden.

Mögliche $\delta^{18}\text{O}$ -Variationen im Karbonatsystem (Mook, 1968) :

$\delta^{18}\text{O} / \text{‰}$

Sauerstoffisotope in natürlichen Wasser- und Karbonatreservoiren



nach Mook (1968)

Betrachtet man den Verdunstungsprozeß aus dem Blickwinkel der verbleibenden Restlösung, so führt hier die Verdunstung leichterer ^{16}O -Isotope zu einer Anreicherung der schwereren ^{18}O -Isotope in der Lösung. Karbonate, die aus einer Lösung durch Verdunstung des Lösungsmittels ausgefällt werden, kann man demnach an ihren höheren $\delta^{18}\text{O}$ -Werten identifizieren.

Anwendungsmöglichkeiten

Einige ausgewählte Beispiele sollen zeigen, welche Aussagen aus der Analyse der stabilen Isotope in pedogenen Karbonaten bisher gewonnen werden konnten.

So zeigte Freytag (1985), daß man aus Isotopenanalysen an tunesischen Kalkkrusten wesentliche Informationen zu deren Entstehung ableiten kann. Salomons & Mook (1976) gelang es, den Anteil von pedogenen und lithogenen Karbonaten in Böden zu ermitteln, Rabenhorst et al. (1984) identifizierten diese beiden Anteile, die durch andere Methoden nur schwer zu trennen waren. Janus (1987) machte zum ersten Mal den Versuch, die stabilen Isotope in Lößkarbonaten feinstratigrafisch auszuwerten, während vorher Brunnacker und Mitarbeiter in mehreren ähnlichen Untersuchungen versuchten, mit horizontspezifischen Einzelmessungen auszukommen.

Aus den Messungen von Freytag und Janus kann man erkennen, daß es vor allem wichtig ist, die Probennahme für die Isotopenmessungen in Bodenprofilen in möglichst feinem Raster (1cm) vorzunehmen. Nur so kann man auch alle Variationen innerhalb eines Horizontes auflösen. Horizontspezifische Mischproben verdecken wesentliche Variationen innerhalb eines Horizontes.

Ein Problem bei der Interpretation von Isotopenwerten in fossilen Bodenhorizonten liegt darin, zu entscheiden, ob die Karbonate in einem offenen oder in einem geschlossenen System gebildet wurden. Bei rezenten Böden kann man diese Entscheidung durch direkte Beobachtung leichter entscheiden.

Literatur

Freytag, J. (1985): Das $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Isotopenverhältnis als aussagefähiger Bodenparameter, untersucht an tunesischen Kalkkrusten- und sudanesischen Vertisolprofilen. Hamburger Bodenkundl. Arb. 3.

Janus, U. (1987): Untersuchungen am Löß der südlichen Niederrheinischen Bucht. Kölner Geographische Arbeiten (in Vorb.).

Mook, W. (1968): Geochemistry of the stable carbon and oxygen isotopes of natural waters in the Netherlands. Diss. Univers. of Groningen.

Salomons, W. & Mook, W. (1976): Isotope geochemistry of carbonate dissolution and reprecipitation in soils. Soil Science 122 (1), 15-24.

Rabenhorst, M.C., Wilding, L.P., West, L.T. (1984): Identification of pedogenic carbonates using stable carbon isotope and microfabric analysis. Soil Science Society of America Journal 48 (1), 125-132.

Reliktische Pseudovergleyung in Lößböden NO-Württembergs ?

von

Bleich, Klaus E. *

In dieser lößbedeckten Lettenkeuperlandschaft treten nach NO zunehmend großflächig Pseudogleye auf, die wegen ihrer starken Oberbodenbleichung (2,5 Y 7/1-2) als Graue Pseudogleye ausgegrenzt wurden. Ihr Profilbild wurde als reliktsch angesehen und teils dem Periglazial-Klima, teils einer geringeren Zerschneidung der Landoberfläche zugeschrieben (Müller 1967, S. 22 und Erl. zu Tafel 39). Die rezente Vernässung ist nach Blume und Dietrich (1969) deutlich stärker als in weniger pseudovergleyten Böden weiter im SW, was jedoch (bei zugleich höheren Niederschlägen) auf den Einfluß höher anstehenden ku-Tons zurückgeführt wurde und brauchte somit für gleichmächtige Lößdecken nicht zu gelten. Die Relikt-Natur der Pseudovergleyung blieb damit offen; sie konnte auch durch stärkere Tonverlagerung, höhere periglaziale Verdichtung und Beimengung von ku-Ton oder durch unterlagernde alte Bodenreste ausgelöst sein und sich seither abgeschwächt oder verstärkt haben. Anzeichen für letzteres konnten sich aus dem Vergleich von Marmorierungsgrad (beurteilt nach Naßbleichung) und Vernässungsgrad (beurteilt nach Humusform und -menge, vereinzelt nach vorherrschendem Gräserbewuchs) mit Bezug zur Wasserleitfähigkeit (nach Uzunoglu 1973) ergeben.

Aus den Untersuchungen an Böden jeweils gleicher geomorpher Position in vier Waldgebieten (Nonnenwald und Tränkschlag im NO, Harthäuser Wald und Gärtringer Mark im SW) folgt, daß die Höhe des anstehenden ku-Tons bei den Plateau- (jeweils Nr. 1) und Kuppenprofilen (meist Nr. 3) im NO nicht geringer ist und die Tonzunahme nach unten nicht stärker (Abb. 1a und b). Daß für letztere auch Tonbeimengung aus dem Liegenden anzunehmen ist, ergibt sich mittelbar aus erhöhten Gehalten an ku-Feinsand, der schichtig in die Tone eingelagert ist (Nonnenwald 1 enthält dagegen an der Basis gröbere feuersteinführende "Goldshöfer Sande"); auch hierin unterscheiden sich die Böden im NO nicht von jenen im SW. Alle Profile hatten im jetzigen Unterboden unter 0,8 m Tiefe grobplattiges Lamellengefüge mit Fragipan-Effekt. Nirgendwo wurden unter der Lößdecke stark entwickelte Böden einer älteren Landoberfläche gefunden. In anderen Vorbedingungen kann die stärkere Pseudovergleyung der Böden in NO-Württemberg somit nicht begründet liegen.

Der Vergleich von Marmorierungs- und Vernässungsgrad (Tab. 1) zeigt, daß die

* Institut f. Bodenkunde u. Standortslehre, Universität Hohenheim,
PF 700 562, 7000 Stuttgart-70

größten Unterschiede in der Einstufung nicht im NO, sondern mehr im mittleren Bereich liegen. Die Wasserleitfähigkeit des Plateau-(Hw 1) und Kuppenbodens (Hw 2) unterscheidet sich jedoch nur wenig von der stärker vernäßter Boden (z.B. Tr 1, No 3).

Tab. 1: Feuchteschätzung nach 1) Naßbleichung bzw. Marmorierung und 2) Humusform und -menge (und vorherrschendem Gräserbewuchs) sowie 3) Abschätzung des Relikt-Charakters von 1

n = naß, f = feucht, fr = frisch, (f)n = überwiegend naß usw.
r = regressiv, p = progressiv, - = unverändert

	No 1	2	3	Tr 1	2	3	Hw 1	2	3	Gm 1	2	3
1)	n	n	n	(f)n	(f)n	f	(n)f	f	(f)n	fr-f	f	(f)fr
2)	n	(f)n	(f)n	f bzw. (f)n	(f)n	(f)n	fr-f	fr-f	f	fr-f	f	(f)fr
3)	-	r?	r?	r bzw. -	-	p	r	r	r	-	-	-

(Regressiv sind nach Uzunoglu Böden mit schwächerem Vernässungsgrad, progressiv solche mit stärkerem als der Marmorierung entspricht, ohne daß damit eine Dynamik gemeint ist. Die Abweichung bei Tr1 ergibt sich aus einer lokalen Oberbodenstörung.)

Je kühler und feuchter das Klima heute ist, desto mehr spiegelt offenbar das Profilbild die aktuelle Vernässung wider. Diese zeigt sich auch in der Umlagerung des Eisens (Oberbodenbleichung und Konkretionsbildung, s. Fe_{OS}; z.T. Umlagerung in Senken, s. Fe_t). Wohl aber scheint die Marmorierung teilweise reliktischen Bahnen zu folgen, wie sich aus der Bindung der Laacher-Bimstuff-Schwermminerale an ein präexistentes Rißnetz erkennen läßt, das jetzt gebleicht ist.

Literatur

Blume, H.P. und Dietrich, H.: Wasser und Luft im Jahreslauf. In: Untersuchungen über die Auswirkungen des Fichtenreinanbaus auf Parabraunerden und Pseudogleye des Neckarlandes. Mitt. Ver. Forstl. Standortskd. Forstpflanzenzüchtg. 19, 169, S. 92-105.

Müller, S.: Südwestdeutsche Waldböden im Farbbild. Schriftenreihe Landesforstverwaltung Baden-Württ. 23, Stuttgart 1967.

Uzunoglu, S.S.: Die Beziehung zwischen Staunässe und Marmorierung von Bodenprofilen. Diss. Hohenheim 1973.

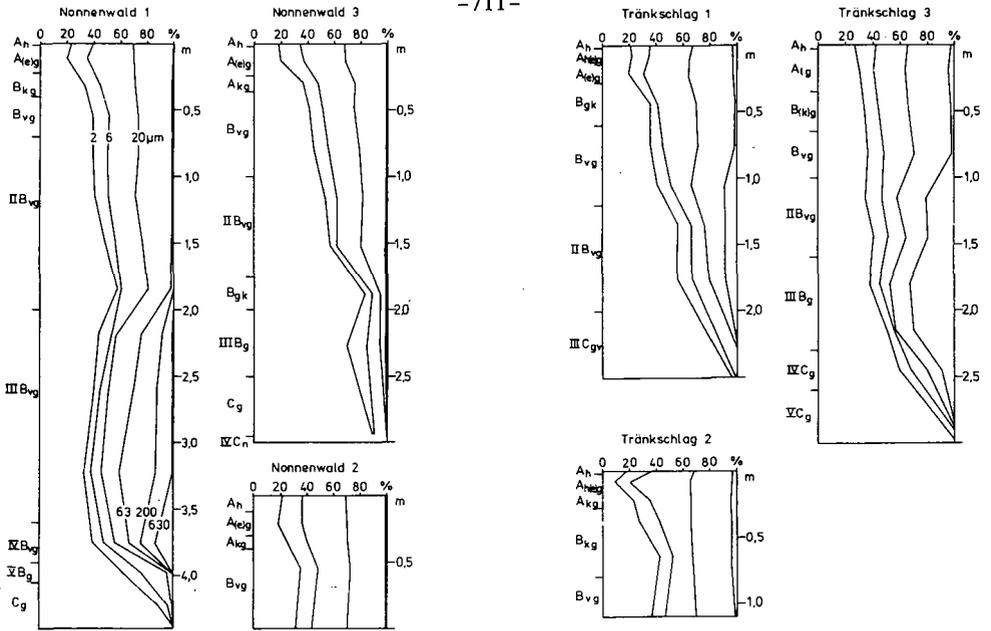


Abb. 1a. Korngrößenverteilung im silikatischen Feinboden

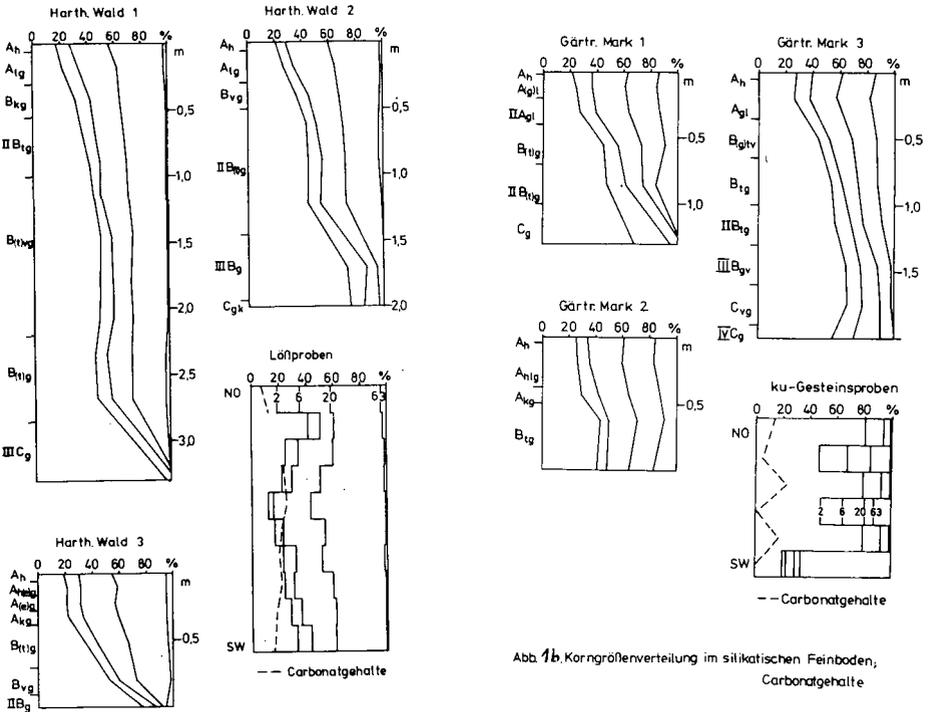


Abb. 1b. Korngrößenverteilung im silikatischen Feinboden, Carbonatgehalte

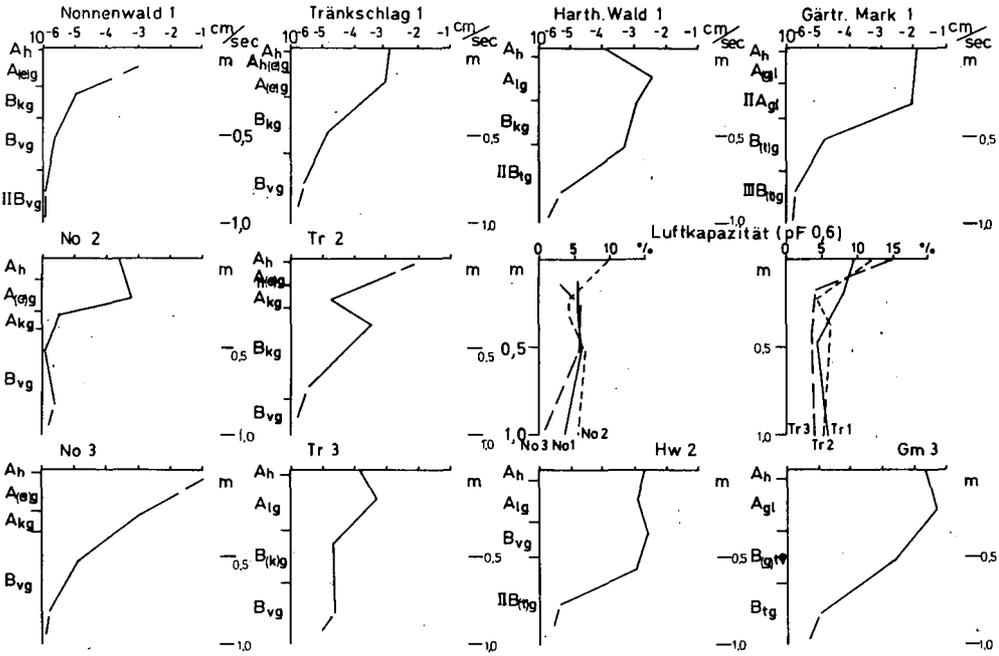


Abb. 2. Wasserleitfähigkeit, Luftkapazität der Profile Nonnenwald und Tränkschlag

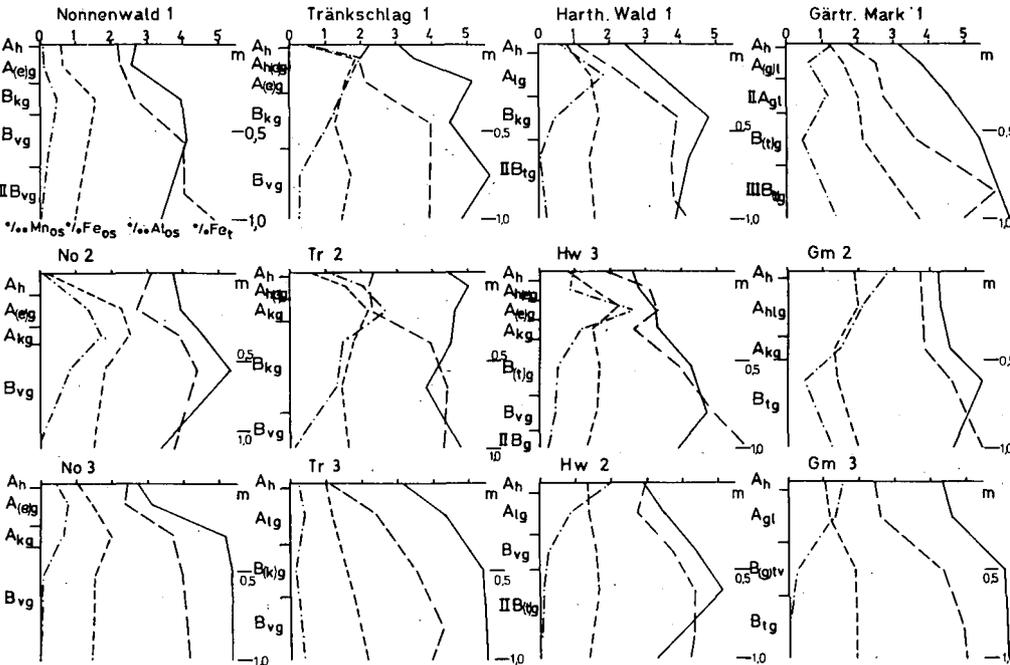


Abb. 3. Verteilung von $Mn_{0.5}$, $Al_{0.5}$, $Fe_{0.5}$ und Fe_t im Feinboden

Problembodengebiete als potentielle Anbauflächen für problem-
bodentolerante NaBreissorten in Süd- und Südostasien

von
Boje-Klein, G.+)

Im Rahmen einer Forschungskoooperation zwischen der Universität Bonn, der Deutschen Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit und dem International Rice Research Institute (IRRI) auf den Philippinen habe ich mich mit Problemböden für den NaBreisbau befaßt. Gegenstand meiner Untersuchung waren saline, sodic, acid sulfate und organic soils. Auf diese vier Bodengruppen zielen die Bemühungen des IRRI ab, durch züchterische Anpassung von Hohertragssorten an die widrigen Bodenverhältnisse die Reisproduktion in den benachteiligten Gebieten zu steigern.

Ponnamperuma berechnete 1975 als Verbreitungsgebiet dieser Böden in Süd- und Südostasien eine Gesamtfläche von 100 Mill. ha. Neben einer aktuellen Bestandsaufnahme stand nun die Ermittlung von Schwerpunktregionen mit größter Nutzungseignung und höchster Nachfrage im Vordergrund.

Zunächst habe ich die Relevanz der Grenzwerte der Problemböden geprüft, denn die allgemeinen Begriffe saline, sodic, acid sulfate und organic soils werden in den einzelnen Ländern unterschiedlich definiert. Mehrere qualitative Klassifikationssysteme (mit und ohne hierarchische Gliederung) und quantitative Systeme (Soil Taxonomy und die FAO Legende, beide teilweise mit Modifikationen) sowie verschiedene Übergangsformen werden verwandt. Diese Verhältnisse habe ich geklärt und relevante nationale wie regionale Bodenserien in Bezug zu Soil Taxonomy und die FAO Legende gesetzt.

Beim Vergleich der Grenzwerte für Problemböden stellten sich bedeutende Unterschiede heraus; so zum Beispiel für saline

+) Ahornweg 20, 5340 Bad Honnef 1
(früher Soil Chemistry Department, IRRI)

soils, deren Grenzwert international bei einer elektrischen Leitfähigkeit von 4 dS/m liegt, in Sabah/Ost-Malaysia mit überwiegend geringer Versalzung aber auf nur 0,5 dS/m festgesetzt wurde. Im Hinblick auf die Salztoleranz normaler Reissorten, die sehr gut mit dem internationalen Grenzwert übereinstimmt, ist ein großer Teil der sogenannten saline soils in Sabah für den Reisanbau unproblematisch.

Die zentrale Frage galt der Eignung der Problemböden für den Anbau problembodentoleranter Reissorten. Hier habe ich drei Kategorien aufgestellt:

- | | |
|-----------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| nonrice problem soils | bei denen schwerwiegende Einschränkungen bestehen und Reisanbau nicht möglich ist; |
| problem rice soils | bei denen geringe oder mäßige Einschränkungen durch problembodentolerante Reissorten kompensiert werden könnten; und |
| nonproblem rice soils | für die problembodentolerante Reissorten nicht erforderlich sind. |

Neben der Nutzungseignung ist die Verfügbarkeit von Problem-bodengebieten für den Anbau problembodentoleranter Reissorten von größter Bedeutung, denn in den betreffenden Ländern gibt es sehr unterschiedliche Landnutzungspläne für diese Gebiete.

Als Beispiele zur Erläuterung meines Konzepts habe ich die Länder ausgewählt in denen Schwerpunktregionen für die Züchtung problembodentoleranter Reissorten liegen:

- | | |
|------------------------|---------------------|
| saline und sodic soils | Indien und Pakistan |
| acid sulfates soils | Vietnam |
| organic soils | Indonesien. |

INDIEN

Saline und potentially saline soils nehmen eine Fläche von 5,5 Mill. ha ein. Davon kommen 3,1 Mill. ha in Küstenregionen (überall in deren Verlauf) vor, 1,4 Mill. ha im Vertisol-Gebiet (auf dem Deccan-Plateau) und 1,0 Mill. ha in ariden und semiariden Gebieten (im Nordwesten des Landes).

Die Fläche der sodic soils beträgt 2,5 Mill. ha. Sie sind hauptsächlich in der Indo-Ganges-Ebene verbreitet.

Reis wird in großem Umfang auf den coastal saline soils unter schwach salzigen bis salzfreien Bedingungen in der Monsunzeit angebaut, mit Ausnahme von Gujarat, wo die Bodenversalzung auch dann noch stark ausgeprägt ist. Im Vertisol-Gebiet kommt Reisanbau nur untergeordnet in einigen Tälern vor, während in der ariden und semiariden Region im Nordwesten Indiens Reisanbau beschränkt ist auf Bereiche mit Kanalbewässerungsmöglichkeit, wie z. B. entlang des Rajasthan- und des Namada-Kanals, die zur Zeit im Bau sind.

Sodic soils sind noch weitgehend öde, bis auf 300.000 ha, die durch Reisanbau urbar gemacht wurden.

Um die potentiellen Flächen für den Anbau salztoleranter Reissorten zu ermitteln, müssen von den 3,1 Mill. ha coastal saline soils 0,7 Mill. ha für solche in ariden Küstenregionen, die ungeeignet sind, und 0,6 Mill. ha für solche unter Mangrovenwäldern, die nicht verfügbar sind, abgezogen werden. In den verbleibenden 1,8 Mill. ha ist die Entsalzung monsunabhängig und damit unsicher, so daß Salztoleranz doch erforderlich ist. Bei den inland saline soils sind solche im Vertisol-Gebiet abzuziehen, weil der Anbau salztoleranter Reissorten dort nur die Versalzung verstärken würde, die bei Bewässerung dieser dichten Tonböden in Erscheinung tritt. Wahrscheinlich nicht alle, aber ein großer Teil der saline soils im trockenen Nordwesten wird durch Reisanbau kulturfähig gemacht werden, aber da bisher keine generelle Flächenangabe erhältlich ist, wird die Gesamtfläche zugunsten von Reis angenommen.

Für alle sodic soils, zumindest in der Indo-Ganges-Ebene, gibt es Landverbesserungspläne, die eine Reis-Weizen Fruchtfolge für Privatland und Aufforstung für Gemeindeland vorsehen. Da die Flächenanteile noch nicht bestimmt werden können, werden die 2,5 Mill. ha als maximale potentielle Anbaufläche für sodic soils tolerante Reissorten betrachtet.

PAKISTAN

In Pakistan ist die ackerbaulich nutzbare Fläche im wesentlichen auf die Indus Ebene beschränkt. Dort ist ein Viertel des

Gebiets oberflächlich versalzt. Der in Pakistan verwendete Begriff salt affected soils umfaßt saline, saline-sodic und sodic soils. Die Analyse von mehr als 24.000 Bodenprofilen (bis 1,8 m Tiefe) ergab ein Verhältnis von 28% saline soils zu 63% saline-sodic soils und 9% sodic soils.

Für das gesamte Staatsgebiet beträgt die Fläche der salt affected soils 10,5 Mill. ha, da jedoch NaBreis nur in der Indus Ebene im Bereich mit Kanalbewässerungsmöglichkeit angebaut werden kann, ist die relevante Fläche dort 3,2 Mill. ha. Von diesem Gebiet sind 2,6 Mill. ha für Landverbesserungsmaßnahmen vorgesehen. Zuerst geht es um die Beseitigung der fleckenartig im Bereich der ackerbaulichen Nutzfläche auftretenden salt affected soils, die insgesamt 1,2 Mill. ha einnehmen. Hier haben Maßnahmen, die Reisanbau einschließen, auf gering versalzten Böden bereits begonnen. Danach könnten 1,4 Mill. ha außerhalb der heutigen Ackerflächen liegenden salt affected lands, für die in Zukunft gewisse Bewässerungsmöglichkeiten bestehen, folgen. Die Gebiete mit extremen salt affected soils, die von vorneherein aus dem Kanalbewässerungsbereich ausgeschlossen wurden, sind hier ohne Bedeutung.

VIETNAM

Nach neuesten Angaben kommen in Vietnam 1,0 Mill. ha saline soils, 2,6 Mill. ha acid sulfate soils und 0,2 Mill. ha organic soils vor (alle hauptsächlich im Mekong Delta).

Auf den coastal saline soils sind die Bedingungen zur Reisanbauzeit relativ günstig. Gute Ernten werden mit der Reissorte IR 42 erzielt, so daß keine Nachfrage nach speziell salztoleranten Reissorten besteht.

Das acid sulfate soils Gebiet ist noch teilweise waldbedeckt, doch ist Reisanbau dort auch üblich. In den letzten Jahren sind Landverbesserungsmaßnahmen durch Anlage flachgründiger Drainage-Systeme und Anbau von Hohertragsreissorten weitflächig durchgeführt worden. Doch einerseits ist diese Methode sehr kostspielig und andererseits werden durch die abgeführten sauren Wasser aus diesen Gegenden andere Gebiete im Mekong Delta in ihrem natürlichen Gleichgewicht gefährdet.

Hier könnten acid sulfate soils tolerante Reissorten beide Probleme lösen.

Nur 0,1 Mill. ha des organic soils Gebiets kommen für den Anbau von organic soils toleranten Reissorten infrage, da nur relativ geringmächtige organic soils geeignet sind.

INDONESIEN

Organic soils bedecken große Teile von Sumatra, Kalimantan und Irian Jaya. Der indonesische Begriff Organosol ist dem der Histosols in Soil Taxonomy ähnlich. Ihre Fläche beträgt 27,1 Mill. ha, davon sind 17 Mill. ha früher als peat soils kartiert worden.

Saline und acid sulfate soils sind auf nationaler Ebene noch nicht kartenmäßig dargestellt, aber auch von geringerer Bedeutung. Ihr Vorkommen überschneidet sich flächenmäßig mit dem der organic soils in den ausgedehnten Küstenebenen. Von der Gesamtfläche der organic soils sind die 17 Mill. ha peat soils zumeist ungeeignet für Reisanbau wegen ihrer grossen Mächtigkeit von generell mehreren Metern. Weitere 0,1 Mill. ha kommen in sehr großer Höhenlage vor, wo sie klimatisch ungeeignet sind für Reisanbau. So verbleiben rund 10 Mill. ha relativ mineralreicher organic soils, die für den Anbau von organic soils toleranten Reissorten in Betracht kommen.

Neuere Bodenkarten zeigen, daß saline, sodic, acid sulfate und organic soils in Süd- und Südostasien eine Fläche von gut 58 Mill. ha einnehmen (Tabelle 1).

Table 1. Extent of problem soils in South and Southeast Asia.

Country	Soil (million ha)				
	Saline	Sodic	Acid sulfate	Organic	Total
Bangladesh	1.4		0.1	0.4	1.9
Brunei				0.2	0.2
Burma	1.2				1.2
India	5.5	2.5			8.0
Indonesia	u		u	27.1	27.1
Kampuchea	0.1		0.3		0.4
Malaysia	u		0.8	2.9	3.7
Pakistan	6.2	4.3			10.5
Philippines	0.4				0.4
Sri Lanka	0.1	0.1		0.1	0.3
Thailand	0.3	0.3	0.2	0.1	0.9
Vietnam	1.0		2.6	0.2	3.8
Total	16.2	7.2	4.0	31.0	58.4

*u = unmapped or overlapping with other problem soil types.

Im Hinblick auf potentielle Anbauflächen für problembodentolerante Reissorten sind Gebiete mit generell für den Reisanbau ungeeigneten Böden (wie saline und sodic soils in Trockengebieten ohne Bewässerungsmöglichkeit; stark saure, flachgründige acid sulfate soils; und organic soils großer Mächtigkeit) sowie Gebiete mit Böden unter relativ günstigen Bedingungen, wo Problembodentoleranz nicht erforderlich ist (wie bei jahreszeitlich entsalzten Böden; mäßig ausgeprägten sodic soils; weitentwickelten, tiefgründigen acid sulfate soils; und organic soils mit einer Mineralbodenauflage), abzuziehen.

Die Nachfrage bezüglich des Anbaus von problembodentoleranten Reissorten wird eingeschränkt durch eine Reihe von Alternativen (wie Naturschutz, oder angepasste Landnutzung, oder erfolgreiche Handhabung des Problemfaktors, oder Konkurrenz profitablerer Anbauprodukte und zuletzt ein reichliches Vorkommen noch ungenutzter, geeigneter Böden/Sabah). Dies ist in Tabelle 2 ebenfalls berücksichtigt.

Die Gebiete wo problembodentolerante Reissorten während einer Landverbesserungsphase angebaut werden könnten (in der Industrie-Ebene, der Indo-Ganges Ebene und dem Irrawaddy Delta), sind in der Gesamtfläche von 23 Mill. ha enthalten.

Table 2. Extent of potential area for adverse soils-tolerant rice varieties in South and Southeast Asia.

Country	Area (million ha)				
	Saline	Sodic	Acid sulfate	Organic	Total
Bangladesh			0.1		0.1
Brunei				0.2	0.2
Burma	1.0				1.0
India	2.8	2.5			5.3
Indonesia			a	10.0	10.0
Kampuchea	0.1		0.3		0.4
Malaysia				0.2	0.2
Pakistan	— 2.6 —				2.6
Sri Lanka	— 0.1 —			0.1	0.2
Thailand		0.3			0.3
Vietnam	0.1		2.6	0.1	2.8
Total	— 9.5 —		3.0	10.6	23.1

^aNo figure available.

Grundlage:

Problem Soils as Potential Areas for Adverse Soils-Tolerant Rice Varieties in South and Southeast Asia, by G. Boje-Klein, IRRI Research Paper Series, No. 119, Nov. 1986.

Bodenchemische Bewertung von Forststandorten im Harz

von

Bouman, Th. und H. Lohmann¹

Im Rahmen einer laufenden Untersuchung zur Erfassung der bodenchemischen Zustände von Forststandorten im Harz wurden bisher über 200 Bodenprofile für chemische Analysen beprobt und ausgewertet. Etwa 100 Profile wurden dabei schwerpunktmäßig auf eine einzige Standorttypenklasse (Grauwacke/Tonschiefer) und eine einzige Baumart (Fichte) gelegt. Dadurch steht auch statistisch verwertbares Datenmaterial für Aussagen über die Aufnahme-genauigkeit des Beprobungsverfahrens und über die Heterogenität eines Standorttypenbereichs zur Verfügung. Im Folgenden soll als Diskussionsmaterial auf eine erste Auswertung dieser 100 Profile eingegangen werden.

Untersuchungsgebiet und standortkundliche Charakteristika

Das Untersuchungsgebiet umfaßt den Nord-West-Harz im Bereich des Forst-amtes Seesen. Die Anlage der Profile erfolgte entlang verschiedener Cate-nen, die so gelegt wurden, daß eventuelle expositionsbedingte Differenzierun-gen der Standorte herausgearbeitet werden können. Die geologische Einheit ist die Clausthaler Kulmfaltenzone, das geologische Ausgangsmaterial umfaßt die Kombination Grauwacke/Tonschiefer/Fließerden. Die Höhenlage ist etwa 400-600 Meter ü.N.N. Bei den Standortexpositionen handelt es sich um Nordhänge, Südhänge und Hochflächen. Der Bodentyp ist eine podsolige Braunerde, nicht hydromorph. Die Humusformen liegen im Bereich feinhumusarmer Moder bis rohhumusartiger Moder. Bestockt sind die Standorte mit Fichtenreinbeständen aller Altersstufen. Die Depositionsbelastung der Bestände kann durch Un-tersuchungen in Lautenthal (1984 SO₄-S von 1.0 kmollÄ/ha) und in Seesen (1985 SO₄-S von 7.5 kmollÄ/ha) eingegrenzt werden.

Bodenchemische Standortcharakteristika

Ein vergleichende Durchsicht der Daten zeigt, daß expositionszuordbare Un-terschiede, auch im Oberboden, kaum differenziert werden können. Eine verti-kale Differenzierung in den Standortprofilen ist nur im Bereich der oberen Zentimeter sichtbar. Als Maß für die Stabilität der Standorte können Ela-stizitätsparameter dienen. Besonders auffallend ist die sehr schwache Basen-versorgung, die unter 5 Prozent liegt. Entsprechend sind die austauschbaren Vorräte an Basen gering und Säuren sind reichlich gespeichert. Trägt man die Versorgung von Basen gegen das Alter der Bestände auf, so wird eine deutliche Altersabhängigkeit sichtbar (in der Graphik am Beispiel von Ca, für Mg

gilt ähnliches). Die Standorte sind also in verschiedenen Phasen ihres Bestandesalters unterschiedlichen Belastungssituationen sowohl durch den hohen Nährstoffbedarf aufwachsender Bestände als auch durch unterschiedliche Depositionseinträge und unterschiedliche Mineralisierungsraten ausgesetzt. Daß die Mineralisierung ebenfalls altersphasenabhängig ist wird in der Graphik Auflagehumus gegen Bestandesalter deutlich. Hier sind allerdings noch weitere Untersuchungen nötig, um kausale Interpretationsmuster angeben zu können.

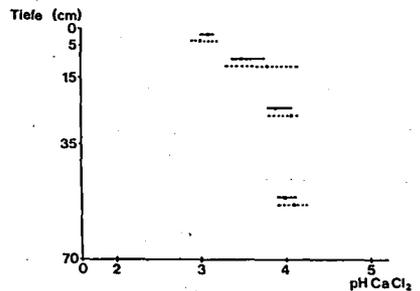
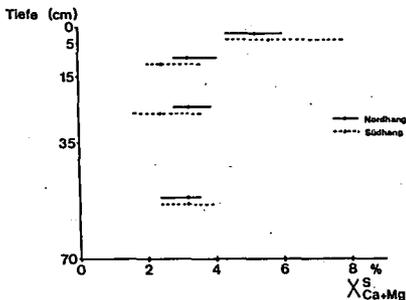
Ökologische Bewertung

Eine erste ökologische Bewertung der Daten ergibt, daß die Gefahr von Säuretoxizität besteht und durchgehend ein Basenmangel herrscht. Außerdem sind wachstums- und behandlungsbedingt Streßsituationen zu vermuten, was für die Stabilität unelastischer Standorte zu kritischen Situationen führen kann.

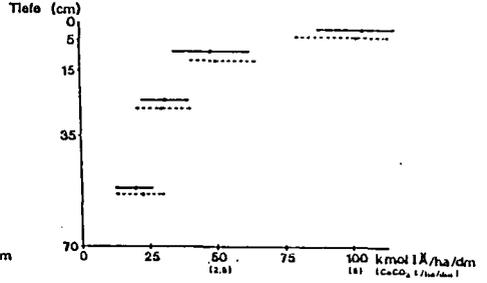
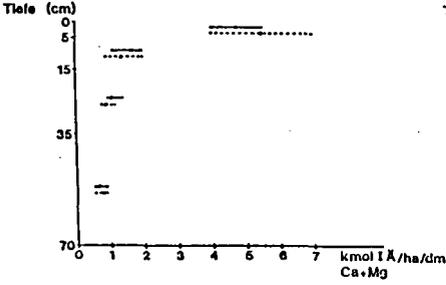
LOHMANN H., BOUMAN TH., 1987: Eine Konzeption zur Forstlichen Standortkartierung unter Bedingungen depositionsbelasteter Standorte. in diesem Tagungsband

LOHMANN H., MEIWES K.J., 1987: Anforderungen an ein Bodenkataster in Niedersachsen aus forstlicher Sicht. Der Forst- und Holzwirt: 139-141

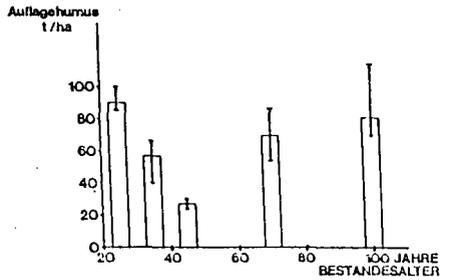
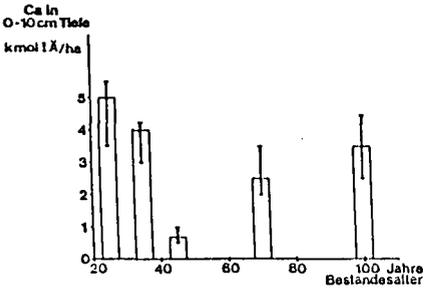
Elastizitätsparameter



Austauschbare Vorräte



Vorräte und Bestandesalter



Zur Datierung und Entwicklungsgeschichte der Bodenbildung des Hauptniveaus der Niederterrasse an der Donau - Diskussion von Befunden aus dem Raum Regensburg

von

Buch, M.W. +)

Problemstellung

Die Frage einer bereits im Spätglazial der Würmeiszeit, also präholozän, bedeutenden Bodenbildung wird bis heute kontrovers diskutiert (vgl. u.a. ROHDENBURG 1978). Unterschiedliche Vorstellungen bestanden auch insbesondere hinsichtlich der chronostratigraphischen Stellung und des (paläo-) klimatischen Aussagewertes der Bodenbildung aus kalkgeröllreichen Niederterrassen-Schottern des Alpenvorlandes, die auf Grund der vielerorts intensiv rötlichbraunen Färbung von KRAUS (1922) als "Blutlehm" bezeichnet, zu zahlreichen Spekulationen Anlaß gab. (vgl. Diskussion bei BRUNNACKER 1957, S. 56-68; DIEZ 1968). Die "Verlehmszone" auf der Niederterrasse im Raum Regensburg wurde von BAUBERGER et al. (1969) im Rahmen der Geologischen Kartierung des Blattes 6938 Regensburg, entsprechend des damaligen Standes der Diskussion zur fluvialen Entwicklung und zum zyklischen vertikalen Sedimentaufbau der Niederterrasse der Donau im Raum Regensburg, sogar als Ausdruck einer mittelmwürmeitlich-interstadialen Bodenbildung angesehen.

Unser Bild von der nacheiszeitlichen Bodenentwicklung in Mitteleuropa wird heute allzu schematisch aus den Ergebnissen der Paläobotanik (vgl. FRENZEL 1983) abgeleitet, obwohl auch hier die Diskussion um den Beginn des Spätglazials i.e.S. (13 300 bis 10 300 Jahre v.H.) noch nicht abgeschlossen ist (Ebenda S. 135-139). Dabei wird allerdings übersehen, daß die Manifestation pedogenetischer Prozesse in Form pedogenetischer Merkmale in hohem Maße abhängig ist von den zur gleichen Zeit wirksamen geomorphologischen Prozessen. Dies gilt insbesondere bei der Betrachtung der breiten, durch ein verzweigtes ("braided") Gerinnebettmuster geprägten Schotterfluren der letzten Eiszeit. Wie das Studium verzweigter Flüsse in rezenten Periglazialgebieten zeigt, gibt es, bedingt durch geringe topographische Höhenunterschiede, eine unterschiedlich intensive Beeinflussung dieser Niveaus durch die vor allem während der kurzen Zeit der Abflußspitzen auftretenden aktuellen Sedimentumlagerung, woraus sich ein Kontinuum der Bodenbildung von den ganzjährig aktiv fluvial geformten Rinnen bis hin zu ganzjährig bereits hochwasserfreien Terrassen ergibt.

Im Rahmen der Untersuchungen zur spätpleistozänen und holozänen fluvialen Geomorphodynamik im Donautal zwischen Regensburg und Straubing (BUCH 1987) wurden neue Befunde zur Datierung und Entwicklungsgeschichte der Bodenbildung der Niederterrasse vorgelegt, die im folgenden anhand ausgewählter Profile des "Hauptniveaus

der Niederterrasse" (Talgrundterrasse I B) (BUCH 1987) vorgestellt und diskutiert werden sollen.

Grundzüge der geologischen und geomorphologischen Gliederung der Niederterrasse

Bei der "Niederterrasse" der Donau im Raum Regensburg handelt es sich, im Unterschied zu Befunden aus anderen Flußsystemen Mitteleuropas um einen Akkumulationskörper im geologischen Sinn, auf dem drei Teilfelder unterschiedlicher relativer Höhenlage unterschieden werden können: das "Deckniveau der Niederterrasse" (I A), das "Hauptniveau der Niederterrasse" (I B) und das "Auflösungsniveau der Niederterrasse" (I C). Diese Differenzierung resultiert aus einer unterschiedlich tiefen Einsenkung eines insgesamt verzweigten Gerinnesystems in die Aufschotterungsfläche des durch die Schotteroberkante des Deckniveaus der Niederterrasse erreichten höchsten vertikalen Sedimentaufbaus der Niederterrasse. Flußdynamisch läßt sich diese erosive Tieferlegung des Gerinnesystems als Metamorphose von einem klassisch verzweigten, zu einem anastomisierenden Flußsystem mit bereits lagestabilen größeren Flußinseln interpretieren.

Die Datierung der drei Teilfelder der Niederterrasse (Talgrundterrasse I) stützt sich auf vor- und frühgeschichtliche und malakologische Funde sowie sedimentologische Befunde in Verbindung mit der erarbeiteten Pedo-Topo-Chronosequenz.

Befunde zur Datierung der Bodenbildung des Hauptniveaus der Niederterrasse

Die für das Hauptniveau der Niederterrasse (I B) kennzeichnende Bodenbildung ist phäno-typologisch als rubifizierte Parabraunerde aus karbonathaltigen fluvialen Sedimenten (Schotter und Sande) anzusprechen, die vor allem durch die rötlich-braune (5 YR >5/>4) bzw. kräftig braune (7,5 YR >5/>4) Färbung des Bt-Horizontes ausgezeichnet ist. Die Mächtigkeit des Bt-Horizontes liegt durchschnittlich bei 60 cm mit zapfenförmigen Fortsetzungen im karbonathaltigen Schotter bis in eine Tiefe von 1,7 m. Der Tongehalt schwankt, z.T. auch engräumig, beträchtlich zwischen 30% und 50%. Der phänomenologische Al-Horizont (s. Diskussion weiter unten !) ist bei einer durchschnittlichen Mächtigkeit von rund 60 cm demgegenüber meist deutlich aufgehellt (7,5 YR 6/4), vielerorts erheblich skelettärmer und weist bei subpolyedrischem bis subpolyedrisch-polyedrischem Gefüge lediglich Tongehalte zwischen 11% und 14% auf. Der pedogenetisch kennzeichnende Prozeß der Lessivierung ist durch ein im Dünnschliff erkennbares typisches Hüllengefüge im Bt-Horizont dokumentiert, bei dem die Quarzkörner von mobilem Tonfließplasma umkleidet sind.

Die so gekennzeichnete Bodenbildung des Hauptniveaus der Niederterrasse unterscheidet sich in der Mächtigkeit des Bt-Horizontes deutlich sowohl von einer Parabraunerde auf einem niedriger liegenden, spätglazial/holozänen Erosionsniveau der Niederterrasse im Bereich der Engtalstrecke der Donau zwischen Kelheim und Regensburg mit einem nur etwa 20 cm mächtigen, bandförmig ausgebildeten Bt-Horizont, als auch vom eem-zeitlichen Bt-Horizont aus rißzeitlichen Schottern der Hochterrasse mit einer Mächtigkeit von 1,6 m, in Verwitterungszapfen z.T. bis in 5 m Tiefe reichend und einem konglomeratisch ausgebildeten Kalkanreicherungs-horizont erst in tieferen Schichten des Schotterkörpers (vgl. HILGART 1987).

Wann war nun die aktive fluviale Formung des Hauptniveaus der Niederterrasse, als Voraussetzung für eine einsetzende Bodenbildung abgeschlossen? Zu dieser Frage kann bereits anhand von typischen Molluskengesellschaften sowie der differenzierten sedimentologisch-pedologischen Gliederung des Deckniveaus der Niederterrasse (I A) Stellung genommen werden.

Der Schotterkörper des Deckniveaus der Niederterrasse wird überdeckt von einer bis zu 3,5 m mächtigen differenzierten Lößabfolge, die gekennzeichnet ist durch eine artenarme und individuenreiche *Pupilla*-Fauna als typischer hochglazialer Molluskengesellschaft von Lößbiotopen nahe der Basis, einer ebenfalls nahe der Basis im Löß auftretenden Zone schwacher Verbraunung (f (Bv)-Horizont) und einer abschließenden Parabraunerde als Oberflächenboden. Es handelt sich damit um die gleiche stratigraphische Abfolge, wie sie für die jungwürmzeitliche Lößabfolge der Hochterrasse im Raum Regensburg **über** einem kräftigen Verbraunungshorizont des Mittelwürms (äquivalent dem Stillfried B-Horizont in Niederösterreich bzw. dem Lohner Boden Nordhessens) und über dem ausgeprägten eem-interglazialen Bt-Horizont aus Schottern bzw. fluvialen Feinsedimenten kennzeichnend ist. Diese Befunde zur stratigraphischen Gliederung der Lößabfolge des Deckniveaus der Niederterrasse zeigen, daß die fluviale Formung dieses höchsten Aufschotterungsniveaus der Niederterrasse einerseits zwar über das Mittelwürm hinaus noch bis zu Beginn des Hochwürms andauerte, andererseits jedoch auch früh im Hochglazial beendet wurde. Damit ist jedoch die Deutung der rubifizierten Schotter-Parabraunerde des Hauptniveaus der Niederterrasse durch BAUBERGER et al. (1969) als WI/WII mittelwürm-terstadiale Bodenbildung nicht mehr haltbar.

Eine an hochglaziale Klimaverhältnisse adaptierte Molluskenfauna aus der Feinsediment-Füllung einer Paläorinne des Hauptniveaus der Niederterrasse (I B) nordwestlich von Straubing mit *Succinea oblonga*, *Pupilla muscorum* und *Pupilla loessica* weist aber auch darauf hin, daß zumindest in einigen größeren Paläorinnen dieses Teilfeldes der Niederterrassenflur die fluviale Formung bereits während des Hochglazials abgeschlossen war. Dies bedeutet, daß aus geomorphodynamischer Sicht potentiell die Voraussetzungen für eine Bodenbildung zumindest in Teilen der Schotterfläche des Hauptniveaus der Niederterrasse gegeben waren.

Der Nachweis für eine einsetzende Bodenbildung läßt sich allerdings erst für das Spätglazial i.w.S. (17 000 bis 10 000 Jahre v.H.) führen. Hier sind die Beobachtungen im Flug- und Dünenandgebiet nördlich der Autobahnausfahrt der A 3 Rosenhof in Verbindung mit vor- und frühgeschichtlichen Funden von Bedeutung. Das nachfolgend beschriebene Profil Min 103 im Bereich der NE-Wand der Kiesgrube Ludwig in der Flur "Straßfeld" (vgl. BUCH 1987, Abb. 24) zeigt die stratigraphische Abfolge entsprechend dem Abbauzustand im Jahre 1984.

Die Basis des Aufschlusses bildet der Schotterkörper der Niederterrasse im Bereich einer Paläorinne. Der Schotterkörper wird überlagert von einem karbonatreichen, schluffig lehmigen, 25 bis 40 cm mächtigen Sumpflöß, der neben einer typischen terrestrischen Lößfauna (*Succinea oblonga* Drap., *Succinea oblonga elongata*

Sndb., *Pupilla muscorum*, *Pupilla loessica* Lzk., *Pupilla* cf. *sterri* (Voith) frgm. und *Pupilla* sp. juv. et frgm.) auch bezeichnende aquatische Arten (*Lymnaea trunculata*, *Anisus leucostomus* Mill. und *Pisidium* sp.) führt. Nach Mitteilungen von Herrn Dr. J. Kovanda (Geological Survey of Czechoslovakia) handelt es sich dabei um eine spätwürmzeitliche (17 000 bis 10 000 Jahre v.H.) Molluskengesellschaft. Bemerkenswert ist m.E. das Vorkommen von *Pupilla loessica* Lzk. als vollkaltzeitlicher Leitart, die zwar häufiger vor dem Alleröd vorkommt, allerdings auch noch der Jüngeren Dryas-Zeit entstammen könnte. Das Sumpflößvorkommen bei Rosenhof zeigt immerhin an, daß zumindest in einigen Bereichen des Hauptniveaus der Niederterrasse noch während des Spätglazials seichte, periodisch wassergefüllte Geländedepressionen (namentlich Paläorinnen) existierten.

Der Sumpflöß wird überprägt durch eine kräftige, dunkel gelblichbraun (10 YR 4/6) bis braun (7,5 YR 5/6) gefärbte, karbonatfreie Verbraunungszone (f Bv - bzw. f Btv-Horizont) mit subpolyedrisch-polyedrischem Gefüge. Dünnschliffe aus dieser Zone zeigen ein braunerdetypisches intertextisches Gefüge mit flockigen Eisen- und Manganoxidanreicherungen sowie initiale Tonverlagerung. Die Verbraunung überprägt örtlich den Sumpflöß in seiner gesamten Mächtigkeit und greift, sobald sie den liegenden Schotterkörper erreicht, zapfenartig in diesen hinein. Der Befund, daß die Verbraunung von der Oberfläche des spätwürmzeitlichen Sumpflößes ansetzt, widerspricht ebenfalls der These von einem mittelwürmzeitlichen Alter der Bodenbildung des Hauptniveaus der Niederterrasse nach BAUBERGER et al. 1969. Die Sequenz wird abgeschlossen durch einen hier bis zu 1 m mächtigen - im zentralen Teil der Düne bis zu 2 m mächtigen - relativ schlecht sortierten, **karbonatfreien** Flugsand, der selbst nur durch eine schwache Verbraunung mit initialer Tonverlagerung überprägt ist; mm bis cm starke Toninfiltrationsbändchen treten noch unterhalb des Bv-Horizontes auf.

Bemerkenswerte Besonderheiten in dem Profilschnitt sind zum einen eine Lage von Hornsteinen und quarzitischer Steinrelikte, die sich horizontkonstant im Bereich der Oberkante bzw. im oberen Drittel des f Bv-, f Btv-Horizont verfolgen lassen, sowie zum anderen grubenförmige Hohlformen, die in den Verbraunungshorizont eingetieft sind, örtlich von den Steinlagen nachgezeichnet werden und mit einer intensiv rostgefärbten, verwürgten Mischung von hangenden Flugsanden und randlichem Bv-, Btv-Material gefüllt sind.

Sowohl die Steinrelikte (Steinartefakte) als auch die Gruben sind im Zusammenhang mit einer vor- und frühgeschichtlichen Besiedlung der Dünen bei Rosenhof zu sehen, die durch Grabungen von SCHÖNWEIß & WERNER (1974) nachgewiesen wurden. Es handelt sich dabei um mesolitische (frühes bis älteres Mesolithikum) und epipaläolithische Funde in den Dünenstränden. Aus dem Niveau des Siedlungshorizontes in den Dünenstränden wurden Grabungen nachgewiesen, die gezielt versuchten, den fossilen Verbraunungshorizont im Liegenden zu erreichen. Die Gründe dafür mögen sehr unterschiedlich gewesen sein; sie reichen von Gruben zur Lehmgewinnung, zur Vorratshaltung bis hin zu Wasserfassungen. Örtlich konnten auch Feuerstellen nachgewiesen werden.

Die Grabungen insgesamt wie der Befund bei Anlage 5 (vgl. SCHÖNWEIB & WERNER 1974, S. 17-26, Abb. 12, S. 18), wo neben einer Grabungsstelle ein Lehmblock (Sitz- oder Werkbank) künstlich errichtet wurde, belegen zum einen, daß der fossile Verbraunungshorizont unter den Dünenansanden bereits zur Zeit der Besiedlung ausgebildet war. Andererseits weisen die in auffälliger Weise direkt unterhalb der Grabungsstellen auftretenden Verwitterungszapfen vom überprägten Sumpflöß in den liegenden Schotter auf ein weiteres Vordringen der Verwitterungsfront zur Zeit und nach der Anlage der Gruben hin. Wie auch an anderen Profilen beobachtet werden konnte, greift dabei die Verwitterung in den lockeren karbonathaltigen Schottern im Vergleich zu dem kohärenten, karbonatreichen Sumpflöß offensichtlich rascher in die Tiefe. Gleichzeitig sind die Merkmale für Lessivierung (Tonhäutchen um die Grobkomponenten) in den Schottern meist deutlicher ausgeprägt, so daß hier die Ansprache der fossilen Bodenbildung als f Bt-Horizont gerechtfertigt ist.

Die Frage des **Beginns** der Dünenansandumlagerung im Donautal östlich von Regensburg - nach den Befunden aus dem Dünengebiet bei Rosenhof zunächst als prämesolithisch zu datieren - kann anhand der ältesten bisher bekannt gewordenen vor- und frühgeschichtlichen Funde, Funde aus dem Späten Magdalénien von der Basis der Dünenansande (vgl. REISCH 1974), weiter in das Spätglazial i.e.S. eingegrenzt werden. Die z.T. senkrecht gestellten, in den hangenden Dünenansand aufgefrorenen Steinartefakte weisen nach Mitteilung von Herrn Werner (Neutraubling) eine braune, lehmige Patina auf, die sie aus dem auch hier im liegenden der Flugsande auftretenden fossilen Verbraunungshorizont stammend ausweisen.

Nach der Datierung des Sumpflösses bei Rosenhof ins Spätglazial i.w.S. (17 000 bis 10 000 Jahre v.H.) einerseits und dem Beginn der Flug- und Dünenansandumlagerung ins Spätglazial i.e.S. (13 300 bis 10 300 Jahre v.H.) andererseits, ergibt sich für die fossile Bodenbildung im liegenden der äolischen Sande eine zeitliche Stellung ebenfalls im Verlauf des Spätglazials i.w.S.. Die in verschiedenen Aufschlüssen beobachteten "kryoturbationsähnlichen" Strukturen sind m.E. allerdings kein Indiz für das erneute Auftreten von Permafrost während der Jüngeren Dryaszeit. Sie können lediglich allgemein als Frostwirkung interpretiert werden, die allerdings auch rezenten Ursprungs sein kann. Die Flugsande wurden auch im Verlauf des Holozäns immer wieder umgelagert, wie Funde der Hallstatt-Zeit unter 40 cm Flugsand und durch eine 4 bis 6 cm mächtige sterile Sandlage von mesolithischen Funden getrennt belegen.

Befunde zur Entwicklungsgeschichte der Bodenbildung des Hauptniveaus der Niederterrasse

In genetischer Verbindung mit den spätglazial/holozänen äolischen Flugsandumlagerungen sind auch die Bodenprofile des Hauptniveaus der Niederterrasse außerhalb der örtlich begrenzten Dünen- und Flugsandfelder zu interpretieren. Wie die mikroskopische Analyse von Proben aus dem phänomenologisch als Al-Horizont anzusprechenden, gegenüber dem Bt-Horizont deutlich skelettärmeren Profilabschnitt hinsichtlich des Rundungswertes (nach SINDOWSKI 1961) sowie der Oberflächengestalt von Quarzkörnern zeigt, liegen hier Schichtprofile mit einer äolisch beein-

flußten Deckschicht vor. Bei günstigen Aufschlußverhältnissen, d.h. bei einer Mächtigkeit der äolisch beeinflussten Deckschicht größer als 60 cm, läßt sich zeigen, daß bereits in dieser Deckschicht eine Parabraunerde entwickelt ist, deren Bt-Horizont dem im Schotterkörper ausgebildeten (fossilen) Bt-Horizont direkt aufliegt bzw. in diesen eingreift (vgl. ausführlicher bei BUCH 1987, S. 81 - 88). Damit kann eine zweiphasige Entwicklungsgeschichte der Parabraunerde des Hauptniveaus der Niederterrasse nachgewiesen werden. Bei geringer Mächtigkeit der äolisch beeinflussten Deckschicht kann der Eindruck entstehen, es handele sich bei der hangenden Bodenbildung nur um eine Braunerde (vgl. WITTMANN 1975).

Danksagung

Herr Dr. J. Kovanda (Geological Survey of Czechoslovakia, Prag) führte freundlicherweise die Mollusken-Bestimmungen durch. Der Universität Regensburg danke ich für die Gewährung eines Promotionsstipendiums in den Jahren von 1984 bis 1986. Die Deutsche Forschungsgemeinschaft unterstützte die Untersuchungen durch Personal- und Sachkosten im Rahmen des Schwerpunktprogramms "Fluviale Geomorphodynamik im Quartär" unter dem Aktenzeichen He 722/18-2.

Literaturauswahl

- BAUBERGER, W., CRAMER, P. & H. TILLMANN (1969): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern 1:25 000, Bl. Nr. 6938 Regensburg. München.
- BRUNNACKER, K. (1957): Die Geschichte der Böden im jüngeren Pleistozän in Bayern. = *Geologica Bavarica* **34**: 95 S.; München.
- BUCH, M.W. (1987): Spätpleistozäne und holozäne fluviale Geomorphodynamik im Donautal zwischen Regensburg und Straubing. = *Regensburger Geographische Schriften* **21** (in Druckvorbereitung).
- DIEZ, Th. (1968): Die würm- und postglazialen Terrassen des Lech und ihre Bodenbildungen.- In: *Eiszeitalter u. Gegenwart* **19**: 102-128.
- FRENZEL, B. (1983): Die Vegetationsgeschichte Süddeutschlands im Eiszeitalter.- In: *Urgeschichte Baden-Württembergs* (Hj. Müller-Beck, Hrsg.), S. 91-166 u. S. 518-523 (Literatur); Stuttgart.
- HILGART, M. (1987): Die Entwicklung des Donautalraumes zwischen Kelheim und Sinzing seit dem Mittelpleistozän - eine quartärmorphologische Studie.- Diplomarbeit Philosophische Fakultät - Geschichte, Gesellschaft und Geographie - Universität Regensburg, 116 S. u. Anhang; Regensburg (unveröffentlicht).
- KRAUS, E.C. (1922): Der Blutlehm auf der süddeutschen Niederterrasse als Rest des postglazialen Klimaoptimums.- In: *Geogn. Jb.* **34**: 169-222; München.
- REISCH, L. (1974): Eine spätjungpaläolithische Freilandstation im Donautal bei Barbing, Ldkr. Regensburg.- In: *Quartär* **25**: 53-71.
- ROHDENBURG, H. (1978): Zur Problematik der spätglazialen und holozänen Bodenbildung in Mitteleuropa.- In: *Beitr. z. Quartär- und Landschaftsforschung* (= *Festschr. J. Fink*), S. 467-471; Wien.
- SCHÖNWEIB, W. & Hj. WERNER (1974): Mesolithische Wohnanlagen von Sarching, Ldkr. Regensburg.- In: *Bayer. Vorgeschichtsbl.* **39**: 1-29.
- SINDOWSKI, K.-H. (1961): Mineralogische, petrologische und geochemische Untersuchungen.- In: *Lehrbuch der angewandten Geologie* (A. Bentz, Hrsg.), Bd. 1, S. 161-278; Stuttgart.
- WITTMANN, O. (1975): Erläuterungen zur Bodenkarte von Bayern 1:25 000, Bl. Nr. 6938 Regensburg; München.

Vorgehensweise bei der Erstellung der Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel

von

E. CORDSEN⁺, H.-K. SIEM⁺⁺, H. FINNERN⁺⁺ und H.-P. BLUME⁺

Im Zuge der Erstellung eines Landschaftsplanes für die Stadt Kiel und nähere Teile ihres Umlandes ist der Entwurf einer **Bodenkarte** als Übersichtskarte im Maßstab 1:20000 als wichtige Planungsgrundlage erachtet worden.

Der **Planungsraum** umfaßt ein Gebiet von gut 150 qkm, von denen rund 110 qkm zum Kieler Stadtgebiet rechnen. Das Untersuchungsgebiet gehört dem schleswig-holsteinischen jungpleistozänen **Moränengebiet** der östlichen Landesteile an. Substrate der Bodenbildung sind Geschiebemergel, Geschiebesande sowie Vorschütt-sande, z.T. periglazial überformt. Toteisbecken und glazial angelegte Rinnen sind von holozänen Sedimenten erfüllt. Das glazial und postglazial entstandene **Relief**, heute im Prozeß der Nivellierung begriffen, weist zwischen Sohle der Kieler Förde und den Endmoränenzügen einen Niveauunterschied von über 100 m auf. Diese Landschaft, bereits seit ca. 4000 Jahren z.T. unter erosionsfördernder landwirtschaftlicher Nutzung, ist seit der Gründung Kiels vor 1242, vor allem seit 1864 grundlegend vom Menschen verändert worden. Durch **Bewirtschaftung** und schließlich **Bebauung** und **Versiegelung** eines großen Teiles der Flächen sind Veränderungen bis hin zu den Ausgangsgesteinen der Pedogenese vorgenommen worden, die heute als Folge der großen Zerstörungen des Zweiten Weltkrieges vor allem im innerstädtischen Bereich aus Trümmern und Bauschutt bestehen.

Ein wichtiges **Ziel** der Bodenkarte Kiels ist daher auch die flächenhafte Darstellung der unterschiedlich stark beeinflussten Gebiete und deren Übergangsbereiche in ihrer Verteilung und standortökologischen Wertigkeit.

Je nach **Variabilität** der Böden in der Fläche ist der Maßstab 1:20000 in der Darstellung im Grenzbereich zwischen topischer und chorischer Dimension angesiedelt. Allgemein läßt sich im jungpleistozänen Moränengebiet Schleswig-Holsteins eine hohe Variabilität feststellen, die durch menschlichen Einfluß besonders im innerstädtischen Bereich eher noch vergrößert worden ist. Eine Zusammenfassung von Böden zu größeren Einheiten ist daher zwingend erforderlich und unterstreicht den Übersichtscharakter der Karte. Bodensoziologische Ansätze zur Bildung solcher Einheiten sind anhand von typischen Abfolgen im Kieler Raum berücksichtigt worden (s. Abb.2).

Die Vorgehensweise bei der Erstellung der Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel fußt auf der Vorstellung, **Gesetzmäßigkeiten der Vergesellschaftung** von Böden in Abhängigkeit von Vorinformationen im Detail aufdecken zu können. Anhand dieser Vorinformationen lassen sie sich in die Fläche übertragen. Voraussetzung dafür ist, daß die wesentlichen strukturierenden Grundlageninformationen flächenhaft vorliegen. Eine Konzeptkarte für das Bodenmosaik einer Kleinlandschaft läßt sich allein anhand von **Vorinformationen** entwerfen. Die exemplarische Kennzeichnung typischer Bodengesellschaften und damit die Überprüfung der Hypothesen für **Flächenausdehnung** und -gestalt sowie für deren Inhalte ist durch enge **Rasterkartierungen** und Aufgrabungen von Profilgruben auf Flächen bis zu 54 ha Größe vorgenommen worden. Entsprechend der nutzungsmäßigen, geologischen, hydrologischen, reliefbezogenen und bodenkundlichen Variabilität der Landschaften sind Rasterpunktabstände zwischen 25 und 100 m gewählt worden. Entlang von Geländeschnitten sind **Catenen** nach denselben Kriterien wie bei den Landschaftsschnitten kartiert worden. Die Bohrabstände sind dabei enger als in oben genannten Rastern gewählt worden. Über das gesamte Untersuchungsgebiet verteilt sind **landschafts-, nutzungs-**

+ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde,
Universität Kiel, Olshausenstraße 40/60, 2300 Kiel 1

++ Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein,
Mercatorstraße 7, 2300 Kiel 1

relieforientiert Aufnahmen in größeren Abständen vorgenommen worden.

In der Regel sind die Aufnahmen als **Zwei-Meter-Kartierung** mit Schlagbohrern erfolgt. Daneben sind auch tiefere Aufgrabungen vorgenommen bzw. vorhandene Aufschlüsse aus Baumaßnahmen aufgenommen worden. Aufgrabungen anstelle von Bohrungen sind vornehmlich im innerstädtischen Bereich aufgrund der Gefährdung von bzw. durch Ver- und Entsorgungsleitungen sowie hoher Skelettanteile der Böden notwendig geworden. Im innerstädtischen Bereich ist eine Durchsicht von Lageplänen der Leitungen eine unumgängliche Voraussetzung für die Kartierung. Insgesamt sind rund 1600 Profile erhoben worden. Die Beschreibungen sind nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung der Geologischen Landesämter von 1982 gemacht worden. Zusätzlich zu den dort genannten Feldmerkmalen sind die pH-Werte in zwei Tiefen gemessen worden. Spezifisch für die Kartierung in Verdichtungsräumen sind weitere Ergänzungen in den Bereichen Merkmale und Bodentypen notwendig gewesen. Die Eichung der Bohrerergebnisse und Gewinnung weiterer Bodenmerkmale sind anhand von 29 im Labor untersuchten **Leitprofilen** erfolgt.

Direkt bodenkundlich verwertbare Informationen haben neben eigenen Felderhebungen die **Baugrundkarte** von Kiel im Maßstab 1:5000 und die Punkt- und Flächendaten der **Bodenschätzung** in den Originalmaßstäben 1:500 bis 1:3000 geliefert. Den rund 1600 aktuellen eigenen **Bohrungen** stehen gut 3700 Grablochbeschreibungen aus der Schätzung gegenüber, die nach dem heutigen Wissensstand bearbeitet worden sind. Die Baugrundkarte hat in der Hauptsache Flächeninformationen erbracht, wie auch die Bodenschätzungskarten über rein bodenkundliche Parameter hinaus Flächenaussagen über die Bodennutzungserhebung geliefert haben. Im außerstädtischen Bereich haben **Bodenarten- und Höhenschichtenkarten** wertvolle Abgrenzungshilfen geliefert, wogegen im innerstädtischen Bereich insbesondere Karten des **Flächenbestandes**, der **Siedlungsentwicklung** und der **Versiegelung** wichtige Informationen für die Ausscheidung von Bodeneinheiten gegeben haben. Neben solchen Vorinformationen, die bereits bei städtischen Behörden und anderen Dienststellen vorgelegen haben, sind Karten der Höhenschichten, der Oberbodenarten, der anthropogenen Bodeneingriffe, der Oberflächengewässer, der Gartenutzung, des Flächenbestandes, der Versiegelung, der Siedlungsflächen und der Kriegslasten nach eigenen Auswertungen selbst entworfen worden. Detaillierte Konzeptkarten lassen sich durch **Flächenüberlagerungen** der für das jeweilige Gebiet vorliegenden Themenkarten erarbeiten (s. Tab.1).

Für die von der Schätzung erfaßten landwirtschaftlich genutzten Flächen hat sich durchschnittlich ein Kennwert von einer Aufnahme je 2,8 ha errechnet, ein Wert, der sich auch unter Einbeziehung aller Unterlagen bei ungleichmäßiger Verteilung für das gesamte Untersuchungsgebiet ergibt.

41 **Bodeneinheiten** wurden ausgeschieden: 15 lithogen stark beeinflussten Typen stehen 6 zumindest stärker pedogen veränderte und 20 nur schwach pedogen überprägte Bodeneinheiten gegenüber. Während sich in neu aufgetragenen Gesteinen häufig erst am Anfang einer Pedogenese stehende Böden wie Lockersyrosem, Pararendzina und Regosol gebildet haben, hat bei stärker pedogen veränderten Böden eine Humusakkumulation oder eine Zufuhr organischer Substrate bei tiefgründiger Bearbeitung stattgefunden, die zur Entwicklung von Hortisolen geführt hat. Die land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden der außerstädtischen Bereiche sind den Braunerden, Parabraunerden, Pseudogleyen, Kolluvisolen, Gleyen und Niedermooren zuzuordnen, je nachdem, auf welchem Ausgangsmaterial, unter welcher Nutzung und in welcher Reliefposition sie entstanden sind.

Jeder Einheit muß der jeweilige **Versiegelungsgrad** der betreffenden Fläche zugeordnet werden, um den Anteil unversiegelter Böden an der **Bodengesellschaft** zu kennzeichnen. Prägend für die Einheiten sind jeweils die genannten Leitbodenformen, neben denen Begleitformen auftreten (s. Abb.1).

Regional verteilen sich die grundlegend anthropolithogen überformten Flächen auf Innenstadt und Stadtrandzentren sowie auf Deponiestandorte, die stärker pedogen veränderten Böden auf den Kleingartengürtel und ältere Siedlungsbereiche um das alte Kieler Stadtgebiet herum und die landwirtschaftlich genutzten schwach überprägten Böden auf die Außenbezirke (s. Abb.1). Auch nach Eingemeindung ländlich geprägter Kommunen im Süden Kiels überwiegen die Flächen derjenigen

Tab. 1: VORINFORMATIONEN ZUR ERSTELLUNG DER BODENKARTE 1:20000 STADT KIEL
Karten, Luftbilder und Bodenaufnahmen

<u>Thema</u>	<u>Maßstab</u>	<u>Verwendung</u>
Aktuelle Topographische Karten der Vermessungsämter zum großen Teil mit Höhen-, teilweise mit Tiefenlinien	1: 500 bis 1: 75000	F 1 2 3 4 6 8 9
Historische Stadtpläne 1652 bis 1883	1: 5000 bis 1: 12500	T 7
Historische Topographische Karten 1652 bis 1879 zum Teil mit Höhenlinien und Tiefenpunkten	1:25000 bis 1:100000	F 3 7
Höhenschichtenkarten mit 2-m- bis 10-m-Höhenstufen	1: 5000 bis 1: 65000	F 3 4 8
Bodenschätzungsunterlagen mit Schätzungsbüchern und Schätzungskarten 1934 bis 1950	1: 500 bis 1: 3000	T 3 4 5 7 8 9
Baugrunderkarte 1948	1: 5000	T 3 4 5 7 8 9
Oberbodenarten nach Bodenschätzung	1:20000	F 3 8 9
Anthropogene Bodeneingriffe 1986	1:20000	F 5 7 8
Amtliche Erhebung über die kriegsgeschädigten Gebäude	ohne Karte	T 5 7 8
Geologische Aufnahmen und Geomorphologische Übersichten	1:25000 und kleiner	F 4 5 8 9
Oberflächengewässer 1950 bis 1986	1: 5000 bis 1: 65000	F 4 8 9
Flächenbestand, flächendeckend und thematisch 1954 bis 1986	1: 5000 bis 1: 50000	F 2 3 5 6 7 8 9
Versiegelung 1986	1:20000	F 5 7 8 9
Siedlungsentwicklung 1242 bis 1986	1:20000 bis 1:100000	F 7 8
Aktuelle Lagepläne der Versorgungsleitungen	1: 500	T 2
Kriegslasten des Zweiten Weltkrieges	1: 5000	T 2 7
Luftbilder IR und SW	1: 4000 bis 1: 16000	F 2 3 6 8 9

Verwendungszwecke der benutzten Vorinformationen

- 1 Darstellungs- und Aufnahmegrundlage
- 2 Vorbereitung von Geländeaufnahmen
- 3 Auswahl von Detail-Kartiergebieten
- 4 Ableitung der Grundwasserverhältnisse
- 5 Ableitung des Ausgangsgesteines
- 6 Abschätzung des Versiegelungsgrades
- 7 Abschätzung des anthropogenen Einflusses
- 8 Abgrenzung von Bodeneinheiten
- 9 Ableitung von Flächeninhalten

F = Unterlagen sind flächendeckend für das Untersuchungsgebiet vorhanden

T = Unterlagen umfassen nur Teilbereiche des Untersuchungsgebietes

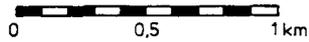


Abb.1: Ausschnitt aus der Bodenkarte 1:20000 Stadt Kiel

- 1 Lockersyrosem aus anthropogen umgelagertem Geschiebesand und -mergel
- 2 Lockersyrosem aus anthropogen umgelagertem Sand
- 3 Lockersyrosem aus anthropogen umgelagertem Lehm
- 4 Regosol aus anthropogen umgelagertem Sand
- 5 Regosol aus anthropogen umgelagertem Lehm
- 6 Pararendzina aus anthropogen umgelagertem Geschiebesand und -mergel
- 7 Pararendzina aus Bauschutt und Bodenaushub, häufig mit humoser Deckschicht
- 8 Pararendzina aus anthropogen umgelagerter Krume über Lehm oder Sand
- 10 Methanosol aus Müll und Bauschutt, häufig mit lehmiger Abdeckung
- 13 Braunerde, basenarm, aus Geschiebesand
- 14 Braunerde, mittel-basisch, aus Geschiebesand
- 15 Braunerde, basenreich, aus Geschiebemergel
- 17 Pseudogley-Braunerde aus Geschiebesand und -mergel
- 19 Parabraunerde, basenreich, aus Geschiebemergel
- 20 Pseudogley-Parabraunerde aus Geschiebemergel
- 22 Kolluvisol, terrestrisch, aus erodierter Krume
- 23 Braunerde-Hortisol aus Sand
- 25 Parabraunerde-Hortisol aus Geschiebemergel
- 29 Kolluvisol, semiterrestrisch, aus erodierter Krume
- 30 Strandrohgley, salzhaltig, aus marinen Sanden
- 31 Gley aus Geschiebe- und Vorschüttsand
- 32 Gley aus Geschiebemergel
- 33 Gley aus natürlicher anthropogener Aufschüttung
- 34 Roh-Gley aus Metall-Abprodukten
- 39 Niedermoor, mächtig
- 40 Niedermoor, mineralisch überdeckt
- 42 Gewässer

- 1- 3 Jüngste Bebauung, Industrieflächen und deren Randbereiche; mittel bis stark versiegelt
- 4- 8 Ältere Bebauung, Randbereiche von Deponien; gering bis mäßig versiegelt
- 10 Deponien, teilweise überbaut; gering bis mäßig versiegelt
- 13+14 Forst, öffentliches Grün, neuere Gärten; gering versiegelt
- 15-22 Acker, fakultatives Grünland; gering versiegelt
- 23+25 Kleingärten, ältere lockere Wohnbebauung mit großen Hausgärten; gering bis mäßig versiegelt
- 29,31+32,39+40 Obligates Grünland; gering versiegelt
- 33+34 Industrieflächen und deren Randbereiche, Bahngelände; mittel/ gering versiegelt

Abb.2: Aufbau und ökologische Eigenschaften typischer inner- und außerstädtischer Bodengesellschaften



Böden, auf die der Mensch verändernd Einfluß genommen hat.

Aus vorliegender Bodenkarte ergibt sich, zum Teil in der Zusammenschau mit den aufgeführten Themenkarten (s. Tab.1), eine große Anzahl von **Ableitungsmöglichkeiten** für unterschiedliche Anwendungsbereiche. Die **Standortseigenschaften** für land- und forstwirtschaftliche sowie für gartenbauliche Nutzung lassen sich anhand der Hinweise auf Wasser- und Nährstoffdynamik der Böden charakterisieren. Vernässungsgefahr und Trittfestigkeit sind Entscheidungskriterien für eine mögliche **Freizeitnutzung** der Böden. Anhand der aufgenommenen Bodenarten und des Bodengefüges läßt sich in gemeinsamer Auswertung mit der topographischen und der Flächennutzungskarte die **Erosionsgefährdung** ableiten. Die **Schwermetallbelastbarkeit** der Böden läßt sich neben Bodenart und Humusgehalt durch die Angabe der pH-Werte abschätzen. Als komplexe Möglichkeit einer weiteren Auswertung und Nutzung der Karte sei hier, basierend auf einer Vielzahl von Merkmalen und Zusammenhängen, die Prüfung der **Umweltverträglichkeit** von Bau- und Gestaltungsmaßnahmen genannt.

Literatur

- Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3.Aufl., Schweizerbart, Stuttgart.
- Blume, H.-P. (1982): Böden des Verdichtungsraumes Berlin. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **33**, 269-280.
- Blume, H.-P. und Friedrich, F. (1979): Bodenkartierung, Standortsbewertung und Ökoplanung. *Verh. Gesellsch. f. Ökologie VII*, 145-152.
- Blume, H.-P. und Runge, M. (1978): Genese und Ökologie innerstädtischer Böden aus Bauschutt. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* **141**, 727-740.
- Böcker, R. (1985): Bodenversiegelung - Verlust vegetationsbedeckter Flächen in Ballungsräumen. *Landschaft + Stadt* **17**, 57-61.
- Cordsen, E., Siem, H.-K. und Lamp, J. (1985): Erfassung der Grablochdaten der Bodenschätzung mit Hilfe von Markierbelegen. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **43/1**, 25-30.
- Fleischmann, R., Hacker, E. und Oelkers, K.-H. (1979): Vorschlag zu einem Übersetzungsschlüssel für die automatische Auswertung der Bodenschätzung. *Geol. Jb. F6*, Hannover.
- Gagel, C. (1912): Geologisch-agronomische Karte der Umgegend von Kiel nebst Erläuterungen. Königlich Geologische Landesanstalt Berlin.
- Grenzius, R. und Blume, H.-P. (1983): Aufbau und ökologische Auswertung der Bodengesellschaftskarte Berlins. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **36**, 57-62.
- Grenzius, R. und Blume, H.-P. (1984): Karte der Bodengesellschaften von Berlin (West) 1:75000; Interdisziplinäres Forschungsprojekt der Techn. Univ. Berlin: Karten zur Ökologie des Stadtgebietes Berlin W.
- Haase, G. (1968): Pedon und Pedotop - Bemerkungen zu Grundfragen der regionalen Bodengeographie. *Ergänzungsh. 271* zu Petermanns Geogr. *Mitteilgn.*
- Habetha, E. (1948): Baugrundkarte der Stadt Kiel im Maßstab 1:5000. Landesanstalt für Angewandte Geologie, Kiel.
- Landeshauptstadt Kiel (1986): Landschaftsplan Kiel, I. Erläuterungsbericht, II. Grundlagenkarten und Anlagen. Baudezernat der Landeshauptstadt Kiel, Garten- und Friedhofsamt, Bearbeitung: G. Horstmann.
- Mutert, E. (1978): Untersuchungen zur regionalen Gruppierung von Böden - durchgeführt an einer Kleinlandschaft im schleswig-holsteinischen Jungmoränengebiet. *Diss. d. Agrarwiss. Fachber. d. Univ. Kiel.*
- Schlichting, E. (1970): Bodensystematik und Bodensoziologie. *Z. Pflanzenernähr. und Bodenkunde* **127**, 1-9.
- Siem, H.-K., Cordsen, E., Finnern, H. und Lamp, J. (1987): Die Bodennutzungserhebung der Reichsbodenschätzung als Information für eine aktuelle Inventur der Böden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **53**, 69-73
- 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**, im Druck.

Maßnahmen für den Funktionsschutz der Böden
Nordrhein-Westfalens

von

Dahm-Arens, H. ^{*)}

Nordrhein-Westfalen verfügt über eine Bodenfläche von 34 000 km². Diesem Areal sind eine Reihe wichtiger und unterschiedlicher Funktionen zu eigen, die aufeinander abgestimmt und darauf ausgerichtet sein müssen, daß der Boden zur Erhaltung seiner Funktionsfähigkeit stets eines besonderen Schutzes bedarf.

So ist der Boden vor allem Produktionsgrundlage für die Land- und Forstwirtschaft; 56 % der Landesfläche werden landwirtschaftlich und 25 % forstlich genutzt. Zum weiteren ist der Boden ein Teil des Stoffkreislaufes, er ist Wasserspeicher und Schadstofffilter. Als Rohstofflagerstätte nimmt er durch die hohe Ressourcenbeanspruchung gerade in Nordrhein-Westfalen eine herausragende Position ein. Schließlich ist der Boden als Standort für Siedlung, für Industrie und Verkehr von überaus großer Bedeutung, hat doch das Land eine Wohnbevölkerung von rund 17,2 Mill.; das entspricht einer Bevölkerungsdichte von mehr als 500 Einwohnern je km², also doppelt so hoch wie im Bundesdurchschnitt. Letztendlich ist der Boden in seiner Gesamtheit der bestimmende Teil der Landschaft.

In Anbetracht dieser weitreichenden Funktionspalette sind erhebliche Anstrengungen nötig, um den Boden als Lebensgrundlage zu bewahren. Neben Luftreinhaltung, Gewässerschutz und Abfallbeseitigung wurde deshalb auch der Schutz des Bodens und seiner Funktionsfähigkeit zu den vorrangigen Aufgaben des Umweltschutzes erhoben, und von der Landesregierung wurde 1985 ein eigenes Bodenschutzkonzept aufgestellt. Außerdem wird durch eine Reihe von spezifischen Gesetzen, die seit

*) Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, De-Greiff-Str. 195,
4150 Krefeld

1973 auf Landesebene erlassen worden sind, versucht, den Boden zu schützen, die vorhandenen bodenrelevanten Regelungen auszuschöpfen und den Erfordernissen der verschiedenen, z.T. konkurrierenden Funktionen des Bodens und ihrer Zusammenhänge anzupassen.

Zu den ökologisch orientierten Regelungen und den Planungsnormen gehören das Gesetz zur Sicherung des Naturhaushaltes und zur Entwicklung der Landschaft, kurz das Landschaftsgesetz, von 1980, geändert und aktualisiert 1987 sowie das Landesplanungsgesetz in der Neufassung von 1979. Sie bilden zusammen mit dem Gesetz zur Landesentwicklung, dem Landesentwicklungsprogramm von 1974 und dem Raumordnungsprogramm von 1976 eine Kodifikation dieses Rechtsgebietes, die den Anforderungen an die normativen Grundlagen einer zeitgemäßen und effizienten Bodenschutzplanung entspricht.

Auch das Naturschutzgesetz, verankert im Landschaftsgesetz von 1980, gehört in den Bereich der Sicherung ökologischer Bodenfunktion. Darin wird strenger Naturschutz für mindestens 3 % der Landesfläche gefordert sowie Nutzungsaufgaben für weitere 7 - 8 %, koordiniert auch im Hinblick auf die Erhaltung der verschiedenen Bodenfunktionen unter Beachtung der pedoökologischen Grundlagen.

Darüber hinaus sorgen nutzungsbezogene Vorschriften für die Erhaltung der land- und forstwirtschaftlichen Funktionsfähigkeit. Das Landesforstgesetz und das Flurbereinigungsgesetz, beide von 1970 und erweitert 1980, beinhalten die Forderungen nach Erhaltung der Nutzungsform und weitgehender Schonung des Bodens bei der Landbewirtschaftung zur langfristigen Sicherung des Bodens und seiner Regelungsfunktion im Stoffkreislauf und als Lebensraum für Pflanzen und Tiere.

Zur Unterstützung und Fortführung dieser Vorschriften und Gesetze wurden 1985 das Forschungsprogramm NRW: "Luftverunreinigungen und Waldschäden" sowie das: "Aktionsprogramm für eine stärker ökologisch ausgerichtete Landwirtschaft in NRW" erlassen. Die hochaktuelle Form der Bodenzerstörung und Beeinträchtigung durch Kulturmaßnahmen, die Bodenerosion, findet darin besondere Beachtung.

Unter den Begriff der nutzungsbezogenen Vorschriften fällt auch das Landes-Abgrabungsgesetz von 1973, das den Abbau landeseigener oberflächennaher Rohstoffe regelt. Die Gewinnung, z.B. von Sand und Kies

oder von Ton und Torf, erfolgt fast nur in geringen Abbautiefen, wobei stets die Oberfläche verletzt wird, i.a. flächenextensiv und bodenzerstörend vorgeht. Durch die Technischen Richtlinien zur Herichtung von Abgrabungsflächen, die 1979, in fortgeführter Form 1984 erlassen wurden, wird der Abbautreibende zur Rekultivierung oder Renaturierung der Ausbeuteflächen verpflichtet, so daß die Wiederaufnahme ihrer Funktion im Ökosystem Boden gesichert ist.

Vorschriften zur Vermeidung und Entsorgung von Schadstoffeinträgen in den Boden sind im Bundes-Immissionsschutzgesetz von 1974, im Landes-Wassergesetz von 1979, geändert 1984, und im Landes-Abfallgesetz von 1973 erlassen. In diesem Zusammenhang ist zu erwähnen, daß seit 1984 in NRW ein Grundwasserüberwachungssystem besteht mit zunächst 940 Meß-Stellen, landeseinheitlich erarbeiteten Parametern und Anschlußmöglichkeiten an übergeordnete Datenverbundsysteme.

In zahlreichen Entschliefungen zu diesen Gesetzen und Regelungen wird gefordert, das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen bei Fragen und Vorhaben, die den Boden betreffen, zu beteiligen. Entsprechend der Aufgabenstellung führt das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen vorrangig Bodenkartierungen verschiedener Maßstäbe durch, wobei das Aufnahme- und Darstellungsverfahren landesweit einheitlich und weitgehend unabhängig vom Maßstab ist. Gleichzeitig werden Gutachten und Stellungnahmen ausgearbeitet, die in vielen Fällen die Basis liefern für die Abstimmung der sich ständig neu ergebenden Anforderungen an Boden, an Natur und Landschaft.

Einige repräsentative Beispiele aus der Fülle der Arbeiten des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen, die als bodenkundlicher Beitrag zum Funktionsschutz der Böden erstellt werden, sollen hier aufgeführt werden.

Zunächst die Bodenkarte i.M. 1 : 50 000. Diese Karten werden flächen-deckend für Nordrhein-Westfalen zügig bearbeitet. Bisher sind von dem insgesamt 72 Blätter umfassenden Kartenwerk 45 ausgedruckt. Für sieben weitere sind die Geländeaufnahmen abgeschlossen, das entspricht mehr als 70 % der gesamten Fläche des Landes. Zu Beginn des nächsten Jahrzehnts wird die Karte 1 : 50 000 vollständig vorliegen.

Eine weitere Karte auf Landesebene ist die Bodenkarte i.M. 1 : 5 000 auf der Grundlage der Bodenschätzung. Sie wird vom Geologischen Landesamt Nordrhein-Westfalen unter Verwendung der Bodenschätzungsergebnisse und der Unterlagen des Hauses bearbeitet und vom Landesvermessungsamt Nordrhein-Westfalen im Zweifarben- bzw. auch Dreifarben- druck herausgegeben. Bisher liegen 6 500 Blätter ausgedruckt vor, das entspricht mehr als 77 % von insgesamt 8 440 Karten des Landes.

Im Rahmen der Bodenkundlichen Kartierung i.M. 1 : 5 000 zur landwirtschaftlichen Standorterkundung werden vorwiegend Gebiete erfaßt, in denen Flurbereinigungsverfahren, anhängig oder wasserwirtschaftliche Maßnahmen geplant sind. Von der insgesamt 1 897 000 ha umfassenden landwirtschaftlichen Nutzfläche des Landes sind bisher 875 000 ha aufgenommen worden, d.h. fast 50 %. Die jährliche Kartierleistung beträgt rund 25 000 ha. Karten und Erläuterungen werden nicht gedruckt, sondern nur in wenigen Exemplaren handkoloriert an die zuständigen Ämter ausgeliefert.

Auch die Forstbodenfläche des Landes wird i.M. 1 : 5 000 bodenkundlich kartiert. Im Hinblick auf die fortschreitende Bodenversauerung und die weiter zunehmenden Waldschäden in Nordrhein-Westfalen wird der Bodenkartierung zur forstlichen Standorterkundung Priorität eingeräumt. Durch zusätzliche Gelder vom Minister für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen werden seit vorigen Jahres 12 weitere Mitarbeiter über Arbeitsverträge für dieses Spezialgebiet beschäftigt, so daß zur Zeit mehr als 20 Bodenkundler in der Forstbodenkartierung tätig sind. Von den 835 000 ha waldbaulich genutzten Flächen des Landes sind bisher 200 000 ha aufgenommen, rund 25 %. Die jährliche Kartierleistung beträgt auch hier etwa 25 000 ha. Diese Karten werden ebenfalls nur handkoloriert ausgeliefert.

Im Bereich der forstlichen Standortkartierung ist die Wahrnehmung des Naturwaldzellenprogramms angesiedelt. Natürliche Waldgesellschaften Nordrhein-Westfalens werden in verschiedenen Boden- und Wuchsprovinzen erfaßt und als Repräsentanten naturnaher Waldtypen dargestellt. Inzwischen sind 60 Naturwaldzellen mit einer Fläche von 1 000 ha ausgewiesen worden. Sie dienen gleichzeitig als Dauerbeobachtungsflächen für Waldbau und Vegetationskunde.

Als ähnliche, aber kleinere Dauerbeobachtungsflächen sind die im Bereich des linken Niederrheins ausgewiesenen 40 forstlichen Weiserflächen anzusehen, bei denen die Auswirkungen der Sumpfungmaßnahmen durch den Braunkohlenabbau auf Boden und Vegetation untersucht werden

Zu einer umfangreichen Arbeit im Problembereich "Nitrate in Böden" ist das Geologische Landesamt Nordrhein-Westfalen in jüngster Zeit angetreten. Mit zusätzlichen Geldern des Ministers für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft sind seit Juli dieses Jahres fünf außerplanmäßige Mitarbeiter damit beschäftigt, die potentielle Nitrataustragsgefährdung der Böden landesweit zu erfassen. Aufgrund unterschiedlicher bodenphysikalischer Eigenschaften, besonders der nutzbaren Feldkapazität, des durchwurzelten Bodenraumes, des Humusgehaltes und des Grundwasserflurabstandes sowie der Denitrifikation werden die Böden in Klassen eingestuft und in einem möglichst flächendeckenden Kartenwerk dargestellt. Die Basis liefert die Bodenkarte 1 : 50 000, insbesondere mit der lückenlosen Darstellung der grundwasser-schützenden Funktion "Deckschichten". Die Bodenkarte wird, u.a. auch für diesen Zweck, zur Zeit digitalisiert. Die Bearbeitungsdauer der Nitrat-Auswertekarten ist auf fünf Jahre begrenzt.

Eine landesspezifische Arbeit ist die Beteiligung bei der Rekultivierung der riesigen ausgekohlten Tagebaue im Rheinischen Braunkohlenrevier und der Bergehalden im Ruhr-Steinkohlenbergbau. Dabei geht es zunächst um die Lößinventur, dann um den Lößauftrag im Trocken- und Spülverfahren und schließlich um die Funktion der Neuböden als landwirtschaftliche oder forstliche Nutzfläche. Bei den Halden im Ruhrgebiet bestimmt die Integration der Halden in die Landschaft bei minimalem Flächenverbrauch die Aufgabe. Untersuchungen der Haldenoberfläche als Pflanzenstandort, angemessener Entwässerung als Erosionsvorsorge und Sicherstellung des Grundwasserschutzes laufen in Forschungsprojekten des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen.

Zur Frage der Funktionsfähigkeit des Bodens als Friedhofsfläche werden bis zu 100 bodenkundlich-geologische Gutachten pro Jahr abgegeben, da die Hygiene-Richtlinien des Landes von 1979 die Stellungnahme des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen über die Eignung der Böden für Bestattungszwecke bei Neuanlage und bei Erweiterungen notwendig machen.

Die Ausweisung und Nutzungsempfehlung von Naturparken basiert ebenfalls auf bodenkundlichen Untersuchungen. Gegenwärtig verfügt Nordrhein-Westfalen über 14 Naturparks unterschiedlicher Größe, die vom GLA z.T. bodenkundlich untersucht worden sind.

Auch für die Aufstellung wasserwirtschaftlicher Rahmenpläne, die vor allem für die vorsorgliche Sicherung künftig zu nutzender Grundwasservorkommen herangezogen werden, sind Bodenkarten eines ganzen Flußsystems mit seinem Vorflutgebiet in Arbeit. Untersucht und auf Bodenkarten 1 : 10 000 dargestellt sind bisher das Rur-Indetal zwischen Aachen und Mönchengladbach sowie die Täler der Emscher, der Lippe und der Ems in Westfalen.

Diese Ergebnisse sind weiter ausgewertet worden für Karten kleinerer Maßstäbe, z.B. die Karte der Grundwasserlandschaften in Nordrhein-Westfalen 1 : 500 000 und für die Karte der Verschmutzungsgefährdung der Grundwasservorkommen in Nordrhein-Westfalen, ebenfalls i.M. 1 : 500 000. Beide Karten sind vom Geologischen Landesamt Nordrhein-Westfalen im Druck herausgegeben worden. Sie liegen seit 1980 in 2. Auflage vor.

Die Frage des Funktionsschutzes der Böden steht auch im Vordergrund bei der Herstellung von Geopotentialkarten, wobei Vorkommen und Grenzen der natürlichen Ressourcen - Rohstoffe, Grundwässer und Böden - in einer Karte dargestellt werden.

Schließlich ist noch zu erwähnen, daß nach einem Entwurf der Sonderarbeitsgruppe "Informationsgrundlagen Bodenschutz" von 1986 die Forderung besteht, ein landesweites, ADV-gestütztes und fortschreibbares Bodeninformationssystem aufzubauen und zu betreiben. Die während der Bodenkartierungen entnommenen Bodenproben und die daraus ermittelten Grunddaten, insgesamt sind 15 000 im Archiv des Geologischen Landesamtes Nordrhein-Westfalen erfaßt, sollen aufbereitet, gespeichert und zu Gesamtbildern verknüpft werden. Die Bodenprobenbank, die z.Z. im Aufbau ist, soll ein wesentlicher Bestandteil der zukünftigen Bodenbeobachtung des Landes sein.

Bodenkundliche Auswertungskarten als Planungsgrundlage
für das Flurbereinigungsverfahren

von

Eckelmann, W. und F. Raissi *

1. Zusammenfassung

Die Erweiterung des Aufgabenspektrums im Flurbereinigungsverfahren insbesondere durch Aspekte der Landschaftsgestaltung und der Landschaftspflege erfordert eine Weiterentwicklung der 'Bodenkundlichen Planungskarte 1:5 000'. An drei Auswertungsbeispielen aus dem lößbedeckten Bergland wird gezeigt, daß die Berücksichtigung des Bodens als bestimmendem Landschaftselement unverzichtbar und durch geeignete Karten sicherzustellen ist.

2. Die 'Bodenkundliche Planungskarte 1:5 000' für die Flurbereinigung

Ursprüngliches Ziel des Flurbereinigungsverfahrens ist die Verbesserung der Agrarstruktur vor allem durch Flächenvergrößerung und Optimierung des Wege- und Gewässernetzes. Die für diesen Zweck entwickelte 'Bodenkundliche Planungskarte 1:5 000' folgt dieser Aufgabe, indem sie neben einer ausführlichen Beschreibung der bodenkundlichen Bedingungen im Untersuchungsgebiet vor allem Angaben über besondere Nutzungskriterien und Meliorationserfordernisse für die Landwirtschaft enthält, die sämtlich die Verbesserung der Nutzungsbedingungen zum Ziel haben (z. B. Drän-, Meliorations- und Beregnungsbedürftigkeit; CAPELLE 1985).

Die Grenzführung auf der 'Bodenkundlichen Planungskarte 1:5 000' folgt den Grenzen der Bodenschätzung vor allem aus Gründen der parzellenbezogenen Aussage z. B. für die Tauschfähigkeit von Flächen untereinander. Morphologische Folgerungen sind deshalb nur sehr eingeschränkt möglich (IMAMOGLU und LÜDERS 1981).

3. Neue Aufgaben für die Flurbereinigung

Nutzungen in Landschaftsräumen sind um so konfliktrichtiger, je weiter sich die angestrebte Nutzungsform von der natürlichen Nutzungseignung entfernt. Das gilt insbesondere für Landschaften, in denen ein kleinräumiges Nebeneinander von naturnah und intensiv genutzten Arealen existiert. Das angewandte Flurbereinigungsverfahren soll die verschiedenen Interessen zusammenführen mit dem Ziel, ein integriertes, harmonisches Landschaftsgefüge entstehen zu lassen. Damit wird deutlich, daß die Berücksichtigung des Bodens als bestimmendem Landschaftselement unverzichtbar und durch geeignete Karten sicherzustellen ist (UHLIG 1985; AID 1987).

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

Als bodenkundliches Basiskartenwerk wird wie bisher eine Grundlagenkarte gefordert, die allerdings durch eine morphologisch begründete Grenzführung den Fragen des Natur- und Landschaftsschutzes besser gerecht werden kann. Die Legende zu dieser Karte kann im wesentlichen die bisherigen Inhalte übernehmen. Darüber hinaus werden Auswertungskarten erforderlich sein, die landschaftliche Zusammenhänge und Probleme erkennen lassen (vgl. Tab. 1).

4. Auswertungsbeispiele

4.1 Bodenbewertung

Böden mit vorwiegend hohem Ertragspotential und hoher Ertragssicherheit sollten für die Nahrungsmittelproduktion nach Möglichkeit erhalten bleiben. Zur Aufrechterhaltung einer leistungsfähigen Landwirtschaft sind durch eine entsprechende Darstellung von Landschaftshaushaltszusammenhängen in Auswertungskarten solche Gebiete zu kennzeichnen, deren Standorteigenschaften die hierfür erforderlichen Bedingungen bestmöglich erfüllen. Für die Beurteilung dieser Standorteigenschaften ist allerdings noch die Entwicklung eines Bewertungsmodells erforderlich. Ersatzhalber können als bodenkundliche Entscheidungskriterien die Löslichkeit, die Hangneigung und Vernässungsfreiheit im Oberboden gewählt werden.

4.2 Standorteignung

Durch die neuen Aufgaben im Bereich der Landschaftspflege und -entwicklung sollten auch solche Böden (Standorte) gekennzeichnet werden, die zur Gliederung des Landschaftsbildes vorrangig beitragen können. Dieses Ziel können im Interessenkonflikt Ökonomie-Ökologie besonders gut Böden mit ungünstigen landwirtschaftlichen Produktionsbedingungen erfüllen. Dazu zählen z. B. Standorte mit einer Hangneigung $> 18\%$; mit hohen Steingehalten, flacher Gründigkeit, unzureichender Wasserversorgung oder starker Vernässung und Flächen, die durch ihre besondere morphologische Situation (enge Täler) für landwirtschaftliche Nutzung nur eingeschränkt verwendbar sind.

Die Darstellung derartiger Flächen auf einer Auswertungskarte vermittelt zusammenhängende Areale, die für Zwecke der Landschaftsgliederung in aller Regel gut geeignet sind und auf Möglichkeiten zur Ausweisung von Flächen für Sondernutzungen, extensive Nutzungen und Naturschutz (z. B. Trockenrasen, Feuchtbiotope) hinweisen.

4.3 Bodenschutz

Aus der großen Anzahl schutzbedürftiger Böden werden als erosionsgefährdete Standorte solche gekennzeichnet, deren Oberboden bei hohem Schluffgehalt und entsprechender Neigung Erosionsgefahr durch Wasser erwarten läßt. In Abhängigkeit vom Landschaftstyp sind unterschiedliche Gefährdungen anzunehmen und unter Verwendung vorhandener Bewertungskriterien in Karten zu kennzeichnen. Es ist anschließend Aufgabe des Flurbereinigers, durch entsprechende Gestaltung der Flur das Gefährdungspotential so gering wie möglich zu halten.

TABELLE 1:

Bodenkundliche Themen für Auswertungskarten zum Flurbereinigungsverfahren

Bodennutzung	Bodenbewertung	Naturschutz und Landschaftspflege	Boden- und Grundwasserschutz
<ul style="list-style-type: none"> - Nutzungseignung (Acker, Grünland, Forst, Biotop) - Bearbeitbarkeit - Bearbeitungsrichtung - Schlaglänge - Meliorationsbedürftigkeit, -würdigkeit, -möglichkeit - landwirtschaftlicher Wegebau 	<ul style="list-style-type: none"> - Wertermittlung auf der Grundlage bodenkundlicher Parameter (Bodenfruchtbarkeit) 	<ul style="list-style-type: none"> - Feuchtgebiete und deren Randbereiche (Schutz-zonen) - Trockenstandorte - Biotopverbundsystem - Darstellung von Landschaftshaushaltszusammenhängen - Gewässerplanung/-gestaltung 	<ul style="list-style-type: none"> - Erosionsgefährdung durch Wind und Wasser - Verdichtungsgefährdung - Schadstoffeintrag in Abhängigkeit von Nutzung, Standort, Klima - Versauerungsgefährdung - Auswirkungen von Grundwasserabsenkungen auf den Standort

5. LITERATUR:

AID Hrsg., (1987): Flurbereinigung, Landwirtschaft und Naturschutz.
- AID-Heft 1190: 2-16; Bonn-Bad Godesberg.

CAPELLE, A. (1985): Die bodenkundliche Planungskarte für die Flurbereinigung. - Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges., 43/II: 725; Göttingen.

IMAMOGLU, A. und R. LÜDERS (1981): Die bodenkundliche Auswertung der Bodenschätzung für Zwecke der Flurbereinigung. - Z. Kulturtechnik und Flurber., 22: 274-278; Berlin, Hamburg.

UHLIG, J. (1985): Berücksichtigung ökologischer Belange im Flurbereinigungsverfahren. - AID-Informationen, 4312: 1-10; Bonn-Bad Godesberg.

Einflußfaktoren auf die Entkalkung schleswig-holsteinischer Marschböden

von

Finnern, H. *) und Brümmer, G. **)

Einleitung

Sowohl aus wissenschaftlicher als auch aus praktischer Sicht ist bedeutungsvoll, welche Einflußfaktoren auf die Entkalkung von Marschböden eingehen, die Böden hinsichtlich ihrer Klassifikation als auch hinsichtlich ihrer Nutzungsmöglichkeiten verändern.

So ist es nicht verwunderlich, wenn sich die bodenkundlichen Arbeiten in vielfältiger Weise im Lande Schleswig-Holstein mit den Böden der Marsch befassen, liegen doch hier einerseits in den Kalkmarschen die ertragsreichsten Ackerstandorte, andererseits im Gebiet dieser holozänen Ablagerungen die größten Problemgebiete, wenn man z.B. an die Erschwernisse der Nutzung in den tiefliegenden Gebieten durch hohe Grundwasserstände und Vernässungen u.a. denkt. Dies hatte zur Folge, daß der Westküstenraum in den 50iger Jahren in das Programm Nord - ein Förderungsprogramm - aufgenommen wurde.

Seit 1957 wird seitens des Geologischen Landesamtes die bodenkundliche Kartierung in verschiedenen Maßstäben durchgeführt, um für Planungen bodenkundliche Grundlagen - auch in Form von Bodenkarten - zur Verfügung zu haben. Aber nicht nur das GLA sondern auch das Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel hat in einer Vielzahl von Arbeiten grundlegende Erkenntnisse über die Marschen erarbeitet und publiziert, u.a. zur Genese und Klassifizierung der Marschen beginnend in den 60iger Jahren.

Über die Einflußfaktoren auf die Entkalkung gibt es bereits eine Reihe von Arbeiten, nicht zuletzt von BRÜMMER (1968) und in den folgenden Jahren. Diese Erkenntnisse wurden jedoch an typischen Standorten ermittelt, an einer verhältnismäßig kleinen Anzahl von Böden und Profilen.

*) Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein, Mercatorstr. 7, 2300 Kiel 21

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

Untersuchungen

Wir haben nunmehr aufbauend auf dem vorliegenden Kartenmaterial und von knapp 10 000 Bohrungen aus der bodenkundlichen Kartierung in 2 Arbeiten von A. MESTARS (1986) und H. HACKMANN (1986) die bisherigen Erkenntnisse überprüft.

Die Untersuchungen über Einflußfaktoren auf die Entkalkung wurden durchgeführt im Gebiet der Kreise Nordfriesland und Dithmarschen und im Gebiet der schleswig-holsteinischen Elbmarschen. Das gesamte Gebiet umfaßt mehr als 2 500 km².

Schon bei der Bodenentwicklung im Vorland wird der Carbonatvorrat der Sedimente im Schlickstadium durch organische Säuren angegriffen. Für die Entkalkung im Schlick, aber auch während der weiteren Bodenreifung ist der Schwefelmetabolismus besonders wichtig, d.h. Reduktion der Eisenoxide und der Meerwassersulfate, Abbau der primären organischen Substanz, Produktion von CO₂ u.a. (BRÜMMER, 1968). Tongehalt und Gehalt an organischer Substanz korrelieren eng mit dem Schwefelgehalt. Eine intensive Schwefelakkumulation beeinflusst entscheidend die Carbonatlösungsvorgänge, also vereinfacht: viel Ton und viel organische Substanz führen über die Erhöhung des Schwefelgehaltes zu einer Intensivierung der Entkalkung.

Die Carbonate in den Schlick/Sedimenten sind fast ausschließlich organischen Ursprunges (2,3 - 7,9 % CaCO₂) und der mittlere Carbonatgehalt der schleswig-holsteinischen Böden beträgt 7 - 8 %, hauptsächlich in der Schluff-Fraktion, Tone sind ärmer. Beziehungen bestehen zwischen steigendem Ton- und Schluffgehalt einerseits und zunehmendem Gehalt an organischer Substanz andererseits.

Die Einflußfaktoren auf die Entkalkung wurde untersucht:

- in etwa 150 Kögen unterschiedlichen Alters
- in dem Einfluß der Bodenart
- in der Nutzung.

Das Alter des Kooges ist der wichtigste Parameter, von dem die Entkalkungstiefe abhängt. In Abb. 1 - nach A. MESTARS - sind 50 Köge unterschiedlichen Alters aufgetragen. Mit steigendem Alter der Köge nimmt die Entkalkungstiefe zu, die ermittelten Werte liegen eng bei der errechneten Regressionsgeraden, wobei sich für 100 Jahre ein Wert von 9,28 cm, für 300 Jahre ein

Abb. 2: Abhängigkeit zwischen Alter der
Köge und Entkalkungstiefe
Beziehung zur Bodenart
Sand/Schluff

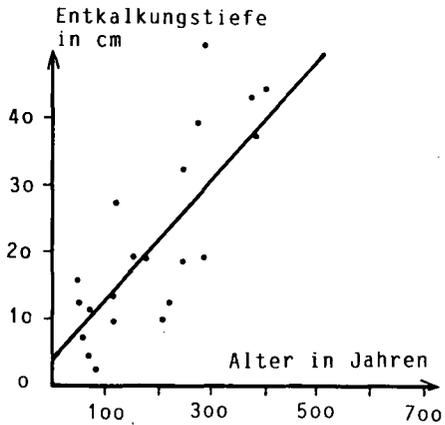
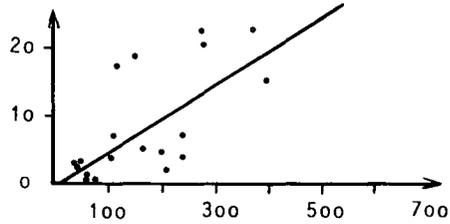


Abb. 3: Abhängigkeit zwischen Alter der
Köge und Entkalkungstiefe
Beziehung zur Bodenart
Schluff/Ton

Entkalkungstiefe
in cm

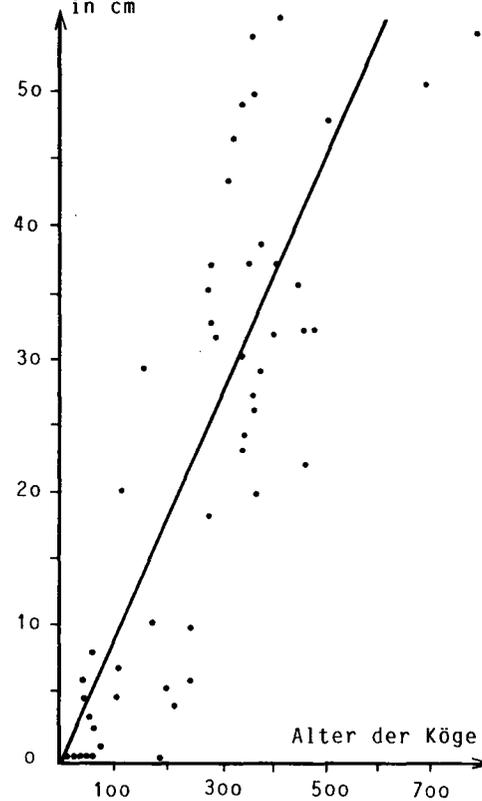


Abb. 1: Alter der Köge und Entkalkungstiefe

Wert von 27,23 cm Entkalkung ergibt. Die Streuung der Werte ist bedingt nicht nur durch das Alter der Köge, sondern durch weitere Faktoren, wie Bodenart, Nutzung, Gehalt an organischer Substanz, Höhe des Grundwasserstandes, Zerteilungsgrad der Carbonate, Schwefelmetabolik und bei landwirtschaftlicher Nutzung durch die Kalkung.

Ausgewertet wurden aus Karten und Bohrprotokollen der Einfluß der Bodenart auf die Entkalkungsintensität. Dabei wurden zusammengefaßt Böden überwiegend aus Feinsand/Schluff und Schluff/Ton.

Die Abbildungen 2 und 3 nach MESTARS zeigen die Abhängigkeit der Entkalkungstiefen vom Alter der Köge bei unterschiedlicher Bodenart, in Abbildung 2 bei Böden aus schluffigem Feinsand bis feinsandigem Schluff, in Abbildung 3 bei Böden aus tonigem Schluff bis schluffigem Ton.

Die Abbildung 4 - verändert nach HACKMANN - zeigt den Entkalkungsverlauf von einigen Marschbodentypen in ausgewählten unterschiedlich alten Kögen.

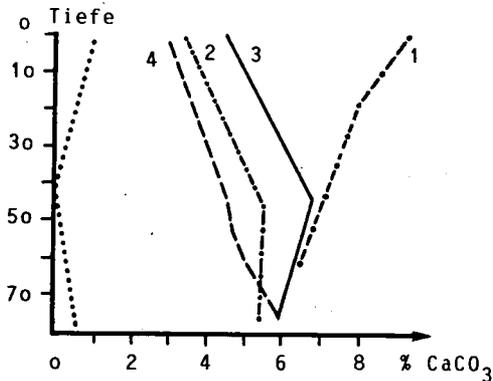


Abb. 4: Tiefendiagramme von Marschbodenprofilen aus unterschiedlich alten Kögen.

Die Kurve 1 (Abb. 4) weist die Tiefenfunktion der Carbonate einer jung eingedeichten (1972) Kalkmarsch aus, die obersten Horizonte sind noch nicht entkalkt.

Die Kurven 2 und 3 zeigen die Abhängigkeit der Carbonate mit zunehmendem Alter der Köge (Eindeichung vor > 50 bzw. > 110 Jahren). Hier hat in den obersten Horizonten bereits eine deutliche Carbonatauflösung stattgefunden.

In der Krueve 4 ist die Verteilung der Carbonate im Profil in einem 200 Jahre alten Koog dargestellt. Die Entkalkung im oberen Bereich nimmt weiter ab. Diese Entwicklung ist mit zunehmendem Alter der Köge weiter ausgeprägt, dennoch finden sich in manchen Böden älterer Köge in höher gelegenen Horizonten Kalkanreicherungen, die u.a. in einer zwischenzeitlich starken Kalkung des Bodens begründet sein können, bis es dazu kommt, daß der oberste Bodenbereich völlig carbonatfrei ist.

Für die Dwogmarschen ist typisch, daß unter den fossilen Horizonten eine Entkalkung im Verlaufe der Bodenbildung schon abgelaufen ist, wie es der Verlauf der gepunkteten Kurve angibt.

Bei den Auswertungen zeigte sich, daß bei Ackernutzung so lange keine Entkalkung im Ap-Horizont festgestellt werden konnte, bis die Entkalkung über die Pflugtiefe hinaus erfolgte, d.h. das ausgewaschene CaCO_3 wurde durch die Pflugtätigkeit immer wieder nach oben geholt.

Bestätigt werden konnte zudem, daß in jüngeren Kögen und frischerem Sediment mit viel organischer Substanz zunächst eine schnellere Entkalkung erfolgte als in den älteren Kögen, wo die organische Substanz in tieferen Profilausschnitten schon abgebaut ist.

Zusammenfassung

- Deutliche Korrelation zwischen Alter des Kooges und Entkalkungstiefe.
- Abhängigkeit von der Bodenart; zunehmende Entkalkungsintensität mit steigendem Tongehalt, wobei schluffig tonige Böden etwa doppelt so schnell entkalken wie sandreiche.
- Ackerstandorte entkalken zunächst langsamer, da durch Pflugtätigkeit carbonathaltiges Material hochgebracht wird.
- Jung eingedeichte Köge entkalken schneller. Mit zunehmendem Alter nimmt die Entkalkungsgeschwindigkeit ab.
- Deutliche Unterschiede der Entkalkungstiefe auch innerhalb eines Kooges.

- Faustzahlen konnten bestätigt werden - Entkalkungstiefe 10 cm in 100 Jahren - mit Differenzierung im Einzelfall von 6 bis 15 cm/100 Jahren.

Literatur

- Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde (1982):
Bodenkundliche Kartieranleitung,
3. Aufl., Schweizerbart, Stuttgart
- Brümmer, G. (1968):
Untersuchungen zur Genese der Marschen.
Diss., Kiel
- Brümmer, G., de Groot, A.J. und Zschuppe, K.H. (1970):
Untersuchungen zum Carbonatgehalt mariner, brackiger und fluviatiler
Schlicker im Nordseeküstenbereich zwischen Belgien und Dänemark.
Mittelgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft., 10, 306 - 307.
- Brümmer, G.W. und Finnern, H. (1986):
Marshland Soils of Nordfriesland.
Mittelgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 51, 43 - 62.
- Brümmer, G., Grünwaldt, H.S. und Schroeder, D. (1971):
Beiträge zur Genese und Klassifizierung der Marschen.
II. zur Schwefelmetabolik in Schlicker und Salzmarschen.
Zs. Pflanzenernähr. Bodenkd. 128, 208 - 220.
- Finnern, H. (1975):
Die Böden der Marsch.
Mittelgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 22, 575 - 580.
- Finnern, H. und Brümmer, G.W. (1987):
Marshland Soils of Southern Dithmarschen.
Mittelgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 46, 263 - 275.
- Hackmann, H. (1986):
Entkalkungstiefe und Entkalkungsgeschwindigkeit in Marschböden Süder-
dithmarschens und der Elbmarschen.
Dipl.-Arb. Inst. Pflanzenern. und Bodenkd., Kiel
- Mestars, A. (1986):
Entkalkungstiefe und Entkalkungsgeschwindigkeit in Marschböden Nord-
frieslands, Eiderstedts und Norderdithmarschens.
Dipl.-Arb. Inst. Pflanzenern. u. Bodenkd., Kiel
- Schroeder, D. und Brümmer, G. (1969):
Beiträge zur Genese und Klassifizierung der Marschen.
I. Problematik der Marschen-Genese und -Klassifizierung und Unter-
suchungen zum Ca/Mg-Verhältnis.
Zs. Pflanzenernähr. Bodenkd. 122, 228 - 249

**Klassifikation eines PSEUDOGLEYS mit Hilfe
bodenphysikalischer Kenndaten**

VON

Gäth, St.¹, H.-G. Frede⁺⁺ und B. Meyer⁺⁺

1. Einleitung

PSEUDOGLEYE sind nach der BODENKUNDLICHEN KARTIERANLEITUNG (BK) (1982) wie folgt definiert: Ah-S(e)w-(II)Sd-Profil, das zeitweilig vernäßt ist. Als Ursache der Vernässung bzw. des Wasserstaus gilt die geringe Wasserdurchlässigkeit ($k_f \leq 1 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$) im Sd-Horizont (BK, 1982).

Untersuchungen der lößbürtigen Böden im Göttinger Leinetalgraben haben gezeigt, daß unter gleichen Niederschlagsverhältnissen - 613 mm Jahresniederschlag - "trockene" PARABRAUNERDEN und PSEUDOGLEYE nebeneinander vorliegen (Löß-Exkursion der DBG 1985, AHL et al., 1985). Vergleichende Porenmengeverteilung sowie der gesättigten und ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten konnten nur geringe Unterschiede zwischen den beiden Profilen zeigen. Sowohl die PARABRAUNERDE als auch der PSEUDOGLEY besitzen k_f -Werte $< 1 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$ im Bt-Horizont (AHL et al., 1985).

Ähnliche Ergebnisse liefern HARTGE und BAILLY (1967) u.v.a.

BLUME (1968) rechnet in seinen Kalkulationen ab 800 mm Jahresniederschlag mit periodisch auftretendem Stauwasser in PARABRAUNERDEN aus mächtigem Löß. Dieser Berechnung liegt allerdings zugrunde, daß der Wasserhaushalt des betreffenden Standortes nicht von einem seitlichen Oberflächen- oder oberflächennahen Wasserzufluß beeinflußt wird.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit soll sein, durch Untersuchungen der hydrologischen Verhältnisse - lateraler Wassertransport und gesättigte Leitfähigkeit - die skizzierte Diskrepanz zwischen den morphologischen Befunden und den bodenphysikalischen Kenngrößen des im südniedersächsischen Raume in Löß-Mulden entwickelten PSEUDOGLEYS zu klären.

2. Das Untersuchungsgebiet

Der PSEUDOGLEY ist in einer mit Löß gefüllten Mulde des mittleren Buntsandsteins, 10 km südöstlich von Göttingen entwickelt (AHL et al., 1985). Die Lößmächtigkeit beträgt im zentralen Teil der Mulde 200 bis 250 cm und sinkt an den im Norden und Süden gelegenen Höhenschultern auf $< 1 \text{ m}$ ab. Zwischen dem Löß und dem anstehenden, bankigen Bausandstein liegt eine bis 40 cm mächtige Buntsandstein-Verwitterungsdecke (AHL et al., 1985). Die Hangneigungen erreichen an den Muldenschultern 5 - 10 und $> 10\%$, im Muldentälchen bzw. -tälichen < 1 und $1 - 5\%$.

3. Material und Methoden

Zur Beurteilung des lateralen Wassertransportes wurden insgesamt 33 Tensiometer-Meßfelder mit verschiedenen Meßtiefen über die Mulde verteilt instal-

+) TU-Berlin, Inst. f. Ökologie, Abt. Bodenkunde
Salzufer 11-12, 1000 Berlin 10

++) Univers. Göttingen, Inst. f. Bodenwissenschaften
Von-Siebold-Str. 4, 3400 Göttingen

liert (GÄTH, 1987). Jedem Tensiometer-Feld konnte dabei aufgrund einer im 10 m Raster durchgeführten Gelände- vermessung die exakte Höhe zugewiesen werden.

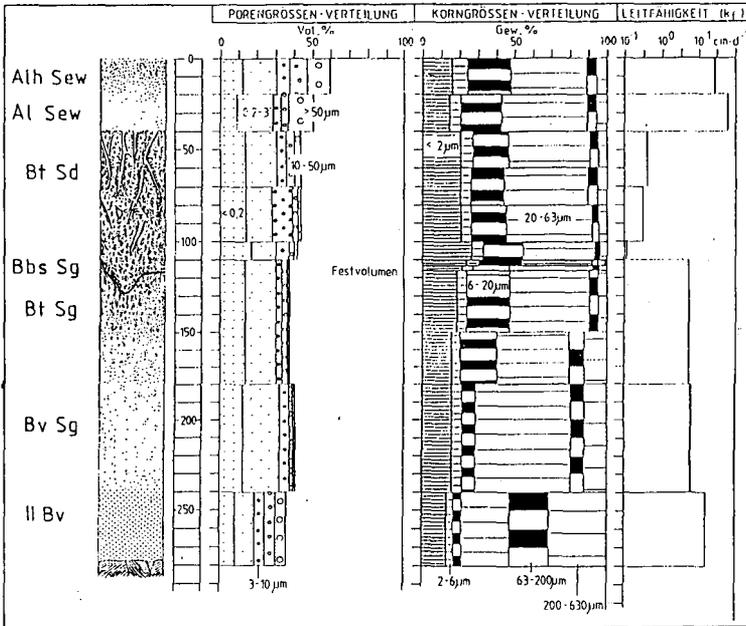
Die Berechnung der hydraulischen Gradienten am Hang - zweidimensionales Feld - wurde nach dem Ansatz von GREMINGER et al. (1979) durchgeführt (GÄTH, 1987).

Für die Bestimmung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Felde wurde in Anlehnung an REYNOLDS and ELRICK (1985) eine Infiltrationsmethode eingesetzt. Bei diesem Verfahren wird in einem Bohrloch ($r = 3,5$ cm) ein konstanter Wasserspiegel eingestaut und die unter Gleichgewichtsbedingungen in den Boden pro Zeiteinheit infiltrierte Wassermenge gemessen. Außerdem wurde die Labor- k_f -Methode nach HARTGE (1971) an 100 cm^3 großen Stechzylindern durchgeführt.

4. Ergebnisse

Die Poren- und Korngrößenverteilung sowie die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit nach HARTGE (1971) sind in der Abbildung 1 für die einzelnen Profilschnitte des PSEUDOGLEYS graphisch dargestellt. Die Einzeldaten sind bei AHL et al. (1985) nachzulesen.

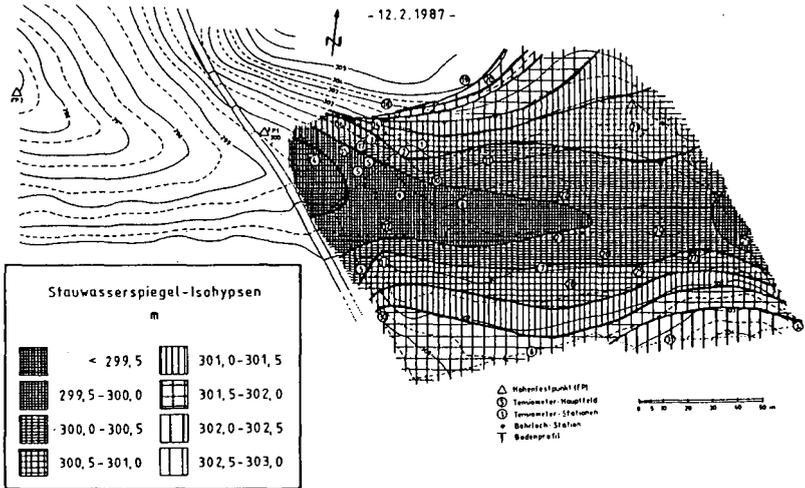
Abb. 1: Poren- und Korngrößenverteilung sowie gesättigte hydraulische Leitfähigkeit im PSEUDOGLEY



Die Abbildung 2 zeigt beispielhaft die Verteilung des Stauwassers in der Löß-Mulde für den 12.2.1987.

Fast auf der gesamten Untersuchungsfläche tritt im Laufe der winterlichen Aufsättigung ungespanntes Bodenwasser auf. Dabei beträgt die Dauer der Mulden-Sättigung, wie dreijährige Untersuchungen zeigen konnten, annähernd sechs Monate im Jahr.

Abb. 2: Stauwasserspiegel-Isohypsen-Verteilung in der Löß-Mulde am 12.2.1987



Aus den Stauwasserspiegel-Isohypsen sind im Hinblick auf die Fließrichtung und das Gefälle des Stauwassers folgende Aussagen zu treffen:

- Sowohl von der im Norden als auch von der im Süden gelegenen Mulden-schulter ist ein hydraulisches Gefälle zum Muldeninneren hin gerichtet. Die Isohypsen verlaufen annähernd parallel zu den Höhenlinien des Reliefs.
- Die Entwässerung der Mulde erfolgt, abgesehen von der Tiefenversickerung, im wesentlichen nach Westen.
- Das Gefälle des Stauwasserspiegels beträgt im zentralen Teil der Mulde ca. 1 % und steigt an den Muldenrändern auf 5 - 10, am Nordrand sogar auf > 10 % an.

In der Abbildung 3 ist für einen in unmittelbarer Nähe zum PSEÜDOGLEY (Meßfeld S) gelegenen, bis über 10 % geeigneten Landschaftsausschnitt der Stauwasserspiegel wiederum beispielhaft für den 12.2.1987 eingezeichnet.

Die in den Stauwasserspiegel eingezeichneten Linien gleicher Höhe zeigen, daß ein zum Muldeninneren gerichteter gesättigter Fluß vorliegt.

Exemplarisch für das Meßfeld 3 sind in der Abbildung 4 die Richtung und die Größe der hydraulischen Gradienten am Hang als Pfeile für die einzelnen Meß-tiefen in der Meßperiode 27.10.1986 bis 12.02.1987 dargestellt.

Die Abweichungen der Pfeile von der Vertikalen deuten darauf hin, daß unter dem Meßfeld 3 seitlich gerichtete Gradienten in Richtung Muldeninneren wirken. Während sich die Fließrichtung im Oberboden in Abhängigkeit von den Niederschlagsverhältnissen und der Evapotranspiration rasch ändert, liegen im Unterboden nur geringe Richtungsänderungen vor. Zwischen den Gradienten im ungesättigten (dünnere Pfeile) und gesättigten Boden (dickere Pfeile) treten keine großen Differenzen auf. Die Größe schwankt im gesättigten Boden zwischen 0,1 und 0,3. Unter Berücksichtigung der Boden-wassergehalts-Leitfähigkeitsbeziehung ist dem lateralen Wassertransport allerdings nur im gesättigten Boden eine Bedeutung beizumessen.

Abb. 3: Stauwasserspiegelgefälle in einem Landschaftsausschnitt am 12.2.1987 (Höhe : Länge = 10:1)

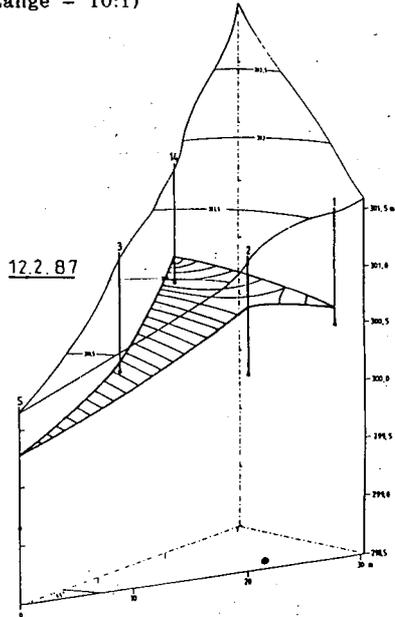
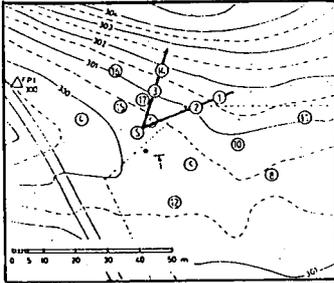
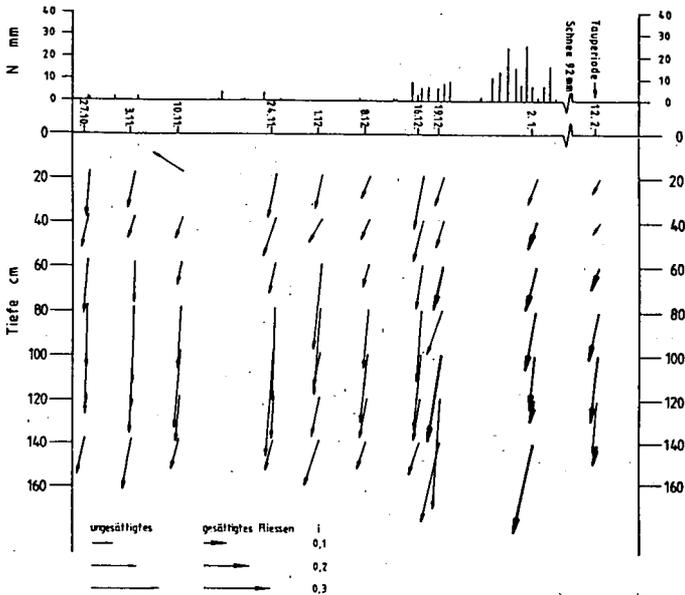


Abb. 4: Größe und Richtung der hydraulischen Gradienten am Hang in der Meßperiode 27.10.1986 - 12.02.1987, Meßfeld 3



Die gesättigten hydraulischen Leitfähigkeiten im PSEUDOGLEY sind in der Tabelle 1 als geometrisches Mittel für die Labor- und die Feldmethode eingetragen.

Tab. 1: Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit im PSEUDOGLEY mit der Labor- und Feldmethode bestimmt
Geometrisches Mittel (\bar{x}_g) und Variationskoeffizient (s%)
Angaben in $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$

Profil	Tiefe cm	Horizont	Labor		Feld	
			\bar{x}_g	s%	\bar{x}_g	s%
	-50	Bt Sd	0,38	220	5,8	33
		Bt Sd	0,27	153	5,3	89
	100	Bt Sd	0,13	195	1,3	26
	-150					
	200					
	-250	Bv Sg	73,2	56	69,1	35

Die Tabelle zeigt, daß die Feld- k_f -Werte ($n=2$) im stark aggregierten BtSd-Horizont 10 bis 20 mal höher sind als die Labor-Werte ($n=8-16$). Dabei besitzt der untere, direkt über dem Fe-Mn-Oxid-Band angrenzende BtSd-Horizontabschnitt die geringsten k_f -Werte nach beiden Methoden (Labor = $0,13 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$, Feld = $1,3 \text{ cm} \cdot \text{d}^{-1}$), die auf eine Behinderung der Wasserbewegung hindeuten. Im kompakten BvSg-Horizont liefern beide Verfahren gleiche Ergebnisse. Die Ursache der Unterschiede zwischen den Methoden liegt darin, daß nach DIN-Norm 19 681 (BK, 1982) die gesättigte Leitfähigkeit an einem repräsentativen Ausschnitt des betreffenden Bodenhorizontes gemessen wird, liefert die Labormethode nur einen Hinweis auf die Leitfähigkeit der Bodenmatrix. Das hat zur Folge, daß die Labor- k_f -Werte im stark aggregierten, grobporenen BtSd-Horizont grundsätzlich niedriger sind als die im Feld mit der Infiltrationsmethode gemessenen. Sofern der Profilabschnitt ein grobporenarmes bzw. -freies Kohärengefüge besitzt (BvSg-Horizont), liefern beide Methoden die gleichen Ergebnisse.

5. Schlußfolgerung

Die Untersuchungen zum Wasserhaushalt einer Löß-Mulde konnten zeigen, daß der Wassereintrag im PSEUDOGLEY infolge eines lateralen Wasserzuzuges höher ist als unter den üblichen südniedersächsischen Niederschlagsverhältnissen.

Der höhere Wassereintrag in Verbindung mit den geringen k_f -Werten im Profilabschnitt 100 - 110 cm Tiefe führen letztlich dazu, daß das Profil in durchschnittlich sechs Monaten des Jahres ungespanntes Bodenwasser enthält und es zur Ausprägung von PSEUDOGLEY- bzw. sogar GLEY-Phänomenen kommt. Diese Ergebnisse stimmen mit den Angaben von BLUME (1968) überein, der ab 800 mm Jahresniederschlag mit PSEUDOGLEYEN aus Löß rechnet. Die Aussage von BLUME (1968) wäre eventuell nur dahingehend zu korrigieren, daß der Begriff "Jahresniederschlag" durch "Wassereintrag" zu ersetzen ist.

Für die Klassifikation der PSEUDOGLEYE und deren Stauwasserkörper wird als Schlußfolgerung der Untersuchungen vorgeschlagen, neben der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit den Wasser-Eintrag (=Niederschlag + seitlicher Wasserzuzug) in der BODENKUNDLICHEN KARTIERANLEITUNG zu berücksichtigen. Dabei ist es denkbar, den seitlichen gesättigten Wassertransport mithilfe der Hangneigung, dem k_f -Wert und der Vernässungsdauer aus zuvor an mehreren Böden erstellten Tabellen zu kalkulieren.

Die Beurteilung eines Staukörpers anhand der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit sollte in Anbetracht der Unterbewertung in grobporenen Horizonten nicht mit der Stechzylinder-Methode im Labor, sondern mit einer geeigneten Feldmethode durchgeführt werden. Einen Überblick über k_f -Messungen im Felde liefern u.a. LEE et al. (1985).

6. Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit zeigt, daß unter den südniedersächsischen Niederschlagsverhältnissen eine Degradation der PARBRAUNERDE aus Löß zum PSEUDOGLEY nur erfolgt ist, wenn ein seitlicher Wasserzuzug zur Erhöhung des Wassereintrages geführt hat. Für die Klassifikation der PSEUDOGLEYE wird daher empfohlen, neben der im Feld gemessenen gesättigten Leitfähigkeit (k_f) den lateralen Wasserzuzug und damit den Wassereintrag zu bemessen.

7. Literaturverzeichnis

- AHL, Chr., H.-G. FREDE, S. GÄTH und B. MEYER, 1985: Exkursionsführer zur Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft in Göttingen 1985: Böden aus Löß im Leinetalgraben und seiner Hochflächen-Umrandung. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 42, 359 - 434.
- BLUME, H.-P., 1968: Stauwasserböden. - Arbeiten der Universität Hohenheim (Landwirtschaftliche Hochschule), Bd. 42, 242 S.
- BODENKUNDLICHE KARTIERANLEITUNG, 1982: Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde, 3. Aufl., Hannover.
- GÄTH, S., 1987: Böden aus Löß in ihrer hydrologisch differenzierten Gesellschaft in Börde- und Hügellandschaften Südniedersachsens. - Diss., Fachber. Agrarwiss., Univers. Göttingen. 247 S.
- GREMINGER, P., F. RICHARD und J. LEUENBERGER, 1979: Untersuchungen zur Wasserbewegung in einem mit Vegetation bedeckten Hangboden. Projekt Hangsickerung. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 29, 133 - 148.
- HARTGE, K.H., 1971: Die physikalische Untersuchung von Böden. - Enke Verlag, Stuttgart.
- HARTGE, K.H. und F. BAILLY, 1967: Beziehung zwischen Staunäsemerkmalen, Wasserleitfähigkeit und Porenkontinuität in Löß-Parabraunerden im südlichen Niedersachsen. - Zeitschr. f. Pflanzenern. u. Bodenkde. 116, 10 - 25.
- LEE, D.M., W.D. REYNOLDS, D.E. ELRICK and B.E. CLOTHIER, 1985: A comparison of three field methods for measuring saturated hydraulic conductivity. - Can. J. Soil Sci. 65, 563 - 573.
- REYNOLDS, W.D. and D.E. ELRICK, 1985: Measurement of field-saturated hydraulic conductivity, sorptivity and the conductivity pressure head relationship using the "Guelph Permeameter". - Proc. National Water Well Assoc. Conf. on Characterization and Monitoring of the Vadose (Unsaturated) Zone, Denver, Colorado.

Das Bodeninformationssystem Niedersachsen (NIBIS)

von

Heineke, H.J.

1. Einführung

Mit der Ausstellung wurde der Gesamtaufbau des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS) dargestellt. Entsprechend der Anmeldung waren an der Entwicklung beteiligt:

- I. J. BOESS & H.J. HEINEKE
Das Bodeninformationssystem Niedersachsen (NIBIS)
Gesamtkonzept
- II. I. BENNE, B. KLEEFISCH & H. SPONAGEL
Flächendatenbank
- III. H. FLEIGE & J. KUES
Labordatenbank
- IV. W. ECKELMANN, A. CAPELLE & S. LANGNER
Methodenbank und Auswertung

Der besseren Übersicht halber soll die Ausstellung nachfolgend geschlossen erläutert werden.

Neben Sonnenlicht, Luft und Wasser gehört der Boden zu den natürlichen und unverzichtbaren Lebensgrundlagen für Menschen, Tiere und Pflanzen. Der Boden dient insbesondere als Lebensraum für Fauna und Flora, Produktionsgrundlage für pflanzliche Rohstoffe und Nahrungs- und Futtermitteln, Wasserspeicher, Wasserleiter und Wasserfilter und Standort für Siedlung, Gewerbe und Verkehr. Zudem ist er ein prägendes Landschaftselement und hat somit Auswirkungen auf das subjektive Erfahren einer Landschaft durch den Menschen.

Unsere Böden haben sich innerhalb langer Zeiträume gebildet, sind aber sehr leicht und schnell zerstörbar. Dies umso mehr, da sie einer ständig wachsenden und vielfältigen Inanspruchnahme durch die Gesellschaft ausgesetzt sind. Im Gegensatz zu Luft und Wasser ist der Boden außerdem von stofflichen Belastungen kaum zu reinigen; in seinen Funktionen einmal gestört, sind Defekte kaum zu beheben. Aktiver Bodenschutz bedeutet in diesem Zusammenhang zunächst die Behebung des z. Zt. immer noch vorhandenen Informationsdefizites bezüglich der flächenhaften Verbreitung der Böden und ihrer Eigenschaften. Das heißt, daß vor generalisierenden Schutzmaßnahmen zunächst eine möglichst flächendeckende, die Böden und ihre Eigenschaften kennzeichnende Inventur durchzuführen ist.

2. Aufbau des Niedersächsischen Bodeninformationssystems

Mit der Entscheidung des Niedersächsischen Landesministeriums vom 26.2.1985 soll der o.g. Zielsetzung Rechnung getragen werden. Eine elementare Voraussetzung dafür liegt zunächst in der Schaffung einer den Belangen des Bodenschutzes genügenden Informationsgrundlage. D.h. alle wesentlichen Unterlagen zu Aufbau, Verhalten und Verbreitung der Böden Niedersachsens werden in normierter Form zusammengetragen.

2.1 Zusammenfügung aller bei niedersächsischen Fachverwaltungen vorhandenen Unterlagen zu einem einheitlich aufgebauten Bodenkataster

Ein Bodenkataster kann nur eine möglichst umfassende Bereitstellung aller bodenkundlich relevanten Parameter bedeuten. Anderenfalls sind die in den Bodenschutzkonzeptionen und Bodenschutzprogrammen geforderten Informationen nicht zu geben. Da die Böden räumlich außerordentlich differenziert sind, muß versucht werden, ihren Aufbau und ihre Eigenschaften möglichst flächendeckend zu erfassen. Nur wenn die Verbreitung der Böden und ihrer Merkmale bekannt sind, kann Entscheidungssträgern bei Planungen wirkungsvolle Unterstützung gewährt werden. Um dies zu gewährleisten, wird

eine durchgehend digitale Erfassung und Bereithaltung aller vorhandenen Daten vorgenommen. Nur so kann die Vielzahl der Informationen mittel bis langfristig ständig verfügbar, ständig fortführbar und auswertbar vorgehalten werden. Vor diesem Hintergrund soll vom Niedersächsischen Bodeninformationssystem (NIBIS) die Rede sein.

2.2 Schwerpunktmäßige Sonderaufnahmen und Dokumentation für einzelne Problembereiche

Die vorhandenen Unterlagen decken Niedersachsen nicht gleichmäßig mit der erforderlichen Genauigkeit und dem geforderten Detaillierungsgrad ab. Um aber zu einer gerade in den Problembereichen wichtigen umfassenden Darstellung des Ist-Zustandes der Böden zu kommen, werden in diesen Gebieten zusätzliche Erhebungen zur Verdichtung der Informationsgrundlagen durchgeführt. Folgende Problembereiche werden auf Grund vorliegender Unterlagen zunächst übersichtsmäßig i.M. 1:200.000 ausgehalten und dargestellt und sind Basis für weitergehende Forschungen.

- Gebiete mit besonderen bodenbedingten Empfindlichkeiten (z.B. gegenüber Erosion);
- Gebiete unter Siedlungsdruck (Flächenverlust);
- Gebiete, in denen aus der Sicht der Raumordnung Nutzungskonflikte zu erwarten sind;
- für den Grundwasserschutz wichtige Gebiete;
- Gebiete mit landwirtschaftlichen Nutzungen, die bei starker Ausprägung zu Problemen führen können (hoher Viehbesatz - Gülleausbringung)
- Gebiete mit besonderer Bedeutung für die Landwirtschaft (naturbedingt ertragreiche Böden);
- Waldschadensgebiete;
- Gebiete mit Abfallverwertung im Landbau;
- Gebiete mit erhöhten Schwermetallgehalten in Böden und für den Natur- und Landschaftsschutz wertvolle Gebiete.

2.3 Anlegung von Dauerbeobachtungsflächen an bestimmten Standorten

Um die Aufgaben der Schadensprophylaxe -diagnose und -sanierung erfüllen zu können ist es notwendig, Modelle zu entwickeln, die die Feststellung von Veränderungen und die Beurteilung von Prozessen im Boden erlauben. Zu diesem Zweck werden für typische Böden Niedersachsens in allen Landschaften und Klimabereichen, sowie für typische Bewirtschaftungsformen Versuchsflächen angelegt, auf denen alle wichtigen Parameter über lange Zeiträume kontinuierlich gemessen werden. Neben der Erkennung von Trends, erlaubt die Aufstellung von Meßreihen über einen langen Zeitraum die sichere Aufstellung von Methoden und Modellen zur Simulation und Vorhersage von im Boden ablaufenden Prozessen, bei gegebenen Randbedingungen (Klima, Bewirtschaftung, etc.). Entsprechend des in 2.1 formulierten Zieles werden alle in Zusammenhang mit 2.2 und 2.3 gewonnenen Analysenwerte, Meßreihen, Kartierergebnisse und Flächenausweisungen Bestandteil der Datenbank (Informationsgrundlage) des NIBIS Systems.

3. Aufbau, Struktur und Funktion des Bodeninformationssystems

3.1 Aufbau einer integrierten Datenbank

Im Mittelpunkt eines Informationssystems auf digitaler Basis muß eine Datenbank stehen, die alle wesentlichen Informationen zur Standortbeurteilung enthält. Das Konzept der NIBIS Datenbank ist auf der Basis eines Anforderungskataloges, wie er sich aus der Aufgabenbestimmung auf Grundlage der Bodenschutzkonzeption ergibt, aufgebaut worden. Als Ergebnis wurde ein Datenkatalog mit den Datenbeschreibungen zusammengestellt, der alle erfaßbaren Basisdaten berücksichtigt. Ein primäres Ziel ist dabei stets, die originär anfallenden Basisdaten und erst sekundär die aus diesen ableitbaren Daten für ihre Speicherung in der Datenbank vorzusehen.

Ein weiterer wichtiger Schritt in der Vorbereitungsphase ist die Bindung des Datenkataloges an Normierungsvorschriften zur Darstellung (Schreibweise, etc.) der Daten. So angelegt ist die Datenbank der Kern des Systems NIBIS und enthält

- a) alle Daten aus verfügbaren Unterlagen mit Bedeutung für den Bodenschutz sowie
- b) alle Gelände- und Labordaten

D.h., der NIBIS Datenbankteil enthält nicht nur Informationen, die in Zukunft über die Böden, ihren Aufbau, ihre Eigenschaften und ihre Verbreitung gesammelt werden, sondern ebenso die große Vielzahl der bereits analog vorliegenden Informationen, seien es Profilbeschreibungen, Analysenwerte oder Bodenkarten. Nur so wird es möglich, in relativ kurzer Zeit (5 - 10 Jahre) die erforderliche flächendeckende Informationsgrundlage zu erhalten. Die auf den genannten Ebenen a) und b) erhobenen Daten werden grundsätzlich in 2 Subebenen gegliedert.

- I) Daten, die auf einen Meß- oder Erhebungspunkt im Gelände bezogen sind;
- II) Daten, die lediglich graphische Information beinhalten, also Segmente, Polygone und Punkte

3.11 Bodenkundliche Basisdaten, bezogen auf Meß- bzw. Erhebungspunkte

Die Informationen zu Bodenaufbau und -eigenschaften zählen zu den Daten, die zunächst stets auf einen Meß- oder Erhebungspunkt (Ebene I) im Gelände bezogen sind. Im System NIBIS zählen dazu:

- Profilbeschreibungen der bodenkundlichen Landesaufnahme mit den Begriffsinhalten und der Strukturierung, wie sie im Datenschlüssel Bodenkunde aufgeführt sind. Diese Daten enthalten alle Informationen über den Aufbau des Bodenkörpers bis in 2 m Tiefe und sind daher die Basis für die Dokumentation und weitere Auswertung.
- Profilbeschreibungen der Bodenschätzung
Zu jeder im Rahmen der Bodenschätzung ausgegrenzten Fläche existiert eine detaillierte Bodenprofilbeschreibung bis in 1 m Tiefe. Die Inhalte dieser Profilbeschreibung erlauben insbesondere bei Berücksichtigung aller weiteren vorliegenden Daten (Verknüpfung) eine weitreichende bodenkundliche Interpretation. Aus diesen Gründen und wegen der sehr hohen räumlichen Auflösung sind diese Daten für den Aufbau des Systems unverzichtbar.
- Alle im Verlauf der Bodenanalytik gewonnenen Meßwerte, sowie der auf den Dauerbeobachtungsflächen gewonnenen Daten.
Ohne die Beprobung von Böden ist die Entwicklung von Modellen und Verfahren zur Auswertung im Hinblick auf Schadensprophylaxe und -verhütung sowie die exakte Beschreibung von Bodeneigenschaften und -kennwerten nicht möglich.
Außerdem ist die Analytik die Basis für die Weiter- und Neuentwicklung von Auswertungen und der Ableitung wichtiger Kennwerte zur Standortkennzeichnung, auf die nicht verzichtet werden kann. Die Analysenwerte sind zudem Grundlage zur Eichung von Auswertungsmodellen und der Bodenansprache während der Kartierung. Zudem führt erst eine die Geländeaufnahme begleitende, systematische Analytik (d.h., die wichtigsten Böden eines Landes in Abhängigkeit ihrer Variabilität erfassend) zu einer umfassenden Bodenbeschreibung.

Der weitaus überwiegende Teil der Daten der Ebene I sind schichtbezogene Informationen und verfügen über mehrere Elemente zur Kennzeichnung der räumlichen Lage. Die wesent-

lichste Rolle dabei spielt die Speicherung der Lagekoordinaten in Form von Rechts-Hoch-Werten (Gauß-Krüger). Suchen und Verknüpfen von Informationen unterschiedlicher Ebenen wird so gewährleistet.

3.12 Daten zur flächenhaften Verbreitung von Böden und deren Eigenschaften

Neben der Dokumentation von Zustandsgrößen ist die Verbreitung von Böden sowie das flächenhafte Vorkommen von Parametern bodenkundlicher Relevanz von besonderer Bedeutung. Deshalb werden in NIBIS alle auch flächenhaft ausgewiesenen Informationen (Ebene II) gespeichert. Die wesentlichsten seien nachfolgend angeführt.

- Die bodenkundliche Standortkarte im Maßstab 1:20000. Dieses Kartenwerk liegt für Niedersachsen flächendeckend vor und ist als bodenkundlicher/standortkundlicher Überblick geeignet; landwirtschaftliche Ertragspotentiale, Erosionsgefährdungen, etc. können abgeleitet, Problembereiche ausgewiesen werden.
- Die Bodenkarte im Maßstab 1:25000. Diese Karte ist das bodenkundliche Basiskartenwerk für Niedersachsen und enthält elementare Informationen zur Standortkennzeichnung.
- Die ausgewiesenen Flächeneinheiten der Bodenschätzung im Maßstab 1:5000. In Verbindung mit den Profilbeschreibungen der Schätzung erlaubt die Speicherung der ausgewiesenen Flächen eine nahezu parzellenscharfe Auswertung für zahlreiche Auswertungen.
- Die forstl. Standorteinheiten für die Staatsforsten. Die Ergebnisse der forstlichen Standortkartierung liegen für die Staatsforsten flächendeckend vor. Durch einen Umsetzungsschlüssel können die bodenkundlichen Informationen in die Norm von NIBIS umgesetzt werden.
- Bodenkundlich-entwicklungsgeschichtlich wichtige Einheiten aus historischen Karten. Die historischen Karten geben Aufschluß über die Entwicklung der Bodennutzungsverhältnisse, die ihrerseits Rückschlüsse auf Vorkommen, anthropogene Einflüsse und Eigenschaften von bestimmten Böden zulassen.
- Die Geologische Karte im Maßstab 1:25000. Die Inhalte der geologischen Karten liefern Aufschluß über den tieferen Untergrund und gelten als Ergänzungen der Bodenschätzungsdaten; da diese nur Profilbeschreibungen bis zur Tiefe von 1 m liefert.
- Angaben zum Relief und zum Klima. Zur näheren Kennzeichnung eines Standortes wird neben seinem bodenkundlichen Aufbau auch die Ausprägung des Reliefs - wie Hangneigung, Exposition - sowie Klimaparameter herangezogen.

Im Gegensatz zu 3.11 handelt es sich hier zunächst um graphische Informationen, die sich zu Flächen aggregieren lassen. Ein Flächeninhalt wird auf dieser Ebene nicht verwaltet, auch erhalten die die Flächen bildenden Strukturen keine inhaltliche Kennzeichnung außer eines Vermerkes, aus welcher Karte sie stammen. Eine Eigenschaft wird einer durch das System aus den vorliegenden Strukturen gebildeten Fläche erst dann dynamisch aus der Ebene I zugeordnet, wenn dies durch gewählte Arbeitsabläufe gefordert wird. Ist das der Fall, so kann jeder beliebige Inhalt eines in einer Fläche zu findenden Meß- oder Bohreignisses oder die Flächenbeschreibung selbst, die auch als Punktdatum (Pseudopunkt mit Verweis auf nähere Kennzeichnung) geführt wird, als Flächenmerkmal zugeordnet werden. Das System zur Bearbeitung der Daten der Ebene II ist also völlig offen und unterscheidet sich dadurch wesentlich in Struktur und Aufbau von anderen Systemen, die graphische Informationen verwalten.

3.2 Methoden zur Be- und Auswertung von Daten

Wirksamer Bodenschutz beinhaltet Vorsorgemaßnahmen zur Vermeidung oder Minimierung von Belastungen, Risikovorhersage als Hinweis auf zu erwartende Schäden und Sanierung zur Beseitigung vorhandener Schäden. Um diesen Anforderungen gerecht werden zu können, ist neben einer ausreichenden Kenntnis des aktuellen Bodenzustandes eine angemessene problembezogene Bewertung seiner Eigenschaften und der auf den Boden wirkenden Belastungen erforderlich. Dies erfolgt durch Auswertung bodenkundlich relevanter Daten. Dabei bedeutet Auswertung zum einen die Entwicklung und den Einsatz von Modellen zur Ableitung von Kennwerten und einfach zu ermittelnden Eigenschaften. Es bedeutet aber auch die Entwicklung und den Einsatz von Modellen zur Beschreibung vom Verhalten des Systems Boden gegenüber bestimmten Belastungen.

3.2.1 Entwicklung von Auswertungsmodellen

Kriterien für die Beurteilung z.B. eines Schutzbedürfnisses richten sich in hohem Maße nach den Anforderungen, die an den Boden gerichtet sind sowie nach den Belastungen, denen der Boden ausgesetzt ist. Daraus folgt, daß die für die Bewertung eines Schutzbedürfnisses erforderlichen Daten der Konfliktsituation entsprechend angemessen ausgewählt und zueinander in Beziehung gesetzt werden müssen. Die Vielzahl der Konfliktsituationen begründet die Erfordernis der Entwicklung problembezogener Auswertungsmodelle. Aus heutiger Sicht ist der Entwicklungsbedarf zu folgenden Themenbereichen besonders dringlich:

- Beurteilung von Immissionsbelastungen (z.B. Schwermetalle)
- Beurteilung von Altlasten (z.B. org. Schadstoffe)
- Probleme aus der Anwendung von Dünge-, Pflanzenschutz- und Entseuchungsmitteln (z.B. Düngerbegleitstoffe)
- Siedlungsabfallverwertung bzw. -beseitigung
- Erosionsgefährdung und Landschaftsgestaltung
- Verdichtungsgefährdung und Bodennutzung
- Möglichkeiten der Rekultivierung (Renaturierung)
- Bereitstellung geeigneter Unterlagen für die Raumordnungsplanung (z.B. Bodenbewertung in Sallungsräumen)
- Bereitstellung geeigneter Unterlagen für die Landschaftspflege (z.B. Flurbereinigung, Bewertung von Naturräumen, Darstellung von Landschaftszusammenhängen)
- Möglichkeiten der Unterstützung der Aufgaben zum Grundwasserschutz (z.B. Nitratproblematik, Grundwasserabsenkungen, etc.)

3.3 Werkzeuge für die rechnergestützte Durchführung von Aufgaben zur Be- und Auswertung

Auswertung setzt - wie aufgeführt - einen homogenen genormten Datenbestand voraus, dessen Komponenten nach festen Gesetzmäßigkeiten aufgebaut sind. Ein darauf aufbauender Basis-Methodenkatalog steht zur Verfügung und wird durch ständige Rückkopplung zum Daten- und Anforderungskatalog fortlaufend ergänzt. Für alle Ebenen stellt NIBIS Werkzeuge zur Verfügung. Die wichtigsten Aspekte seien nachfolgend aufgeführt.

3.3.1 Datenbanksystem

Bei einem erwarteten, jährlichen Datenzuwachs im NIBIS Kern von ca. 1 Gbyte/Jahr ist der Einsatz eines Datenbanksystems unerlässlich. Auf der Basis der Grunddienste Selektieren, Lesen, Speichern, Löschen, Verknüpfen sowie der Benutzer - dienstliche Listen drucken, Standardauswertungen, Datenbankauszüge, Datenbasis fortschreiben gewährleistet der Einsatz eines Datenbanksystems außerdem, daß der einzelne Benutzer (Fachwissenschaftler, Planer, etc.) vom Aufwand für Beschaffung, Aktualisierung und Verwaltung von Daten befreit wird. Weiterhin wird erreicht, daß in verschiedenen Anwendungen stets dieselben Daten statt -wie bisher- gleiche Daten benutzt werden. Dadurch wird die unnötige Mehrfachspeicherung

und Mehrfachpflege von Daten vermieden. Darüber hinaus wird eine funktionsgerechte Verteilung von Arbeiten und Gleichzeitigkeits verschiedenartiger Auswertungen ermöglicht (Integrierte Datenverarbeitung). Außerdem wird die Programmabhängigkeit von Daten sowie die Datenunabhängigkeit von Programmen gewährleistet. D.h., Änderungen an der Datenbasis können durchgeführt werden, ohne daß Anwenderprogramme geändert werden müssen, bzw. Programme können weitgehend ohne Berücksichtigung der Speicherungsform der Daten erstellt und umorganisiert werden. Das zur Zeit benutzte System ist eine Eigenentwicklung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung und heißt DASP (Dokumentations- und Abfrageprogramm für Schicht- und Probanden). Die Entwicklung reicht in eine Zeit zurück, in der kommerzielle Systeme nicht in der Lage waren, gewissen-schaftliche Daten in der gewünschten Form zu behandeln. Erst neuerdings zeichnen sich Produktentwicklungen ab, die die wesentlichsten Anforderungen erfüllen.

3.3.2 Statistische und numerische Verfahren zur Daten-auswertung

Um dem Ziel, Daten nicht nur bereitzustellen, sondern sie auch im Sinne des Bodenschutzes auszuwerten, nachzukommen, müssen entsprechende Methoden bereitgestellt und Modelle entwickelt werden. Dabei leisten statistische Analysen, angefangen von Basisstatistik bis zur Geostatistik, eine große Hilfe. Mit Unterstützung von Regressionsanalysen lassen sich zum Bei-spiel einfache Beziehungen ermitteln und darstellen (z.B. Beregnungsbedürftigkeit, Grundwasserneubildung). Andere Ver-fahren, z.B. die Clusteranalyse und Faktorenanalyse erlauben raumbezogene Untersuchungen oder die Aufklärung von Variablen-beziehungen und in der Folge Typisierungen und Regionalisierungen als räumliche Auswertungen. NIBIS stellt für diesen Arbeitsbereich eine Reihe komfortabler Werkzeuge zur Verfügung. Nach und nach werden komplexere Mo-delle in das System eingefügt werden. So ist ein Verfahren zur Erstellung einer vollständigen Konzeptkarte als Basis für die Bodenkartierung in Vorbereitung und es wird in der Lage sein, alle wesentlichen Geofaktoren für diesen Arbeits-schritt zuberücksichtigen.

3.3.3 Verfahren zur graphischen Darstellung und Karten-erstellung

Ein Bodeninformationssystem muß in der Lage sein, Auswertungsergebnisse und Informationen aus der Datenbank nicht nur in Form von Listen, sondern vor allem in Form von Karten auszu-geben. Der räumliche Eindruck ist für eine sichere Beurteilung von Problemen unerläßlich. Wie in 3.12 erläutert, sind dafür bei der Anlage des Systems sehr gute Voraussetzungen geschaffen worden. Das in NIBIS benutzte Graphiksystem GIROS (Graphisch Interaktives Raster Orientiertes System) ist ebenfalls am Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung entwickelt worden. Es ist in der Lage, sowohl rasterorientiert als auch polygonorientiert zu arbeiten. Es erlaubt die Überlagerung und Verschneidung verschiedener Aussageebenen und ermöglicht so nicht nur eine Ergebnisdarstellung in Karten unter Ver-wendung unterschiedlichster Farben, Schraffuren und Signaturen, sondern auch eine Auswertung und Bewertung relevanter Para-meter auf der Ebene von Flächen. Im Verbund mit der freien Zuordnung von Inhalten zu Graphikelementen stellt dieses System einen zentralen Bestandteil von NIBIS dar. Mit diesem Instrument können Unterlagen erstellt werden, die Entscheidungs-träger in die Lage versetzen, eine auf die Belange des Boden-schutzes zugeschnittene Planung einzuleiten und durchzu-führen.

Literatur

AMENDE v., W., H. FLEIGE, H.-J. KUES, H.J. HEINEKE (in Vorbe-reitung): Die bodenkundliche Labordatenbank von Niedersachsen -Teil eines Boden-Informations-Systems als Grundlage eines umfassenden boden kundlichen Dienstes.

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE : Bodenkundliche Kartieranleitung.-
3. Aufl.; Hannover
- BARKHAUSEN, J., E.R. LOOK, R. VINKEN, H.H. VOSS (Hrsg) (1975):
Symbolschlüssel geologie - Symbole f.d. Dokumentation und
automatische Datenverarbeitung -ADV- geologischer Feld- und
Aufschlußdaten. - Hannover, 1975
- BENNE, I., H.J. HEINEKE (1987): Die Übersetzung der Boden-
schätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Boden-
informationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz. -
Mittlgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch., 53, 89 - 94
- BENNE, I., H.J. HEINEKE (in Vorbereitung): Übersetzungs-
schlüssel für die automatische bodenkundliche Auswertung
der Bodenschätzung.
- BOESS, J., J. KUES (1987): Das Bodenkataster von Niedersachsen-
ein Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz-
Mittlgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch., 53, 119 - 122
- Bundesminister des Innern (1984): Entwurf zur Bodenschutzkon-
zeption des Bundes. - unv. Manuskript
- Bund/Länder-Arbeitsgruppe (1985): Entwurf für ein umfassendes
Programm zum Schutz des Bodens. -Abschlußbericht zur Vorlage
an die 24. Umweltministerkonferenz, 1985, Berlin. -unveröff.
Manuskript
- de LANGE, N., D. STEINHAUSEN (1979): CAM - Programmpaket zur
automatischen Klassifikation - Verfahren zur Clusterung
quantitativer und qualitativer Daten. - Schr.r. d. Rechen-
zentrums Univ. Münster, 36.
- ECKELMANN, W., M. RENGER (1981): Erfassung und Darstellung der
Trockengeföhrung landwirtschaftlich genutzter Standorte
am Beispiel der Bodenkundlichen Standortkarte i.M.1:200000.-
Zeitschr. f. Kulturtech. u. Flurber., 22.4, 224 - 231
- HEINEKE, H.J., B. KLEEFISCH, K.H. OELKERS (1987): Entwicklungs-
tendenzen bei der rechnergestützten Konstruktion groß-
maßstäbiger Bodenkarten am Beispiel Niedersachsen. -
Mittlgn.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch., 53, 35 - 38
- KUEHNE, K. (1983): DASP - Ein System zur Verwaltung und Aus-
wertung geowissenschaftlicher Daten. - Geol. Jb., A70,
41 - 59
- LEHMEIER, F. (Hrsg) (1986): Symbolschlüssel Geomorphologie -
Symbole für die Dokumentation und automatische Datenver-
arbeitung von Daten zur regionalen Geomorphologie. -
1. Aufl., Geogr. Inst. Univ. Göttingen
- OELKERS, K.H. (Hrsg) (1984): Datenschlüssel Bodenkunde -
Symbole für die automatische Datenverarbeitung bodenkund-
licher Geländedaten. - Hannover, 1984
- PREUß, H., (1987): Neue Methoden der graphischen Datenver-
arbeitung im Vorfeld geowissenschaftlicher Kartographie.-
Sammelband:Anwendungen der graphischen Datenverarbeitung.
Herausgegeben zum 125-jährigen Bestehen der Firm ARISTO.
Hrsg: Zentralstelle f. graphische Datenverarbeitung,
Darmstadt, 15 S.
- SAS (1984): SAS/nn - SAS Institute Inc., Cary, NC, USA

VORSTELLUNGEN ZUM AUFBAU EINES BODENINFORMATIONSSYSTEMS

von

HEINEKE, H.-J.; K.-H. OELKERS und R. VINKEN *

1. Problemstellung:

Wesentliche Aufgabe der bodenkundlichen Arbeiten eines Geologischen Landesamtes ist die flächendeckende Landesaufnahme in hinreichender Auflösung als Grundlage von Auswertungen für Wirtschaft, Wissenschaft und Behörden. Der Umfang entsprechender Anfragen nimmt in Niedersachsen z. Z. sprunghaft zu, ganz zu schweigen von den Anforderungen, die mit den Bodenschutzkonzeptionen des Bundes und der Länder auf die Geologischen Landesämter zukommen.

Dem stehen sowohl eine sehr lückenhafte Datenbasis als auch sehr unvollständige bzw. keine Auswertungsvorstellungen zu den anstehenden Fragen gegenüber. Als Datenbasis liegt in Niedersachsen eine flächendeckende Bodenkarte i.M. 1:200 000 vor. Eine Bodenkarte i.M. 1:25 000 (BK25) sowie eine Bodenkarte auf Grundlage der Bodenschätzung i. M. 1:5 000 (DGK5B) liegen zu etwa 25 % vor. Bei der augenblicklichen Arbeitsleistung (8 BK25 mit den dazugehörigen DGK5B) werden die restlichen 75 % in 35 bis 40 Jahren vorliegen. Eine Fortführung des Kartenwerkes ist nur in Ausnahmefällen vorgesehen.

Diese Zeitvorstellungen sind in Anbetracht der sich drängenden Umwelt- und Bodenschutzprobleme jedoch nicht diskutabel. Aus dieser Situation heraus wurden vom Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung (NLFb) Überlegungen angestellt, wie in vertretbarem Zeitraum eine hinreichende Datenbasis mit entsprechenden Auswertungsmöglichkeiten geschaffen werden kann.

2. Grundvorstellungen zur Problemlösung:

Ausgangspunkt der Überlegungen ist, daß bereits sehr umfangreiche und bodenkundlich interpretierbare Daten vorliegen. Diese - in einheitlicher Form zusammengefügt und aufgrund des augenblicklichen Wissenstandes fachlich interpretiert - ergeben bereits ein bodenkundliches Basiswissen, das einerseits vielfältige Auswertungen zu aktuellen Fragen zuläßt und das andererseits eine wesentlich zielgerichtete und damit effektivere Landesaufnahme erlaubt. Außerdem werden diese vorliegenden Daten in der Regel laufend mit sehr hohem Aufwand verdichtet bzw. fortgeführt, wobei eine Abstimmung mit den Erfordernissen der bodenkundlichen Interpretation durchaus möglich wäre.

Bei der Auswertung vorhandener Daten werden in Niedersachsen insbesondere berücksichtigt:

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

- Bodenschätzung: Diese liegt flächendeckend in sehr hoher Auflösung vor und wird mit hohem personellem Aufwand in Abstimmung mit der bodenkundlichen Landesaufnahme durch die Finanz- und Katasterverwaltung fortgeführt.
- Geologische Karte i. M. 1:25 000: Diese liegt ebenfalls als Archivunterlage zu etwa 80 % vor und wird etwa mit gleichem personellem Aufwand fortgeführt wie die bodenkundliche Kartierung.
- Höhendaten: Die Höhenaufnahme wird in Niedersachsen auf der Basis der topographischen Karte i. M. 1:5 000 (DGK5) fortgeführt. Von den zu bearbeitenden 12 000 Blättern liegen bereits 60 % mit Höhendaten vor (20 % in digitaler Form); 250 Blätter werden z. Z. jährlich neu bearbeitet und in digitaler Form durch die Katasterverwaltung bereitgehalten.
- Forstliche Standortkarten: Die Staatsforsten sind flächendeckend i. M. 1:10.000 kartiert. Die Arbeiten werden laufend durch die Forstverwaltung fortgeführt. Für die Privatforsten läuft ein umfangreiches (u. vergleichbares) Kartierprogramm an.
- Historische Karten: Für die meisten Flächen von Niedersachsen liegen sowohl Karten des 18. als auch des 19. Jahrhunderts in vergleichbarem Maßstab (etwa 1:25 000) vor, aus denen sich der Nutzungsartenwandel ableiten läßt.
- Klimadaten: Informationen zum Klima liegen nur in geringer räumlicher Auflösung vor. Eine vom NLFb aus den punktuell vorliegenden Meßdaten erstellte Karte der klimatischen Wasserbilanz i. M. 1:200 000 wird z. Z. zur fachlichen Interpretation herangezogen.
- Analysendaten: Es stehen etwa 450 hinreichend analysierte Profile mit den dazugehörigen Geländedaten zur Verfügung. Damit ist allerdings nur ein geringer Anteil der in Niedersachsen tatsächlich vorkommenden Standorte abgedeckt.

Die Idee, diese sehr umfangreichen Daten der Landesaufnahme und Auswertung zugänglich zu machen, ist an sich nicht neu. Jeder Kartierer versucht, die ihm mit vertretbarem Aufwand zugänglichen Unterlagen aufgrund seines persönlichen Kenntnisstandes auszuwerten. Eine umfassende und systematische Auswertung aller interpretierbaren Daten ist im Rahmen der Landesaufnahme bislang jedoch nicht gelungen. Die Ursache dafür ist im wesentlichen im Datenumfang zu sehen, welcher manuell nicht zu handhaben ist. Eine Lösung des Problems wird deshalb nur in einer rechnergestützten Arbeitsweise gesehen.

Wenn allerdings eine rechnergestützte Arbeitsweise ins Auge gefaßt wird, muß bedacht werden, daß die damit gegebenen, wesentlich erweiterten Möglichkeiten der Datenhandhabung auch wiederum Konsequenzen für die Vorgehensweise der bodenkundlichen Landesaufnahme haben wird. Auf der Basis einer fachlich interpretierbaren hohen Informationsdichte werden die Arbeiten mehr darauf ausgerichtet sein, prinzipielle Zusammenhänge zwischen den vorliegenden Unterlagen zu erkennen, um deren

Interpretierbarkeit systematisch zu verbessern. Damit ergibt sich für die bodenkundliche Arbeit die Möglichkeit tiefer greifender Untersuchungen. Das trifft bei der bodenkundlichen Landesaufnahme sowohl für die Flächeninventur als auch für die begleitende Analytik zu:

- Für die Kartierung heißt das z. B., daß ihre Aufgabe weniger in der Arealfindung liegt, als vielmehr vorab typische Areale inhaltlich nach einem definierten Prinzip modellhaft zu erkunden, das Ergebnis zu dokumentieren und die Erkenntnisse auf vergleichbare Areale zu übertragen.
- Die die Landesaufnahme begleitende Analytik wird unter Berücksichtigung des vorliegenden Datenbestandes und der tatsächlichen Bodenverbreitung für eine gelenkte Beprobung sorgen, um so schließlich die wichtigsten Böden des Landes auch von ihren analytischen Eigenschaften beschreiben zu können.

3. Anforderungen für eine rechnergestützte Landesaufnahme:

Aus den beschriebenen Grundvorstellungen zur Problemlösung ergeben sich DV-technische Anforderungen:

- Die in Form und Qualität sehr ungleichwertig vorliegenden Daten müssen problemlos und ohne Informationsverlust erfaßbar sein (einschließlich der an anderen Stellen digital anfallenden Daten). Die Daten müssen getrennt oder auch verknüpft bzw. in überlagerter Form weiterverarbeitet werden können.
- Die vorliegenden bzw. zu entwickelnden fachlichen Vorstellungen zur Dateninterpretation und -auswertung müssen programmtechnisch umsetzbar und fortführbar sein.
- Die Verwaltung der Daten muß neben den üblichen Funktionen trotz des erheblichen Datenumfanges einen schnellen Datenzugriff und die Fortführung erlauben.
- Die Ausgabemöglichkeiten müssen den vielfältigen Erfordernissen der Landesaufnahme der benutzerspezifischen Auswertung gerecht werden.

Zusammengefaßt bedeutet dies, alle vorhandenen und lfd. anfallenden Daten einschließlich aller Methoden von der digitalen Erfassung bis zur Auswertung in einem integrierenden System zusammenzufügen. Ein solches Konzept liegt dem beim MfB in Entwicklung befindlichen Bodeninformationssystem (NIBIS) zugrunde.

4. Vorstellungen zum strukturellen Aufbau eines Bodeninformationssystems:

Den strukturellen Aufbau des NIBIS, wie er sich aus den angeführten Anforderungen ergibt, zeigt beigefügte Abbildung.

4.1 Die mit KREISEN dargestellten Ebenen geben den prinzipiellen Inhalt des BIS wider.

- Die drei äußeren Schalen stellen den Methodenbereich,
- der innere Kreis den Datenbereich dar.

Zum Methodenbereich:

- Zur äußeren Schale des Methodenbereichs zählen wir alle Anweisungen und Normierungen zur Überführung analoger Daten in die digitale Form des NIBIS und alle Darstellungsvorschriften, um digi-

tale Daten wieder in analoge Form umzuwandeln. Dieser nicht digitale Bereich muß unseres Erachtens fester Bestandteil des NIBIS sein, weil er überhaupt die Voraussetzung der digitalen Verarbeitung ist.

- Die zweite Schale führt in den digitalen Bereich. Sie enthält alle Methoden zur Erfassung der verschiedensten Daten, zur Datenausgabe und Modelle zur Datenumsetzung (wie z. B. einfache Umsetzungsprogramme, komplexere Vorhersagemodelle und Modelle zur fachlichen Interpretation der Basisdaten für spezielle Themen).
- Die dritte Schale enthält alle wesentlichen Datenbankfunktionen wie Korrigieren, Sortieren, Verknüpfen, Auslisten, Ansehen, Suchen u. a.

Zum Datenbereich:

- Der Datenbereich untergliedert sich prinzipiell in die Flächendaten = Flächendatenbank und die Daten auf Basis punktueller Erhebungen. Da hier die punktuellen Geländedaten mit den Labordaten verknüpft sind, wird er hier Labor/Bohrdatenbank genannt. Als Daten werden grundsätzlich nur Basisdaten gespeichert; abgeleitete Daten werden bei Bedarf durch entsprechende Programme stets neu erzeugt. Zu interpretierende Fremddaten werden zunächst ohne Informationsverlust im Originalmaßstab erfaßt und auch gehalten. Eine Generalisierung erfolgt erst bei fachlicher Interpretation. Die Inhalte im einzelnen und deren Strukturierung sind bereits an anderer Stelle beschrieben (z. B. BOESS, J. u. J. KUES, 1987).

4.2 Mit dem ACHSENKREUZ werden - durch Pfeil angedeutet - die Ein- und Ausgabebereiche gekennzeichnet:

- Pfeil nach innen bedeutet digitale Erfassung,
- Pfeil nach außen bedeutet analoge Ausgabe.

Darüber hinaus werden die Bereiche, in denen ausschließlich verfügbare Unterlagen erfaßt und ausgewertet werden (obere Hälfte) von denen getrennt, in die ergänzende Untersuchungen einfließen. Die einzelnen Viertel bedeuten:

- Oberes linkes Viertel = Erfassung verfügbarer Unterlagen
- Oberes rechtes Viertel = Auswertung verfügbarer Unterlagen
- Unteres rechtes Viertel = Erfassung ergänzender Unterlagen
- Unteres linkes Viertel = Auswertung verfügbarer mit ergänzenden Unterlagen

Die Unterscheidung von Erfassung und Auswertung vorhandener Unterlagen (obere Hälfte) von denen mit ergänzenden Untersuchungen (untere Hälfte) wird deshalb für bedeutsam gehalten, weil zunächst eine zeitliche Trennung zwischen diesen im Arbeitsaufwand sehr unterschiedlichen Schritten vorgenommen wird, um den augenblicklichen Bedarf im Auswertungsbereich möglichst rasch abzudecken. Ergänzende Untersuchungen sollten, wenn eine hinreichende Interpretation der vorliegenden Daten möglich ist, ohnehin mehr problembezogen ausgerichtet werden.

5. Entwicklungsstand des Bodeninformationssystems von Niedersachsen (NIBIS)

Innerhalb des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS werden z. Z. folgende Arbeiten erledigt:

- Erfassung vorhandener Unterlagen: Grenzen und flächentypisches Grabloch der Bodenschätzung, Grenzen und Legendeninhalt der geologischen Karte 1:25 000; Grenzen der forstlichen Standortkarten mit den Schlüsselnummern; Nutzungsarten aus historischen Karten; vorliegende Bodenkarten i. M. 1:200 000 (BSK200) und 1:25 000 (BK25); verwertbare Analysendaten mit dazugehörigen Geländeaufnahmen.
- Auswertung vorhandener Unterlagen: Übersetzung der flächentypischen Grablöcher der Bodenschätzung als Teil der Konzeptkarte für die Kartierung; Auswertung der digitalen BSK200 zur Darstellung von Problem-bereichen.
- Erfassung ergänzender Untersuchungen: Profile der Geländeaufnahme, für die Proben für die Analytik entnommen werden; Analysendaten dieser Profile; Bodengrenzen und Arealbeschreibungen im Rahmen kleinerer Projekte.
- Auswertung vorhandener zuzüglich ergänzender Untersuchungen: Rechnergestützte Erstellung einer Bodenkarte auf der Grundlage der Bodenschätzung i. M. 1:5 000 (DGK5B) - seit 1983 jährlich etwa 250 Blätter; thematische Auswertungskarten im Rahmen kleinerer Projekte.

6. Ausblick:

Die Konzipierung eines Bodeninformationssystems kann wegen des damit verbundenen Arbeitsumfanges und der anzustrebenden allgemeinen Vergleichbarkeit der Inhalte und Methoden nicht von einer oder wenigen Institutionen allein erfolgen. Da die Einführung eines BIS auch in den in Diskussion befindlichen Bodenschutzkonzeptionen des Bundes und der Länder gefordert wird, ist eine Vergleichbarkeit der Arbeiten zwingend. Die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft sollte sich daher stärker an der Koordination der Entwicklungsarbeiten beteiligen.

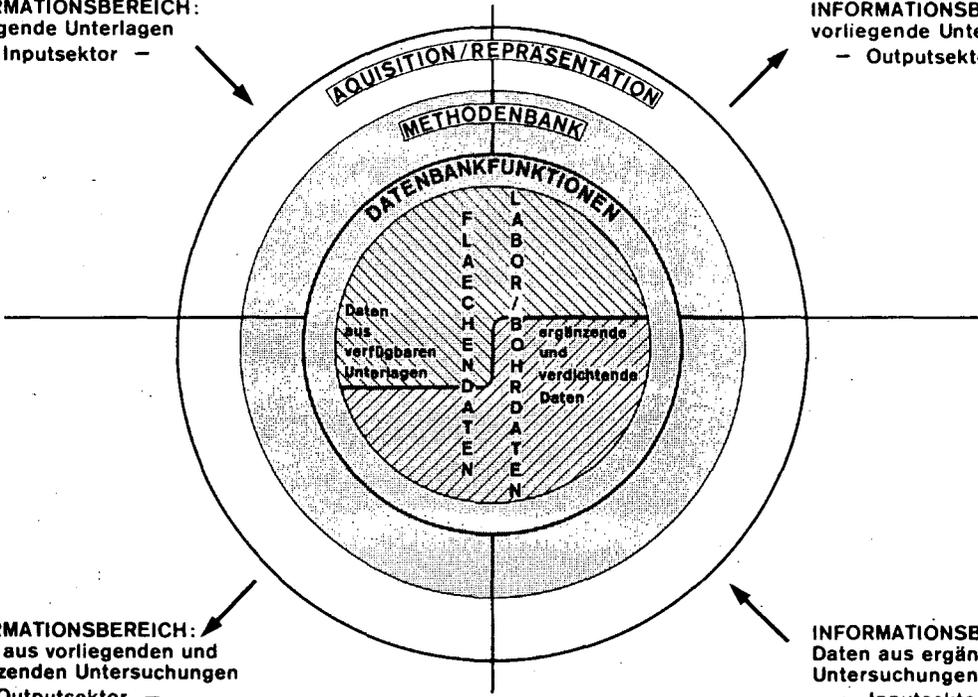
L I T E R A T U R

- BOESS, J. u. J. KJES (1987): Das Bodenkataster von Niedersachsen - ein Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 119-122, Göttingen.
- HEINEKE, H.-J., KLEEFISCH, B. u. OELKERS, K.-H. (1987): Entwicklungstendenzen bei der rechnergestützten Konstruktion großmaßstäbiger Bodenkarten am Beispiel Niedersachsens. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 53, 35-38, Göttingen.
- LAMP, J. (1986): Neue Entwicklungen auf dem Gebiet des Bodeninformationssystems. - Mitt. d. Österr. Bodenkundlichen Ges., H. 32, 169-189, Wien.
- VINKEN, R. (1983): Die automatische Datenverarbeitung als Hilfsmittel bei der Aufnahme und Konstruktion geowissenschaftlicher Karten. -

Struktureller Aufbau des Bodeninformationssystems von Niedersachsen (NIBIS)

INFORMATIONSBEREICH:
vorliegende Unterlagen
- Inputsektor -

INFORMATIONSBEREICH:
vorliegende Unterlagen
- Outputsektor -



INFORMATIONSBEREICH:
Daten aus vorliegenden und
ergänzenden Untersuchungen
- Outputsektor -

INFORMATIONSBEREICH:
Daten aus ergänzenden
Untersuchungen
- Inputsektor -

Entwurf: KLEEFISCH

Abb. 1: Struktureller Aufbau des Bodeninformationssystems von Niedersachsen (NIBIS)

Böden aus Pyroklastiten im Laacher See-Gebiet

von

Henzler, B. und Schröder, D.*

1. Einleitung

Im Mittelalleröd (vor ca. 11 000 Jahren) wurden im Laacher See-Gebiet durch die phreatomagmatische Eruption des Laacher Vulkans große Mengen an intermediären Pyroklastika gefördert, die sowohl im gesamten Neuwieder Becken als auch weit darüber hinaus abgelagert wurden. Die Mächtigkeit der Ablagerungen im Neuwieder Becken variiert zwischen einigen Dezimetern und mehreren Dekametern. Zwar unterscheiden sich die Pyroklastiten durch ihre Petrographie nur gering, doch können sie aufgrund der Eruptions- und Sedimentationsart in Bimslapilli, Britz und Traß differenziert werden.

Die Böden aus dem Eruptionsmaterial des Laacher Vulkans sind bisher wenig untersucht worden. Einige Ergebnisse liegen von SCHÖNHALS (1957), BESOAIN (1969) MEYER & SAKR (1970), STÖHR (1971), GEBHARDT (1976) und MÜCKENHAUSEN (1978) vor.

Für die typologische Einstufung ist bisher noch keine Einigung erzielt worden. Sie reicht von steppenbodenartigen Braunerden (STÖHR, 1971) über Braunerden (MÜCKENHAUSEN, 1978; BESOAIN, 1969) bis zu Parabraunerden (v.BAREN, 1962). Die Frage, ob sie auch als Andosols klassifiziert werden können, ist bislang noch nicht diskutiert worden.

Um die bisherigen Ergebnisse zu erweitern, wurden je 3 Böden aus den wichtigsten Pyroklastiten (anstehendem Bims, umgelagertem Britz/Bimsgemisch und anstehendem Traß) feldbodenkundlich, bodenphysikalisch, -chemisch, -biologisch und mineralogisch untersucht und sowohl bodengenetisch als auch bodensystematisch gedeutet. Aus Platzgründen können nur die Mittelwerte der 3 Profile je Substrat dargestellt werden. Die Streuung zwischen ihnen ist durchweg gering.

2. Untersuchungsgebiet und -methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt in der näheren Umgebung des Laacher Sees (BOGAARD und SCHMINCKE; Abb. 1).

Zur Geologie des Raumes wird auf die Literatur von FRECHEN (1981) sowie BOGAARD und SCHMINCKE (1984) verwiesen werden. Bei den Bodenuntersuchungen wurden die gängigen bodenkundlichen Methoden angewandt, wie sie bei SCHLICHTING u. BLUME (1966) genannt sind. Ein Test auf Allophangehalte im Boden wurden nach WADA und KAKUTO (1985) durchgeführt. Für die Röntgenbeugungs-Analysen wurde in Anlehnung an die Methode von HASHIMUTO und JACKSON (1960) an der Tonfraktion eine Extraktion mit kochender NaOH vorgenommen, um SiO_2 , Al_2O_3 und Fe_2O_3 aus den amorphen Komponenten zu entfernen.

3. Ergebnisse

3.1 Feldbodenkundliche Eigenschaften

Die Böden aus Bims sind in den oberen grauen Bimsablagerungen, die durch eine Hauptbritzbank von den unteren weißen Bimsschichten getrennt sind, entwickelt. Ihre Bodenart ist im A- und B-Horizont ein stark grusiger, durchschnittlich 90 cm mächtiger lehmiger Sand mit Tongehalten von 5-14%. Zum C-Horizont hin nimmt der Tongehalt deutlich ab, während der Anteil an Grus (Bimslapilli, Schieferstückchen) merklich ansteigt. Die Frabe des Ap ist bräunlich schwarz (10 YR 3/2) bis dunkelbraun (10 YR 3/4); im Bv herrschen dunkelbraune bis braune (10 YR 3/3-4/4) und im Cv gelblich braune bis weißgraue Färbungen vor. Das Gefüge ist im Ap überwiegend subpolyedrisch bis leicht krümelig (biogen beeinflusst), im Bv ebenfalls subpolyedrisch und geht zum Cv deutlich in das Gesteins (Einzelkorn-) Gefüge über. Auf den Aggregatoberflächen und Bims-körnern finden sich verbreitet Tonhäutchen. Die beiden oberen Horizonte können beim Austrocknen eine leichte Verfestigung durch lösliche Kieselsäure erfahren. Die Humosität nimmt von ca. 2% in der Ackerkrume auf ca. 0,6% im Bv ab. Die Durchwurzelung reicht aufgrund der Lockerheit des Bodens tief.

Von den Eigenschaften der Bimsböden weichen die der Böden aus umgelagertem Britz/Bimsgemisch in folgenden Punkten ab: Sie sind dunkelbraun (10 YR 3/3) mittelgrusig, feinkörniger (mittelsandiger Lehm bis stark sandiger Lehm) schichtig und dichter gelagert. Im Untergrund sind schichtig gelagerte Britzbänke vorhanden. Beim Austrocknen können sich diese Böden sehr stark verfestigen und sind somit schwer durchwurzelbar. Der Grusgehalt schwankt sowohl innerhalb der Profile als auch im Vergleich zu den einzelnen

Standorten deutlich. In den umgelagerten Substraten ist die Entwicklungstiefe sehr unterschiedlich.

Die Traßböden, die nur in den Bachtälern des nördlichen Untersuchungsgebietes unter Wald zu finden sind, weisen eine einheitliche dunkelbraune (10 YR 3/4) Färbung auf. Die Bodenart reicht vom mittel grusigen, mittel schluffigen bis zum mittellehmigen Sand, deren Tongehalt zwischen 6 und 10% schwankt. Die Entwicklungstiefe reicht in diesem relativ festen Material bis etwa 60 cm. Die Durchwurzelung ist tiefreichend, weil das Bodengefüge subpolyedrisch bis krümelig ist; eine Verhärtung des Bodens unter Wald wurde nicht beobachtet.

3.2 Bodenphysikalische Eigenschaften

Alle untersuchten Böden haben einen hohen Skelett- und Sandanteil, der innerhalb der Profile von oben nach unten deutlich zunimmt (Tab. 1). Die höchsten Werte treten im Bimsboden auf. Die Schluffgehalte fallen von Traß- über die Britz-Bims-Böden zu den Bimsböden ab. Die Tongehalte sind bei den Britz/Bims-Böden am höchsten. Die Böden aus dem Bims/Britz-Gemisch und aus Traß sind insgesamt feinkörniger als die aus Bims. Entsprechend der Porosität des Substrates weisen alle Böden ein hohes Gesamtporenvolumen auf (Tab. 2). Sehr hoch sind ebenfalls Grobporenvolumen, Wasser- und Luftdurchlässigkeit, relativ hoch die nutzbare Feldkapazität. Sie kann aus der Körnung nicht erklärt werden, sondern beruht auf Mittelporen in den Lapilli. Lagerungsdichte und Eindringwiderstand sind hingegen niedrig. Allerdings unterschreiten die Lagerungsdichten nicht den für Andosols geforderten Grenzwert von $0,9 \text{ g/cm}^3$

3.3 Bodenchemische Eigenschaften

Die pH-Werte liegen bei den Böden aus Britz/Bims und Traß im schwach sauren bis sauren Bereich, während die pH-Werte des Bimsbodens um den Neutralwert schwanken (Tab. 3). Die Kohlenstoffgehalte bewegen sich auf den landwirtschaftlich genutzten Bimsböden und Britz/Bimsböden um 1%, auf den Traßböden unter Wald um 4% C. Dagegen differieren die N-Werte der drei Standorte nur geringfügig. Daraus ergibt sich ein engeres C/N-Verhältnis bei den Ackerböden gegenüber den Waldstandorten. Aufgrund des eisenarmen Ausgangsgesteins weisen alle Bodenprofile relativ niedrige Fe_d -Werte auf, die, mit Ausnahme der umgelagerten Böden aus Britz/Bims-Gemisch, deutlich von oben nach unten abnehmen und der verstärkten Bodenbildung im Oberboden entsprechen. Die Fe_d -Gehalte

sind hingegen relativ hoch, so daß ein enges Fe₀/Fe_d-Verhältnis resultiert, d.h. junge Eisenformen vorliegen. Die Austauschkapazität ist entsprechend der Bodenart sehr hoch, die des Traßbodens aufgrund des höheren Humusgehaltes höher als die der Ackerstandorte (Tab. 4). Das hohe Sorptionsvermögen geht auch aus der Ak/100 g Ton hervor. Die Komplexe sind überwiegend mit Calcium gesättigt. Auch Kalium tritt mit höheren Anteilen auf, was auf einen bedeutenden Anteil an Kalifeldspäten im Ausgangsmaterial zurückgeführt werden kann. Beim Natrium ist in allen Profilen eine Verlagerung nach unten auffällig (vgl. KURTENACKER u. SCHRÖDER 1987). Die Basensättigung ist sowohl beim Bims- als auch beim Britz/Bimsboden sehr hoch; eine Ausnahme bildet der Traßboden (Waldstandort).

4. Tonmineralogie

Mit Hilfe von Röntgenbeugungsanalysen konnte nachgewiesen werden, daß die Bildung von kristallinen Tonmineralen noch unbedeutend ist. Demgegenüber ist der Anteil an Allophanen sowohl in den obersten als auch in den tieferen Horizonten hoch und für alle untersuchten Böden als charakteristisch anzusehen. Er erklärt die hohe AK/100 g Ton. Daraus, wie auch aus anderen Befunden, ergibt sich, daß die untersuchten Böden noch nicht weit entwickelt sind.

5. Systematische Stellung

Die untersuchten Böden können nach der deutschen Bodenklassifikation als Braunerden bezeichnet werden. Aufgrund ihrer hohen Basensättigung lassen sich die Böden auf Bims und Britz/Bimsgemisch zu den basenreichen Braunerden stellen, während die Traßböden zu den typischen gezählt werden. Da eine mikromorphologische Untersuchung noch aussteht, ist noch nicht abgesichert, ob die Böden auf Bims zu den durchschlammten Braunerden gestellt werden müssen.

Untersuchungen zu der Frage, ob sie auch als Andosols klassifiziert werden können, sind noch nicht abgeschlossen.

6. Literatur

- BARREN, F.A. van (1962): Geologisch-geomorphologisch-bodenkundliche Exkursion in Westdeutschland vom 14.-25.5.1962. - Univ. Utrecht, Niederlande.
- BESOAIN, E. (1969): Untersuchungen von Böden aus Pyroklastiten (Aschen u. Tuffe) Chiles, Japans, Dtsch. u. Italiens. - Diss. Bonn.
- BOGAARD, P. v.d. u. SCHMINCKE, H.U. (1984): The Eruption center of the late Quarternary Laacher See-Tephra. - Geol. Rdsch.

73, 3, 933-980.

- FRECHEN, J. (1981): Herkunft der allerödzeitlichen Bimstufe des Laacher Vulkangebietes. - Geol. Rdsch. 70, 3, 1119-1151.
- HASHIMUTO, J. u. JACKSON, H.L. (1960): Rapid Dissolution of Allophane and Kaolinite-Halloyite after Dehydration. - Clay and Clay Minerals, 102-113.
- KURTENACKER, M. u. SCHRÖDER, D. (1987): Eigenschaften und Genese fossiler Lößböden unter Pyroklastika des Laacher See Gebietes. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., im Druck.
- MÜCKENHAUSEN, E. (1978): Exkursionsführer zur geomorphologisch-bodenkundlichen Tagung am 19. und 20. Sept. 1978 in Andernach/Rhein. - Inst. für Bodenkunde, Bonn.
- SCHLICHTING, E. u. BLUME, H.P. (1976): Bodenkundliches Praktikum. - 2. Aufl. Parey, Hamburg, Berlin.
- STÖHR, W.T. (1971): Böden aus Pyroklastika und ihren Mischsedimenten im Verbreitungsgebiet des Laacher Trachyt-Tuffs. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 13, 393-410.
- WADA, K. u. KAKUTO, Y. (1985): A spot test with toluidine blue for allophane and imogolite. - Soil Sci. Soc. Am. J., 49, 276-278.

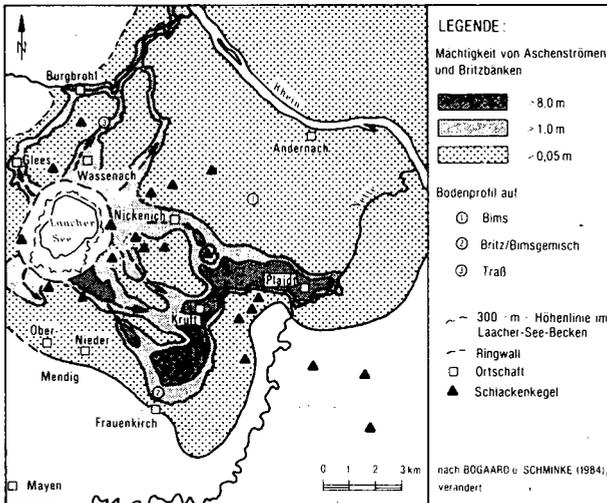


Abb. 1 Verbreitung der Aschenstromablagerungen des Laacher Vulkans

Tab. 1 Prozentuale Korngrößenverteilung (Korngröße in μm), Mittelwerte aus 3 Profilen

Hor./Tiefe (cm)	>2000	630-2000	200-630	63-200	20-63	6-20	2-6	<2
Bims:								
Ap 0-30	17,5	31,2	23,4	8,1	7,6	8,5	7,3	14,2
Bv 30-50	30,6	43,0	21,7	7,0	6,7	F	4,7	11,3
BvCv 50-90	29,7	54,0	26,8	6,5	4,6		2,2	5,1
Britz/Bimsgemisch:								
Ap 0-20	13,2	17,9	23,8	13,2			8,3	15,8
Bv 20-45	16,5	14,8	14,2	13,1		10,1	10,3	19,3
BvCv 45-70	18,2	15,6	17,7			15,1	11,4	16,3
Traß:								
Ah 0-12	16,0	15,2	21,3	21,4	12,6	10,2	5,3	8,8
Bv 12-32	19,1	17,6	28,6	21,0	12,5	10,1	5,1	7,3
BvCv 32-60	25,0	18,9	28,3	20,4	13,1	8,6	3,9	5,9

Tab. 2 Porongrößenverteilung, Wasser- und Luftdurchlässigkeit, Lagerungsdichte und Eindringwiderstand, Mittelwerte aus 3 Profilen

Hor./Tiefe (cm)	GPV	P>50 μm	P 50-10 μm	P 10-0,2 μm	P<0,2 μm	kf (cm/d)	ka (μm^2)	Rt (g/cm ³)	Em (N/cm ²)
Bims:									
Ap 0-30	55,3	26,2	3,8	14,9	10,4	663,3	5,4	1,30	17
Bv 30-50	60,7	32,8	4,0	15,1	9,0	1502,8	12,4	1,08	12
BvCv 50-90	61,9	39,8	3,2	14,6	4,3	n.e.	26,0	0,94	7
Britz/Bimsgemisch:									
Ap 0-20	54,1	29,5	3,2	12,8	8,5	1649,7	8,2	1,32	16
Bv 20-45	58,7	26,8	3,6	16,9	11,4	1123,6	5,9	1,28	14
BvCv 45-70	57,5	26,3	4,0	17,7	9,5	2022,9	7,3	1,21	16
Traß:									
Ah 0-12	68,5	33,3	5,7	15,9	13,5	913,6	4,1	0,95	11
Bv 12-32	61,5	34,5	5,6	14,2	7,3	1120,1	5,2	1,10	13
BvCv 32-60	58,7	31,3	5,2	15,6	5,6	1241,6	4,1	1,20	16

Tab. 3 pH-Werte, C-, N-, Fe₀- und Fe_d-Gehalte, Mittelwerte aus 3 Profilen

Hor./Tiefe (cm)	pH (0,01 m CaCl ₂)	C (%)	N (%)	Fe ₀ (%)	Fe _d (%)	Fe ₀ /Fe _d (%)
Bims:						
Ap 0-30	5,41	1,00	0,17	0,25	0,37	0,68
Bv 30-50	6,53	0,37		0,17	0,32	0,53
BvCv 50-90	6,72	0,10		0,09	0,27	0,32
Britz/Bimsgemisch:						
Ap 0-20	5,33	1,06	0,18	0,23	0,35	0,66
Bv 20-45	6,02	0,35		0,22	0,39	0,56
BvCv 45-70	6,42	0,26		0,22	0,40	0,55
Traß:						
Ah 0-12	4,59	4,20	0,24	0,22	0,35	0,64
Bv 12-32	4,66	0,49		0,14	0,30	0,47
BvCv 32-60	4,86	0,38		0,11	0,29	0,38

Tab. 4 Austauschkapazität und austauschbare Kationen, Mittelwerte aus 3 Profilen

Hor./Tiefe (cm)	Austauschbare Kationen (mval/100g Boden)				T-Wert (mval/100g Boden)	V-Wert (%)	AK (mval/100 g Ton)
	Ca	Mg	K	Na			
Bims:							
Ap 0-30	6,27	0,36	0,97	0,11	14,86	53,47	94
Bv 30-50	9,92	0,60	0,69	0,51	13,07	89,27	124
BvCv 50-90	6,41	0,54	0,77	0,37	10,17	69,37	164
Britz/Bimsgemisch:							
Ap 0-20	6,27	0,39	0,53	0,07	14,23	50,97	79
Bv 20-45	7,11	0,77	0,65	0,13	13,84	66,90	60
BvCv 45-70	9,83	2,12	0,65	0,31	14,74	87,53	98
Traß:							
Ah 0-12	5,87	0,91	0,73	0,27	19,81	36,40	128
Bv 12-32	1,46	0,41	0,63	0,27	10,27	30,53	121
BvCv 32-60	1,81	0,63	1,06	0,29	9,26	43,37	134

Anwendung feinstratigraphischer Isotopenuntersuchungen an einem Würmlößprofil mit fossilen Böden

von

Janus, U. und H.-G. Bertram

1. Ziel und Methode

Untersuchungen zum Kalkumsatz in Lössen und darin enthaltenen fossilen Böden anhand der $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ - und $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ -Verhältnisse wurden am Lehrstuhl für Eiszeitenforschung der Universität Köln bereits in den 70er Jahren durchgeführt (MANZE et al. 1974, MANZE & BRUNNACKER 1978/79). Die folgenden Isotopenuntersuchungen an einem Würmlößprofil im Raum Euskirchen sollten an diese Untersuchungen anschließen.

Erstmals wurden dabei Proben eines Lößprofils im Abstand von 2-5 cm untersucht, um die Messung von Isotopenverhältnissen für eine feinstratigraphische Gliederung zu benutzen. Erfahrungen aus Untersuchungen an skandinavischen Podsolen haben gezeigt, daß erst eine so dichte Beprobung eine gute räumliche Auflösung der Isotopenvariationen innerhalb der einzelnen Horizonte gewährleistet (BERTRAM 1985, 1986). Für die Untersuchungen wurde das Profil Euskirchen-Roitzheim ausgewählt, welches eine für die Verhältnisse der südlichen Niederrheinischen Bucht nahezu vollständige Würmlößabfolge enthält. Die Proben zur Isotopenmessung wurden entlang einer konstanten Profilsäule entnommen. Der Abstand der Proben beträgt im oberen Schwemmlöß und anschließenden Jungwürmlöß aufgrund der Einheitlichkeit der Horizonte 5 cm. Ab 2 m Tiefe beträgt der Probenabstand 2 cm, um die unterschiedlichen Horizonte besser auflösen zu können.

Die Isotopenmessungen wurden an einem Massenspektrometer der Firma Finnigan vom Typ MAT 250 im Geologischen Institut der Universität Köln durchgeführt. Alle Messungen beziehen sich auf den internationalen PDB-Standard.

Die Isotopenmessung setzt eine quantitative Umwandlung von CaCO_3 in CO_2 voraus. Hierzu wird die Probe mit 95%iger Orthophosphorsäure versetzt. Da bei dieser Aufbereitung eine Fraktionierung erfolgt, muß die Reaktion bei konstanter Temperatur (40° C) ablaufen, um die Verschiebung des Isotopenverhältnisses korrigieren zu können.

2. Profilbeschreibung

Das Profil besteht aus 4 m mächtigem Würmlöß und konnte in einer ehemaligen Ziegeleigrube südöstlich von Euskirchen aufgenommen werden. Das Liegende des Lösses besteht aus jungen Eifelschottern über Hauptterrassenschottern des Rheins (MUSA 1974). Das Profil läßt eine 3-Teilung erkennen.

2.1 Der unterste Profilabschnitt

ist gekennzeichnet durch dunkelbraunen Schwemmlöß, der durch feine Schuttschnüre 3-geteilt wird. Jeder der drei Bereiche erscheint in sich homogen, einzelne Schotter und Schuttstücke sind auch hier in unterbrochenen Schnüren eingeschaltet. Eine quantitative Humusbestimmung erbrachte in diesem Profilabschnitt Anteile organischer Substanz von 0,3-0,4%, wobei der mittlere Bereich mit 0,48% den höchsten Anteil aufwies. Die Schwermineralanalyse ergab in diesem Abschnitt einen Anteil vulkanischer Schwerminerale von 18% in der Fraktion 0,4-0,063 mm (JANUS 1988), so daß dieser unterste Profilabschnitt als verlagerte, frühwürmzeitliche Humuszonen angesprochen wurde.

2.2 Der mittlere Profilabschnitt

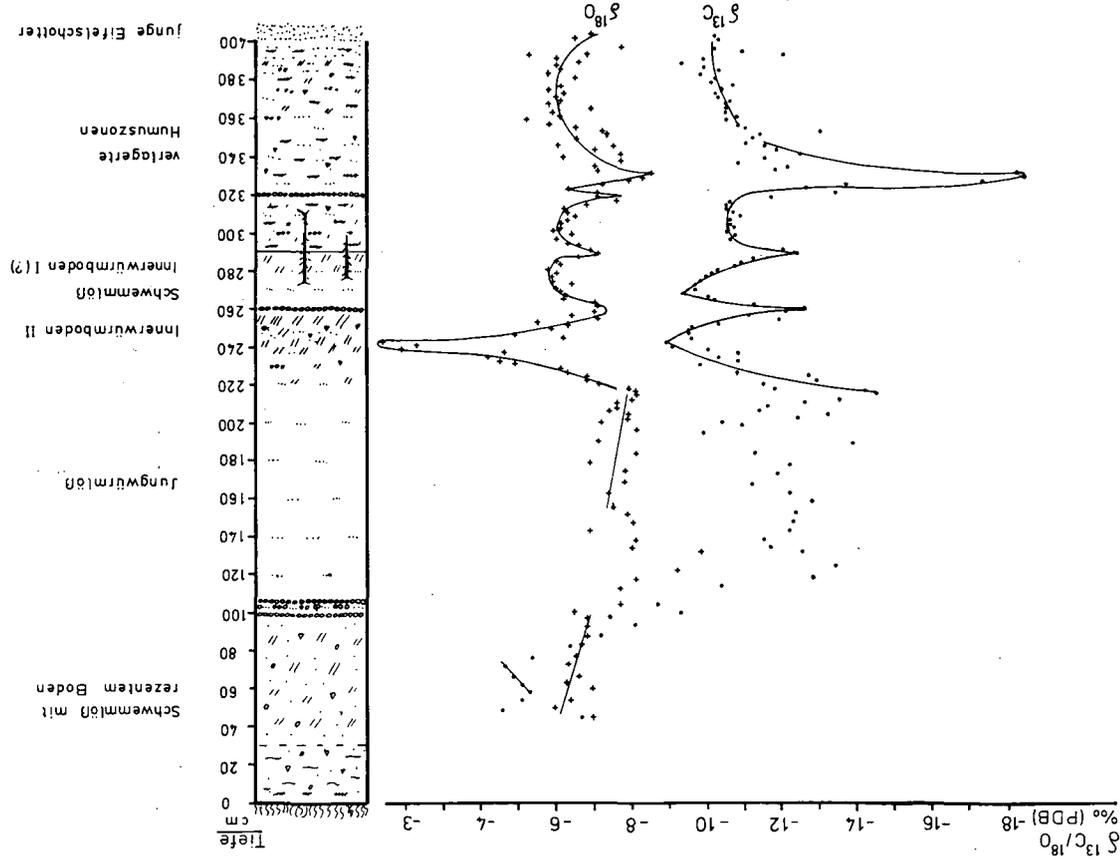
schließt in 2,95 m Tiefe diskordant an die Humuszonen an. Er wird gebildet von 2 geringmächtigen, z.T. erodierten fossilen Böden, die von hellerem Kaltlimalöß getrennt werden. Von letzterem reichen an mehreren Stellen 30-40 cm tiefe Frostspalten in den liegenden Profilteil hinein, die mit dem hellen Löß verfüllt wurden. Der obere fossile Boden ist deutlicher ausgebildet und in der Ziegeleigrube an vielen Stellen zu finden. Aufgrund seiner intensiv rotbraunen Farbe und der Position innerhalb des Gesamtprofils wurde dieser Horizont als "Innerwürmboden II" ("Lohner Boden") entsprechend BRUNNACKER et al. (1977) bezeichnet, obwohl dessen charakteristische Merkmale nicht ausgebildet sind. Dieser Profilteil geht mit einer Übergangszone in den hangenden Jungwürmlöß über.

2.3 Der obere Profilabschnitt

Der insgesamt 2,20 m mächtige obere Profilabschnitt enthält den hellsten und kalkhaltigsten Löß des gesamten Profils. Der Bereich von 1,00-2,20 m Tiefe wird von hellgelbem Jungwürmlöß eingenommen. Dieser Löß läßt sich nicht weiter untergliedern und findet in den Schuttschnüren in 1,00 m Tiefe eine deutliche Obergrenze. Der darüberliegende Löß ist etwas dunkler gefärbt, weniger kalkhaltig und enthält zahlreiche Schotter und Schuttstücke. Aufgrund der enthaltenen vulkanischen Schwerminerale, die dem Laacher-See-Vulkanismus zugerechnet werden können, wurde dieser oberste Schwemmlöß als Spätwürmdecke bezeichnet.

3. Ergebnisse

Abb.1 : Die vertikale Verteilung der Kohlenstoff- und Sauerstoffisotopenverhältnisse im Lößprofil Roitzheim



Der theoretische Hintergrund der Interpretation gemessener Isotopenverhältnisse an pedogenen Karbonaten kann dem, in diesem Band ebenfalls veröffentlichten Beitrag von BERTRAM & JANUS entnommen werden. Die dort beschriebenen Effekte lassen sich auf Lößkarbonate bezogen wie folgt vereinfacht zusammenfassen:

- Als Ausgangsmaterial für die Karbonate im Löß wird mariner, mesozoischer Kalk mit Isotopenverhältnissen von $\delta^{13}\text{C}$: -3 bis +2‰ und $\delta^{18}\text{O}$: -2 bis +2‰ unterstellt. Unveränderter, äolisch transportierter Löß müßte demnach die gleichen Isotopenverhältnisse aufweisen.

- Werden die Lößkalke durch Niederschlagswasser und CO_2 gelöst und wiederausgefällt, so bewirken Temperaturveränderungen und die Entfernung vom Meer eine Veränderung der Sauerstoffisotopenverhältnisse, während die Kohlenstoffisotopenverhältnisse durch den Anteil des biogenen CO_2 bei der Karbonatlösung beeinflusst werden.

Vereinfacht:

Temperaturerhöhung \rightarrow höhere Verdunstung des Bodenwassers
 \rightarrow Anreicherung von ^{18}O in der Restlösung, aus der die Karbonate wieder ausfallen \rightarrow die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte der Karbonate werden positiver.

Kontinentalität \rightarrow Abreicherung von ^{18}O im Niederschlagswasser mit der Entfernung vom Meer \rightarrow negative ^{18}O -Werte der Karbonate.

hohe biogene Aktivität \rightarrow ^{13}C -abgereichertes CO_2 in der Bodenlösung \rightarrow stark negative $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Karbonate. Dieser Effekt wird noch erhöht, wenn der Einfluß des atmosphärischen CO_2 ausgeschlossen ist.

- Werden die Karbonate im Löß nur unvollständig gelöst, so reichern sich die schwereren Isotope in den Restkalken an. Wiederholt sich der Vorgang der Lösung und Wiederausfällung mehrfach, so kann die Anreicherung von ^{13}C in den Restkalken die ^{13}C -Abreicherung durch biogenes CO_2 in der Bodenlösung überlagern. Dieser Effekt ist nur so lange wirksam, wie ausreichend CaCO_3 vorhanden ist. Erfäßt die Lösung auch die Restkalke, so wird allmählich wieder eine ^{13}C -Abreicherung spürbar.

- Die gleichsinnige $\delta^{13}\text{C}$ - und $\delta^{18}\text{O}$ -Variation im Bereich der fossilen Bodenhorizonte läßt außerdem auf eine starke kinetische Fraktionierung bei der Verdunstung der Bodenlösung schließen (RABENHORST et al. 1984).

Im unteren Profilabschnitt des Lößprofils Roitzheim lassen sich die Ergebnisse der Isotopenuntersuchungen gut mit den Geländebefunden vergleichen. Die Bereiche der fossilen Böden und der Humuszonen sind durch eine Anreicherung der schweren ^{13}C - und ^{18}O -Isotope zu erkennen. Besonders ausgeprägt ist die Anreicherung im Innerwürmboden II bzw. Lohner Boden.

4. Perspektiven

Die Untersuchungen am Profil Roitzheim haben gezeigt, daß die Interpretation der $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ - und $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Isotopenverhältnisse von Lößkalken ein gutes zusätzliches Hilfsmittel für stratigraphische Fragestellungen sein kann. Es reicht dabei jedoch nicht aus, nur wenige Proben aus den makroskopisch erkennbaren Horizonten zu untersuchen. Auch innerhalb der Horizonte finden einzelne Prozesse der Kalkumsetzung statt, die sich in die allgemeine Charakteristik dieser Profilabschnitte nicht einfügen lassen und eine Gesamtinterpretation erschweren. Daher ist es erforderlich, die Proben in einem engen Abstand (2-4 cm) zu nehmen. Durch den engen Probenabstand ist es außerdem möglich, eine Horizontierung aufzudecken, die im Gelände auf den ersten Blick nicht zu sehen ist. Umgekehrt wurde im Profil Roitzheim der unterste Profilabschnitt in der Geländeaufnahme als 3-geteilte Humuszone angesprochen. Die Isotopenanalyse zeigte jedoch, daß die feinen Schuttschnüre, die die unterste Humuszone durchziehen, der gleichen Ablagerungsphase zuzurechnen sind.

Da die Isotopenwerte stark von klimatischen und biologischen Prozessen beeinflußt werden, ist es möglich, durch einen Vergleich mit den Isotopenwerten anderer Lößprofile über die Geländeaufnahme hinaus Rückschlüsse auf die Klimabedingungen in verschiedenen Regionen zu ziehen bzw. überregionale Klimaregionen herauszuarbeiten.

Durch die Entwicklung von "Standardprofilen" der Isotopenverteilung in Lößaufschlüssen könnte man letztendlich die Identifizierung von Teilprofilen erleichtern.

Diese Methode der feinstratigraphischen Isotopenuntersuchungen an Lößprofilen stellt ein noch sehr neues Anwendungsgebiet dar. Es ist daher notwendig, noch weitere Profile zu bearbeiten, die sich vor allem in ungestörter Lage befinden und eine ausgeprägtere Horizontierung erkennen lassen. Interessant wäre in diesem Zusammenhang auch die Untersuchung präwürmzeitlicher Lössе, die bisher in dieser Weise noch nicht bearbeitet wurden. Aus einer größeren Menge an vergleichbaren Profilen ergeben sich sicherlich auch noch andere Interpretationsmöglichkeiten. Entsprechende Arbeiten sind bereits in Vorbereitung.

5. Literaturverzeichnis

BERTRAM, H.-G. (1985): Verlauf der stabilen Kohlenstoffisotope in natürlich gewachsenen Profilen: Stratigraphisches Hilfsmittel und Modellgrundlage. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 43, 531-536

- (1986) Zur Rolle des Bodens im globalen Kohlenstoffzyklus. Veröff. Naturforsch. Ges. Emden 8

BRUNNACKER, K. (1983): Isotopendaten im Lößkalk der europäischen Periglazialzone. Mitt. Österr. Geol. Ges. 76, 205-211

BRUNNACKER, K., URBAN, B. und W.A. SCHNITZER (1977): Der jungpleistozäne Löß am Mittel- und Niederrhein anhand neuer Untersuchungsmethoden. N. Jb. Geol. Paläont. Abh. 155, 253-273

JANUS, U. (1988): Löß der südlichen Niederrheinischen Bucht. Kölner Geogr. Arb. 50 (in Vorb.)

MANZE, U., VOGEL, J.C., STREIT, R. und K. BRUNNACKER (1974): Isotopenuntersuchungen zum Kalkumsatz im Löß. Geol. Rdsch. 63, 885-897

MANZE, U. und K. BRUNNACKER (1978/79): Der Kalkumsatz in würmzeitlichen Löß-Interstadialböden am Rhein aufgrund der Kohlenstoff- und Sauerstoffisotopenverhältnisse. Kölner Jb. Vor- und Frühgeschichte 16, 137-141

MUSA, I. (1974): Die Rhein- und Eifelschüttungen im Süden der Niederrheinischen Bucht. Sonderveröff. Geol. Inst. Univ. Köln 23

RABENHORST, M.C., WILDING, L.P., WEST, L.T. (1984): Identification of pedogenic carbonates using stable carbon isotope and microfabric analysis. Soil Science Society of America Journal 48 (1), 125-132.

Konzept des Bodenschutzes in der Stadt- und
Landschaftsplanung

von

Kneib, W.D.* u. M. Schwarze-Rodrian**

In der Stadt- und stadtbezogenen Landschaftsplanung gibt es eine zunehmende Präzisierung der Anforderungen und Erwartungen an bodenkundliche Grunddaten und deren Bewertung für eine Bodenschutzplanung. Demgegenüber mangelt es bislang an einer Bodeninventur für die Städte und darüberhinaus insbesondere an einem konzeptionellen Bodenschutzansatz, der überhaupt Eingang in die breiten Anforderungen der Stadtplanung finden könnte.

Über die Notwendigkeit der Verknüpfung schutzgut- und nutzungsbezogener Ansätze besteht auch in der Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung kein Zweifel.

Dennoch scheitern - auch ohne vorliegende bodenkundliche Daten - bereits theoretische Ansätze nach dem Potentialkonzept, bei dem so divergierende Funktionen wie das biotische Regenerationspotential mit dem Bebauungspotential, oder das Wasserhaushaltspotential, mit dem Entsorgungspotential bodenkundlich abwägend zu bewerten sind. Die Ansätze scheitern derzeit auch, weil ökofunktionale und anthropofunktionale Bodenbewertungen oftmals zu gegenläufigen Festsetzungen kommen und damit, je nach Vielfalt der Bodenfunktionen ein mehr oder weniger komplexes, hierarchisches System der Verknüpfungen notwendig wäre, um allein für dieses Kompartiment des Ökosystems einen wohlbegründeten Abwägungsprozess einzuleiten.

* büro für bodenbewertung, Rehsenweg 75, 2300 Kiel 14

**Kommunalverband Ruhrgebiet, Kronprinzenstr.35, 4300 Essen

Bei einer generellen Betrachtung eines Bodenschutzkonzeptes für die Stadt lassen sich zwei wichtige Gebote des Verwaltungshandelns festmachen:

1. Das Gebot der "Veränderung" bei Feststellung der Schutzbedürftigkeit von Böden.
2. Das Gebot der "Erhaltung" bei Feststellung der Schutzwürdigkeit von Böden.

Schutzbedürftigkeit und Schutzwürdigkeit sind nach vier Aspekten abzuleiten:

Naturnähe - Funktionalität - Regionalität und aktueller Belastungsstatus.

Wenn man davon ausgeht, daß mit zunehmender Naturnähe die Schutzwürdigkeit steigt, dann ist zunächst der Veränderungsgrad der Böden zu klassifizieren und die jeweilige Regenerationsfähigkeit dem gegenüberzustellen.

Bei der funktionalen Bewertung müssen Nutzungsvielfalt und Nutzungsresistenz verknüpft werden. Besonders schutzwürdig sind dann Böden einer breiten stabilen Nutzungseignung, besonders schutzwürdig sind jene, die eine eingeschränkte labile Nutzungseignung besitzen.

Der dritte Aspekt betrifft die Regionalität. Hierzu gilt die These, daß je nach Flächengröße, Flächenzahl und Vernetzung der Bodeneinheiten eine Verstärkung der jeweiligen Schutzwürdigkeit oder Schutzbedürftigkeit vorliegt.

Das vierte Kriterium ist der aktuelle Belastungsstatus. Hier führt die Ermittlung eines naturnahen Standards zur Verstärkung der Schutzwürdigkeit. Wenn bestimmte Richtwerte überschritten werden, sind Maßnahmen der Veränderung (wie Nutzungsbeschränkungen, Entgiftung, Sanierung, Abtrag und Deponierung usw.) notwendig. Die Umsetzung einer Bodenschutzplanung mit und ohne Bodenkartierung ist bei MOLL, SPEETZEN und SCHEMSCHAT, WOLFF (in diesem Band) für Hamburg, wiedergegeben. Eine ausführliche Fassung aller drei Artikel kann beim Büro für bodenbewertung angefordert werden.

Eigenschaften und Genese fossiler Lößböden unter Pyroklastika des
Laacher See Gebietes

von
Kurtenacker, M. u. D. Schröder *

1. Einleitung

Im Laacher See Gebiet wurden die allerödzeitlich gebildeten Lößböden durch ausgeworfenes pyroklastisches Material überdeckt und damit mehr oder weniger konserviert. Diese unter unterschiedlich mächtigen Decken begrabenen Lößböden wurden von SCHÖNHALS (1960), STÖHR (1966) und ROHDENBURG und MEYER (1968) bereits untersucht.

Im Rahmen dieser Arbeit soll das Ergebnis einer flächenhaften Aufnahme dieser Böden und ihrer Eigenschaften mitgeteilt werden, um einen weiteren Beitrag zum Entwicklungsstadium spätglazialer Böden im Mittelrheinischen Becken zu leisten.

Zudem soll untersucht werden, ob die Böden in Abhängigkeit von einer unterschiedlich mächtigen Bimsdecke postallerödzeitlich verändert wurden.

2. Standorte und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt im Mittelrheinischen Becken südöstlich und südlich des Laacher Sees. Die fossilen Lößböden waren in Bimsabbaugruben zugänglich. Eine feldbodenkundliche Profilansprache wurde an 45 Standorten vorgenommen.

Bodenphysikalische, -chemische und -biologische Parameter wurden für 9 typische Böden und mit den gängigen Methoden ermittelt (s. Methodenbuch Schlichting Blume 1966). 5 dieser Böden lagen unter einer mächtigen Bimsdecke (6-20 m) und 4 unter einer geringmächtigen (< 6m).

Die Darstellung der einzelnen Parameter erfolgt nach Mittelwertbildung. Mittelwertunterschiede wurden durch eine Varianzanalyse abgesichert. Außerdem wurden zwischen den einzelnen Werten Korrelationen berechnet.

*Universität Trier, FB III Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

3. Ergebnisse

3.1 Feldbodenkundliche Eigenschaften

Die karbonathaltigen Profile haben überwiegend eine fAh, fAhC, fC, (schwarzerdeartige-Pararendzinen), die teilweise entkalkten Profile eine fAh, fAhBv, fC-Horizontfolge (Braunerde-Pararendzina). Daneben kommen in Mulden-Positionen Gleye und an Unterhängen Pseudogley-Pararendzinen und Pseudogleye vor. Die Mächtigkeit der fAh-Horizonte variiert von 10-20 cm, die Übergangshorizonte sind ca. 20-30 cm mächtig. Die Bodenart variiert vom lehmigen Schluff (junger Löß) bis schluffigen Lehm (älterer umgelagerter, mit dunklen Aschen durchsetzter Löß).

Die Tongehalte nehmen bei geringer Bimsüberdeckung durchschnittlich von 18% im fAh auf 13 im fC ab, bei mächtiger Überdeckung von 14% auf 10%. D.h., daß bei geringer Überdeckung postallerödzeitlich eine stärkere Tonbildung stattgefunden hat.

Durch die Bimsauflast wurden die fAh-Horizonte relativ stark verdichtet, so daß das ursprüngliche Gefüge dort nicht mehr zu rekonstruieren ist.

Erst die Übergangshorizonte (10-30 cm Tiefe) zeigen Relikte eines gut entwickelten Krümelgefüges mit relativ kleiner (1-3 mm) Wurmlösung und sehr kleinen Wurmröhren. Der Unterboden ist kohärent. Fossile Wurzelröhren (bis 3 cm Durchmesser) sind relativ häufig. Besonders unter einer geringen Bimsdecke sind an der Grenze zum Bims intensive dunkelrote Rostflecken und Bänder, stellenweise auch Fe-Mn-Krusten festzustellen. Dies ist auf den Kapillarsprung zwischen grobporigem Bims und feinporigem Löß zurückzuführen. Hydromorphe Merkmale lassen sich auch zwischen den Aggregaten (aufgehellte Säume) und in fossilen Wurzelröhren (Verrostungen) bis in 40 cm Tiefe verfolgen.

Die Tiefenlage der Karbonatgrenze kann kleinräumig und unabhängig von der Bismächtigkeit stark schwanken (0-80 cm).

Die wechselnde Tiefenlage der Entkalkungsgrenze ist die Folge des periodischen Wasserstaus an der Grenze Bims/Löß. Eine weitere Folge ist ein fleckenhafter Humusabbau, sowie Lösung und Transport von 2-wertigem Eisen.

3.2 Bodenphysikalische Eigenschaften

Das Gesamtporenvolumen der fAh-Horizonte liegt zwischen 43 und 52%, im Mittel bei 48% und nimmt mit zunehmender Bismächtigkeit ab (Tab. 1). Das Grobporenvolumen ist durch die Auflast besonders reduziert worden, vor allem im oberen Profilteil.

Die Wasserdurchlässigkeit ist gemäß der bodenkundlichen Kartieranleitung in den gering überdeckten Böden hoch und in den mächtig überdeckten Böden mittel.

Die Aggregatstabilität der Krume liegt zwischen 3.1 und 3.7 mm Δ GM und ist damit unabhängig von der Bimsdecke als gering zu bewerten. Die Eindringwiderstände zeigen die Verdichtung im fAh an.

Die Veränderungen durch die Bimsauflast sind in den oberen Horizonten deutlicher und stärker ausgeprägt als in den unteren. Korrelationen bestätigen, daß das Gesamtporenvolumen, die Porenverteilung und die Wasserdurchlässigkeit mit zunehmender Bimsmächtigkeit abnehmen und der Eindringwiderstand und die Lagerungsdichte zunehmen (Tab. 3).

3.3 Bodenchemische Eigenschaften

fAh-Horizonte unter geringer Überdeckung sind überwiegend karbonatfrei, zur Tiefe hin steigen die Karbonatgehalte an (Tab. 2). Unter mächtiger Bimsdecke liegt der Karbonatgehalt der fAh-Horizonte durchschnittlich bei 4%. Nur in wenigen Profilen war eine flachreichende Entkalkung festzustellen. Demzufolge sind die pH-Werte in Böden unter geringer Bedeckung niedriger (6.9), als in Böden unter mächtiger Bedeckung (7.4). Die mächtige Auflage hat also stärker vor Auswaschung geschützt als die geringmächtige. Die C-Gehalte nehmen in beiden Varianten von oben nach unten kontinuierlich ab. Das Niveau liegt bei mächtiger Überdeckung aber deutlich höher, der postallerödzeitliche Abbau war also geringer. Die Gehalte an amorphem, vor allem aber an kristallinem Eisen nehmen bei beiden Varianten von oben nach unten ab. Die Gehalte sind in geringmächtig überdeckten Böden deutlich höher als in mächtig überdeckten Böden. Der Aktivitätsgrad ist in mächtig überdeckten Böden am höchsten. Unter geringer Überdeckung sind die Böden also stärker verwittert und gealtert.

Die unterschiedlichen Gehalte an organischer Substanz bedingen auch Unterschiede in der Austauschkapazität. Diese ist bei mächtiger Auflage etwas höher und nimmt in beiden Varianten von oben nach unten ab. Alle 4 Kationen haben ihr Maximum im fAh. Das bedeutet - insbesondere für die leicht verlagerbaren Na-Ionen -, daß aus dem Bims Na, aber auch andere Kationen nachgeliefert worden sind. Andernfalls hätte das Na-Maximum im unteren Profilteil gelegen (SCHRÖDER, STEPHAN u. SCHULTE-KARRING 1985).

Korrelationen zeigen, daß der Karbonatgehalt und der C-Gehalt mit

zunehmender Bimsmächtigkeit ansteigen (Tab. 4).

Der Anteil an dithionitlöslichem Eisen nimmt mit zunehmender Bimsauflage signifikant ab.

3.4 Bodenbiologische Eigenschaften

Als bodenbiologische Aktivität wurden die mikrobielle Biomasse und die Dehydrogenaseaktivität bestimmt. Mit Ausnahme eines Profiles lagen die Werte jedoch unter der Nachweisgrenze, so daß die biologische Aktivität als äußerst gering einzuschätzen ist.

4. Diskussion

Es ist anzunehmen, daß bis zum ausgehenden Alleröd im klimatisch günstig gelegenen Neuwieder Becken tiefhumose (bis 60 cm) schwarzerdeartige Pararendzinen entstehen konnten. Das Restkrümelgefüge deutet auf eine intensive biologische Aktivität im Alleröd hin. Die Pararendzinen haben Ähnlichkeiten mit Schwarzerden, erreichen jedoch nicht deren Mächtigkeit. In Hanglagen kamen über älterem Lößlehm Pseudogleye vor, in Mulden Gleye. Nach der Bimsüberdeckung kam es zu: Verdichtung und Gefügedegradation, Wasserstau am Übergang Bims/Löß, zu lateral ziehendem Wasser, dadurch zu unregelmäßig tiefer Entkalkung, Verbraunung und Verlehmung. Zudem wurde Humus abgebaut. Aus dem Bims wurden Verwitterungsprodukte in den Löß verlagert.

Die Mächtigkeit der Bimsdecke hat die Intensität der in den fossilen Böden ablaufenden Prozesse maßgeblich beeinflusst. Die fossilen Böden sind derzeit als fossile schwarzerdeartige Pararendzinen, Braunerde-Pararendzinen, pseudovergleyte Schwarzerde-Pararendzinen und als Gleye anzusprechen.

5. Literatur

- ROHDENBURG, H. u. MEYER, B. (1968): Zur Datierung und Bodengeschichte mitteleuropäischer Oberflächenböden (Schwarzerde, Parabraunerde, Kalksteinbraunlehm): Spätglazial oder Holozän? - In: Göttinger Bodenk. Ber. 6, 127-212.
- SCHÖNHALS, E. (1960): Spät- und nacheiszeitliche Entwicklungsstadien von Böden aus äolischen Sedimenten in Westdeutschland. - In: 7th Intern. Congress of Soil Science, Madison, Wisc. U.S.A., V40, 283-290.
- SCHRÖDER, D., STEPHAN, S. u. SCHULTE-KARRING, H. (1985): Eigenschaften, Entwicklung und Wert rekultivierter Böden aus Löß im Gebiet des Rheinischen Braunkohlen-Tagebaus. - Z. Pflanzenernähr. u. Bodenk., 148, 131-146.
- STÖHR, W.T. (1966): Die Bimsruption im Laacher See Gebiet, ihre Bedeutung für die Quartärforschung und Bodenkunde im Mainzer Becken und in den südlichen Teilen des Rheinischen Schiefergebirges. - Zt. dt. geol. Ges. 116, 994-1003.

Tab. 1 Bodenphysikalische Eigenschaften von Pararendzinen aus LÖB unter Bims

geringe Bimsauflage (n=4)						mächtige Bimsauflage (n=5)				
mittlere Tiefen (cm)	PV	Porengrößenklassen (µm)				PV	Porengrößenklassen (µm)			
		>50	50-10	10-0.2	<0.2		>50	50-10	10-0.2	<0.2
0 - 15	\bar{x} 48.9	5.7	2.0	26.2	15.0	47.4	3.6	2.8	25.5	15.5
	s 1.5	3.2	0.7	2.0	1.3	4.9	3.7	3.7	3.9	1.5
- 40	\bar{x} 52.3	8.0	6.4	25.8	12.1	47.0	4.2	3.1	25.0	14.7
	s 1.9	2.9	3.0	3.6	2.3	5.0	2.8	2.3	3.1	1.7
-100	\bar{x} 51.9	10.4	8.8	22.4	10.4	46.3	4.0	5.5	24.5	12.4
	s 2.2	0.6	3.9	3.2	1.9	4.4	2.0	3.0	2.9	2.2

(+,++,+++)= Signifikanzniveau der Mittelwertsunterschiede zwischen geringer und mächtiger Bimsauflage nach Varianzanalyse

geringe Bimsauflage (n=4)						mächtige Bimsauflage (n=5)				
mittlere Tiefen (cm)	ka µm ²	kf (cm/d)	Rt (g/cm ³)	EW (N/cm ²)	ΔGMD (mm)	ka µm ²	kf (cm/d)	Rt (g/cm ³)	EW (N/cm ²)	ΔGMD (mm)
	s 0.19	62.3	0.03	3.2	0.3	0.11	16.2	0.06	4.9	0.9
- 40	\bar{x} 0.23	81.1	1.38	16	3.8	0.10	9.3	1.44	21	3.7
	s 0.14	80.6	0.08	2.8	0.4	0.09	5.4	0.07	6.1	0.3
- 100	\bar{x} 0.33	150.6	1.34	13	4.1	0.12	17.9	1.39	21	3.9
	s 0.14	161.3	0.09	0.5	0.2	0.14	19.7	0.07	6.1	0.2

Tab. 3 Korrelationen zwischen bodenphysikalischen Eigenschaften und Auflagemächtigkeit (n=28)

	PV	P>50µm	P 50-10µm	kf	Rt	Ew
Auflage	-0,79 ^{***}	-0,71 ^{***}	-0,50 ^{**}	-0,45 ^{**}	0,46 ^{**}	0,86 ^{***}

Tab. 4 Korrelationen zwischen bodenchemischen Eigenschaften und Auflagemächtigkeit (n=28)

	pH	CaCO ₃	C	Fe _d
Auflage	0,59 ^{***}	0,61 ^{***}	0,35 [*]	-0,70 ^{***}

Tab. 2 Bodenchemische Eigenschaften von Pararendzinen aus LÖB unter Bims

geringe Bimsauflage (n=4)									
mittlere Tiefen (cm)		pH	CaCO ₃	ct	Nt	C/N	Fe _o	Fe _d	Fe _o /Fe _d
		(0.01m CaCl ₂)	%	%	%		%	%	
0 - 15	\bar{x}	6.9 ⁺	0.2 ⁺	0.34	0.047	10.0	0.174	0.963	0.178
	s	0.32	0.2	0.11	0.024	8.2	0.165	0.101 ⁺⁺	0.165
- 40	\bar{x}	7.3	3.7	0.26	0.025	13.6	0.090 ⁺	0.850	0.105
	s	0.42	2.8	0.06	0.012	8.5	0.020	0.091	0.026
-100	\bar{x}	7.3 ⁺	7.3	0.18	-	-	0.070	0.720	0.090
	s	0.39	6.9	0.03	-	-	0.020	0.090	0.020
mächtige Bimsauflage (n=5)									
0 - 15	\bar{x}	7.40 ⁺	4.0 ⁺	0.86	0.060	14.0	0.167	0.627	0.310
	s	0.25	3.7	0.65	0.051	3.8	0.162	0.192 ⁺⁺	0.282
- 40	\bar{x}	7.60	6.7	0.47	0.039	12.9	0.210	0.690	0.350
	s	0.18	4.6	0.29	0.016	3.1	0.100 ⁺	0.194	0.260
-100	\bar{x}	7.7 ⁺	12.8	0.23	-	-	0.130	0.560	0.280
	s	0.03	3.5	0.09	-	-	0.090	0.130	0.270
geringe Bimsauflage (n=4)									
mittlere Tiefen (cm)		KAK	Ca	Mg	K	Na	KAK/Ton	V-Wert	
				mval / 100g					%
0 - 15	\bar{x}	15.00	10.11	2.90	0.74	0.29	65.01	93.65	
	s	0.89	1.23	0.55	0.23	0.12	18.30	6.14	
- 40	\bar{x}	12.69	10.16	2.65	0.53	0.25	72.24	100.00	
	s	1.68	0.64	0.32	0.09	0.13	24.79	13.92	
- 100	\bar{x}	11.69	10.40	2.34	0.52	0.26	69.37	100.00	
	s	1.57	0.43	0.13	0.13	0.13	28.69	15.71	
mächtige Bimsauflage (n=5)									
0 - 15	\bar{x}	16.91	11.36	3.47	0.64	0.32	82.35	93.55	
	s	4.31	3.69	0.66	0.28	0.09	23.05	7.45	
- 40	\bar{x}	13.93	10.69	2.98	0.64	0.26	77.38	100.00	
	s	2.72	2.43	0.20	0.13	0.09	24.38	2.36	
-100	\bar{x}	11.53	9.91	2.57	0.59	0.22	71.55	100.00	
	s	2.48	1.35	0.82	0.24	0.09	11.54	6.98	

Untersuchungen zum Akkumulationsverhalten löslicher
organischer Substanzen in Podsolen

von

Lassonczyk, B.*¹ und H.Wiechmann*²

1. Einleitung

Podsole unterscheiden sich in der Form ihrer Humusakkumulationshorizonte, wobei Beziehungen zu Menge und Art der verlagerten Humusstoffe und den jeweiligen physikochemischen Bedingungen am Akkumulationsort angenommen werden. Mit Hilfe von Untersuchungen an Streuextrakten, durch Modellversuche an Bodensäulen und durch Untersuchungen verschiedener Illuvialhorizonte werden Zusammenhänge zwischen diesen Einflußgrößen und der Ausprägung der Podsol-B-Horizonte diskutiert.

2. Ergebnisse und Diskussion

Unter borealem Nadelwald entstehen bei völlig freier Dränung Podsole mit Bs- (Eisenpodsole) oder Bhs- (Humuseisenpodsole) Horizonten. Die Ae-Horizonte sind meist nur geringmächtig. Bei relativ weitem Cf/Ch-Verhältnis (Abb. 1) ist die akkumulierte organische Substanz intergranular geflockt und an Sesquioxide sorbiert. Demgegenüber entwickeln sich unter sekundären Heidegesellschaften auf sesquioxidarmen Substraten bei ungehinderter schneller Dränung Humuspodsole mit hochkonzentrierten Humusakkumulationen in Form von Bh-Horizonten mit Hüllengefüge und tiefreichenden Humusbänderhorizonten.

Untersuchungen an wässrigen Streuextrakten haben gezeigt, daß die Streu der Besenheide (*Calluna vulgaris*) einen deutlich höheren Anteil an wasserlöslichen organischen Substanzen liefert als Nadeln von Fichten und Kiefern (Wiechmann, 1978; Lassonczyk, 1987). Extrakte aus Nadelstreu bilden nach wenigen Tagen relativ mehr polymerisierte (säurefällbare) Humusstoffe als Extrakte aus Callunastreu (Wiechmann, 1978). Die tiefreichende und starke Humusverlagerung ergibt sich demnach aus einer hohen Anlieferung verlagerbarer organischer Substanzen mit geringer Akkumulationsneigung. Sie findet jedoch nur in sesquioxidarmem Substrat statt, wo Sorptionsprozesse als Akkumulationsmechanismus kaum wirksam sind.

Zur Kennzeichnung der Zusammensetzung der akkumulierten organischen Substanz wurde an Illuvialhorizonten von Podsolen im NaOH-Extrakt der Anteil an Humin- (Ch) und Fulvosäuren (Cf) bestimmt. Danach zeichnen sich Bh-Horizonte von Humuspodsolen durch eine hochpolymere organische Substanz aus (Abb.1). Ähnlich enge Cf/Ch-Quotienten weist die organische Substanz in Humusbändern auf. Abb. 2 zeigt als Beispiel die gemittelten Fulvosäure zu Huminsäure Verhältnisse von Humusbändern, die sich oberhalb von Tonbändern im tieferen Illuvialbereich eines Humuspodsolis ausgebildet haben.

*¹ Inst. f. Ökologie, Reg. Bodenkde., Salzufer 11, 1 Berlin 10

*² Ordinariat f. Bodenkunde, Allende Platz 2, 2000 Hamburg 13

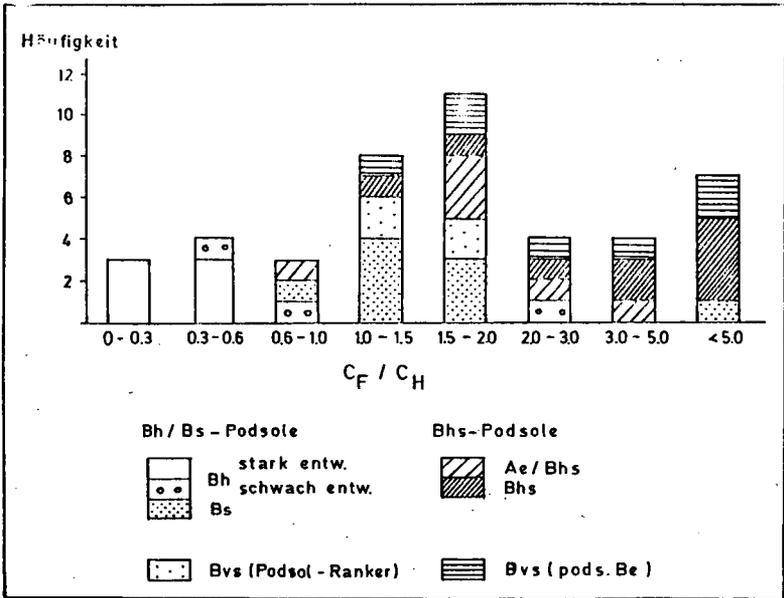


Abb.1: Fulvosäuren/Huminsäuren-Verhältnisse in NaOH-Extrakten aus Illuvialhorizonten

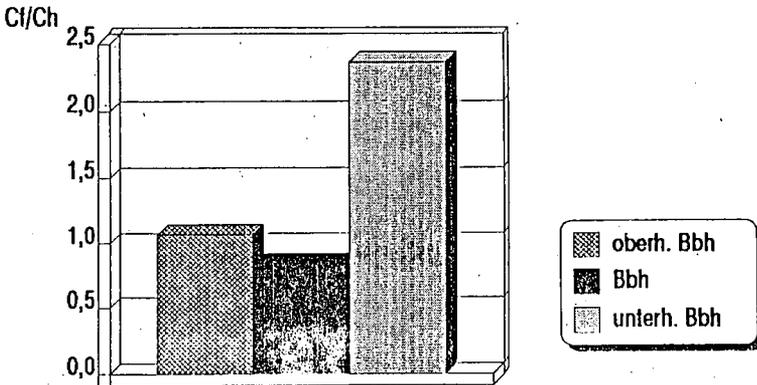


Abb.2: Fulvosäure/Huminsäure-Verhältnisse in NaOH-Extrakten aus Illuvialhorizonten mit Humusbändern (Bbh = Humusband)

Zur Kennzeichnung des Akkumulationsverhaltens löslicher organischer Substanzen wurden Modellversuche an Bodensäulen durchgeführt. Da angenommen wurde, daß polymere Humusstoffe ausgefiltert werden, wenn durch Porendiskontinuitäten im Substrat die Fließgeschwindigkeit des Sickerwassers abnimmt, wurde in dem sonst homogenen sesquioxiddarmen Sand eine dichtere Schicht von 2 cm Breite eingezogen. Die Eigenschaften der als Säulenfüllung verwen-

deten Sunde und die weitere Versuchsdurchführung ist der Tab.1 zu entnehmen.

Tab.: 1 Eigenschaften der in den Säulen verwendeten Sande und Versuchsdurchführung

Säulenfüllung:														
gS:	19,0	mS:	68,5	fS:	10,2	gU:	1,7	mU:	0,1	fU:	0,1	T:	0,3	%
Fea:	100	Ala:	265	Mna:	6	ppm								
dichtere Schicht (2 cm):														
als Variante in 10 30 und 50 cm Tiefe														
gS:	0,1	mS:	16,3	fS:	59,3	gU:	14,7	mU:	4,5	fU:	2,2	T:	2,9	%
Fea:	56	Ala:	62	Mna:	6	ppm								
pH-Wert: Konditionierung des Substrates vor Versuchsbeginn mit schwacher Salzsäure von pH 3														
Streuauflage: Mächtigkeit: circa 15 cm														
Varianten: Calluna vulg. und Picea														
Beregnung: jeden 3. Tag mit 10 mm dest H ₂ O														
Versuchsdauer: 8 Wochen														

Abb. 3 zeigt die Humusverteilung in den 4 Varianten unter Callunastreu. Während in der Säule ohne dichtere Schicht bei ungehinderter Infiltration die Humusgehalte von oben nach unten gleichmäßig abnehmen, treten in den Säulen mit dichtere Schicht Akkumulationsmaxima oberhalb der Schichtgrenze auf. Da im sesquioxidarmen Substrat Sorptions- und Fällungsprozesse als Akkumulationsmechanismus unbedeutend sind, ist die C-Aureicherung im oberen Säulenbereich verhältnismäßig gering, so daß die aus der Steu freigesetzten organischen Stoffe auch in den tieferen Säulenbereich gelangen. Durch Polymerisationsprozesse entstehen während der Infiltration hochmolekulare akkumulationsfähige Humustoffe, die physikalisch ausgefiltert werden, wenn oberhalb der dichteren Schicht die Fließgeschwindigkeit des Sickerwassers abnimmt.

Die Humusverteilung in den Säulen unter Fichtenstreu ist hier nicht dargestellt (vergl. dazu Lassonczyk, 1987). Aufgrund der geringen C-Freisetzung aus der Streu waren die Humusbänder unter Fichtenstreu erheblich schwächer ausgeprägt. Bezüglich der C-Anlieferung verhalten sich Calluna und Fichtenstreu wie 1 : 0,26. Da sich bezüglich der C-Akkumulation ein Verhältnis von 1 : 0,74 ergibt, ist davon auszugehen, daß unter Callunastreu ein größerer Teil der freigesetzten organischen Substanz aus dem Säulenbereich heraus verlagert worden ist als unter Fichtenstreu. Eine größere Anlieferung löslicher organischer Stoffe mit geringer Akkumulationsneigung führt demnach unter Callunastreu zu einer tieferreichenden Humusinfiltration mit stark ausgeprägten Humusbänderbereichen.

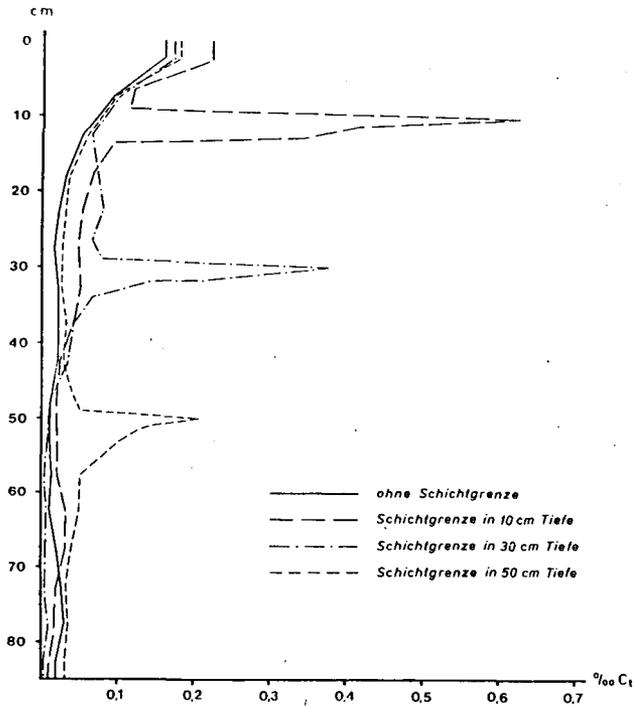


Abb.3: Verteilung der organischen Substanz in Bodensäulen mit Callunastreu und Schichtgrenzen in 10, 30 und 50 cm Tiefe

Die Akkumulation hochpolymerer Humusstoffe in Form von Humusbändern geschieht nur bei hoher Fließgeschwindigkeit des Sickerwassers im ungesättigten Bereich. Abb. 4 zeigt Beispiele der Humusakkumulation in Illuvialhorizonten von Böden dreier Hangsequenzen. Die Sequenz Wittdorf hat sich am Rande einer Niedermooresenke bei gleichem Ausgangsgestein in einer mächtigen Flugsanddecke ausgebildet. In diesem Gebiet fällt eine starke vertikale Versickerung zeitlich häufig mit hohen Grundwasserständen zusammen. Die Unerhangprofile sind durch das in die Senke strömende Hangzugwasser auch in den Go-Horizonten an Fe verarmt. Eine deutliche Humusbänderzone ist nur bei Profil 1 ausgebildet. Sie verschiebt sich bei den tiefer liegenden Profilen mit dem Anstieg des Go-Horizontes an die Untergrenze der Bh-Horizonte und löst sich zur Tiefe hin langsam auf. Profil 4 zeigt einen für Feuchtpodssole typischen diffusen Akkumulationsbereich. In den Sequenzen Lichtenmoor und Buxtehude zeigt die Ausbildung der Humusbänderzone im Flugsand einen engen Bezug zur Höhe des liegenden Hochflut- bzw Geschiebelehms, die als Staukörper wirken. Eine Humusakkumulation in Form von Humusbändern erfolgt demnach nur bei schneller Dränung. Je mehr die Akkumulation in einem weitgehend oder völlig mit Wasser gefüllten Porenraum geschieht, um so weniger können sich Akkumulationssäume durch mechanische Ausfiltration ergeben. Die Humusakkumulation erfolgt diffus. Über den Einfluß des Wechsels der Pflanzengesellschaften von der Trockenheide (Gen. -Callunetum typicum) zur Feuchten Heide (Gen. -Callunetum molnietosum) oder seltener zur Glocken-

heide-Gesellschaft (*Ericetum tetralicis*) können keine Angaben gemacht werden. Es wird angenommen, daß der Einfluß der Formfüllung im Akkumulationsbereich überwiegt.

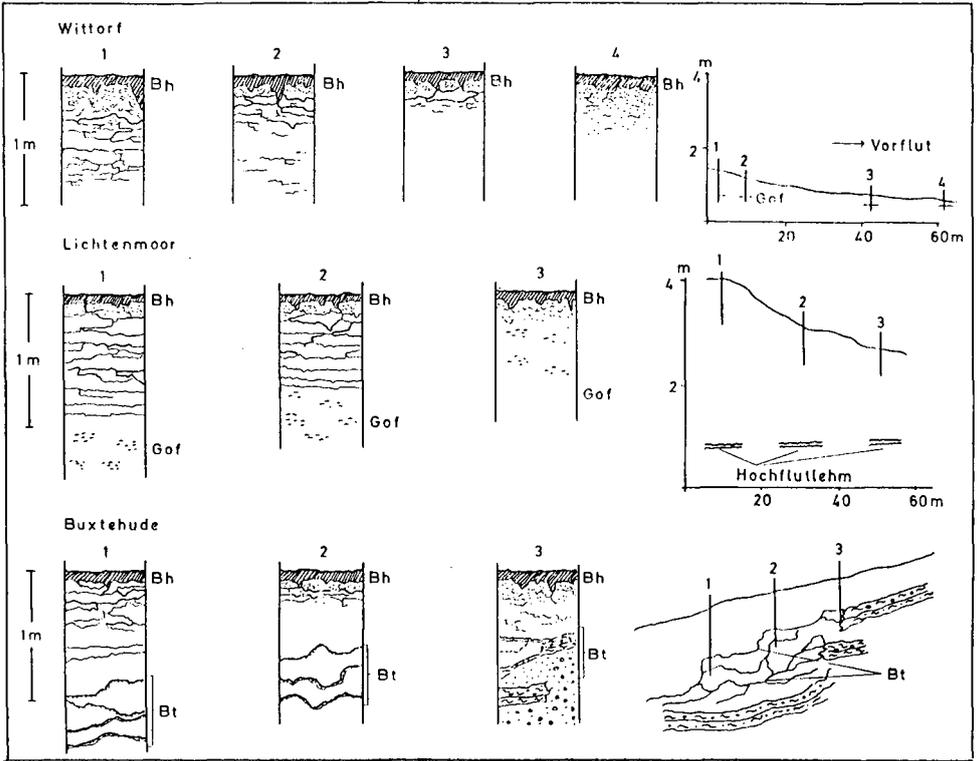


Abb.4: Formen unterschiedlicher Humusakkumulation in Podsol-Sequenzen

Bei Profil Harsefeld (Kr. Stade) sind die Bh-Horizonte in einem lehmig-schluffigen Geschiebe(deck)sand diffus ohne deutliche Bänderung ausgebildet. Es folgen Humusbänder im oberen Teil steinfreier, schwach geschichteter glazigener Sande und eine diffuse Humusakkumulation im unteren Teil über ausgeprägten Bt-Bändern (Abb. 5). Die Art der akkumulierten organischen Substanz ist in den drei Akkumulationsbereichen weitgehend identisch. Stärkere Porenfüllung zu Zeiten hoher Sicherwassermengen und stärkere Humuseinspülung im ton- und schluffreichen dichter gelagerten Sand (1) und Wasserstau über den Tonbändern (3) führen zu diffuser Akkumulation. Nur im Bereich 2 kommt es zu schnellem Fließen im stärker ungesättigten Bereich und zu bandförmiger Akkumulation.

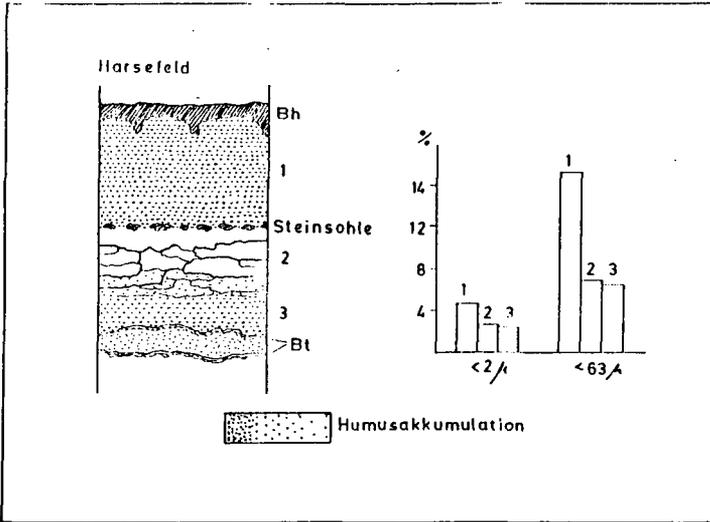


Abb.5: Form der Humusakkumulation in Profil Harsefeld

3. Zusammenfassung

Die Form der Akkumulation organischer Substanz in Podsol-B-Horizonten wird bestimmt durch Menge und Art der verlagerten Humusstoffe und durch die vorherrschenden Akkumulationsmechanismen. Bei starker Freisetzung löslicher organischer Substanzen mit geringer Polymerisationsneigung findet im sesquoxidarmen Substrat unter Callunastreu eine tiefe reichende Humusverlagerung statt. Im ungesättigten Bereich erfolgt die Akkumulation an Porendiskontinuitäten bei Abnahme der Transportkraft des Sickerwassers in Form von Humusbändern. Bei stärkerer Porenfüllung (Grund- oder Stauwasser-einfluß) und langsamerer Sickerwasserbewegung bilden sich dagegen diffuse Humusakkumulationshorizonte aus.

4. Literatur

- Lassonczyk, B.: Immobilisierung löslicher organischer Stoffe aus Auflagehorizonten in Sandböden, Diss. Bonn, 1987
Wiechmann, H.: Stoffverlagerung in Podsolen, Hohenheimer Arbeiten 94, Ulmer, Stuttgart, 1978

Ein Konzept zur Forstlichen Standortkartierung unter Bedingungen depositionsbelasteter Standorte

von

Lohmann, H. und Th. Bouman¹

Zusammenfassung

Die forstliche Standortkartierung ist ein wesentliches forstliches Planungsinstrument. Herkömmliche Verfahren der Kartierung versagen aber auf versauerten depositionsbelasteten Standorten, weil sie geeignet chemische Analysen in ihren Informationserfassungsrahmen nicht einbeziehen. Ähnliches gilt für den gesamten Bereich der langfristigen und der mittelfristigen Forstplanung.

Im Folgenden wird deshalb auf diese Problematik mit Beispielen eingegangen und es wird ein Lösungsvorschlag aufgezeigt, der auf Methoden und Ergebnissen moderner Ökosystemforschung aufbaut. Anwendungsbeispiel ist für diese Konzipierung eine entsprechende Standortuntersuchung über den gesamten Harz (dazu vergl. auch BOUMAN, LOHMANN (1987)).

Depositionsbelastung von Forststandorten

Die Depositionsbelastung von Forststandorten mit sauren und basischen Einträgen und die Wirkung sowohl dieser Einträge als auch interner Versauerungsvorgänge und Nährstoffverluste in Forstökosystemen durch forstwirtschaftliche Maßnahmen (z.B. Kahlschlagwirtschaft), durch Kalamitäten (z.B. Windwurf) etc., haben in der Ursachenforschung und der forstlichen Diskussion über die Gefährdung von Waldbeständen einen zentralen Stellenwert als Erklärungsmuster bekommen. Die Standortkartierung soll, zumindest in der forstlichen Planungskonzeption, die wesentlichen Grundlagen langfristiger waldbaulicher Planung liefern. Sie ist aber, da sie bisher kaum geeignete chemisch-analytische Bodenuntersuchungen durchführte, sondern sich fast ausschließlich auf Feldansprachen stützte, in der Schwierigkeit, sich auf die neuen Gegebenheiten einzustellen. Standortkartierung muß sich in ihrer Methodik und in ihrem praktischen Vorgehen völlig verändern. In der Praxis geht es darum, die chemischen, physikalischen und biologischen Ergebnisse der Ökosystemforschung zum Stoffhaushalt und Wasserhaushalt von Forststandorten in die Anwendung der Forstplanung zu übertragen.

Grundannahmen der Standortbewirtschaftung sind falsch

Im Vordergrund der folgenden Überlegungen steht die Hypothese, daß die bisherige forstliche Planung und das bisherige forstliche Versuchswesen nicht

1

Institut für Bodenkunde
und Waldernährung der Universität Göttingen, Büsengweg 2, D-3400 Göttingen

mehr ausreichen, um eine nachhaltige forstliche Flächenbewirtschaftung zu gewährleisten. Bisherige Planung und bisheriges Versuchswesen sind weitgehend nutzlos geworden. Dazu sollen drei Beispiele angegeben werden:

1. In den Jahren 1972 und 1976 sind allein in Niedersachsen innerhalb weniger Stunden 100000 ha Wald zerstört worden, mit einem Holzanfall von 20 Millionen FM (=Holzeinschlag von 10 Jahren). Die Forstplanung wurde daraufhin durch ministeriellen Erlaß außer Kraft gesetzt. Für eine intensive Ursachenforschung dieser Kalamität blieb jedoch kaum Zeit.

2. Die heute allg. auftretenden Waldschäden konnten durch das bisher angewandte Versuchsinstrumentarium nicht erkannt werden. Ebenso fehlen Planungsinstrumente, um bei dieser Entwicklung des potentiellen Verlustes von Forststandorten entscheidend entgegenzusteuern.

3. Allein im Gebiet des Harzes sind depositionsbedingt z.Z. etwa 6000 ha Wald neu aufzuforsten. Die dabei verfolgten waldbaulichen Konzepte sichern allerdings kaum zuverlässigen Erfolg. Sie basieren häufig auf Hoffnung auf Erfolg. Die Kosten der Aufforstung sind mit etwa 100 Mill. DM angesetzt.

Ein Problem bei der Arbeit mit bisherigen Planungsinstrumenten ist, daß sie zu sehr auf der Vorstellung beruhen, der Produktionsfaktor "Standort" sei eine im wesentlichen konstante Größe. Diese Grundannahme forstlicher Planung ist aber falsch. Die Ökosystemforschung weist nach, daß nachhaltige Wirkungen auf Standorte erfolgen durch

außengesteuerte Deposition

ökosysteminterne Prozesse

frostwirtschaftliche Bewirtschaftungsverfahren

Forstliches Versuchswesen als Ökosystemanalyse

Eine Konzeption, die mit den wichtigsten Punkten außengesteuerter und systeminterner Einflüsse auf die Standorte fertig werden will, setzt an den Anfang eine quantitative Systemanalyse der Stoffflüsse im Ökosystem. Dabei wird gleichgesetzt:

Forststandort == Ökosystem + Boden + Klima

Als Ergebnis dieser Analyse erhalten wir zunächst einen Ansatz für ein zukünftiges forstliches Versuchswesen, das auf einer Kombination aus Prozeßmodellierung und Langzeitmonitoring aufbaut. Dabei stehen zunächst folgende ökosystemanalytische Bereiche im Mittelpunkt:

- Stoffhaushalt
- Wasserhaushalt
- Teilsysteme der
 - Akkumulation
 - Freisetzung
 - Umwandlung
- Ränder (Einträge, Verdunstung,
Versickerung, Verwitterung)

Die praktische Aufgabe des Versuchswesens besteht am Anfang darin, eine von der Standortkartierung, nach Kriterien von nachhaltigen Planungszielen, vorzubereitende Stratifizierung aller Forststandorte (regionenbezogene Standortmodellklassen) zu erarbeiten. Diese so bereits abstrahierten Standorte werden in Kompartimente gegliedert, um sie den Modellierungen ihrer Stoffdynamik zugänglich zu machen. Im Rahmen von Feldaufnahmen und Laboruntersuchungen werden diese Standortklassen parametrisiert (physikalisch, Festphase, Humusaufgabe, Durchwurzelung). Ein Langzeitmonitoring an einer ausgewählten Teilmenge von Standorten erfaßt Zeitreihen von Klima, Bodenlösung, Deposition, Auflagehumusentwicklung, Zuwächse etc. (vergl. dazu MANDERSCHIED, LOHMANN (1987)). Im Zuge von Datenauswertungen erfolgt die Modellierung der Standorttypenklassen und später eine differenzierte Modellanpassung für nicht direkt beobachtete Standorttypen.

Neue Planungsinstrumente

Ziel des Versuchswesens ist es, die Entwicklung neuer Planungsinstrumente zu ermöglichen. Planungsgegenstand ist der Stoffhaushalt des Standortes, Planungsziel seine Systemstabilität. Daraus werden als Planungsinstrumente die Standortbilanzierung und die stoffhaushaltmäßige Standortbewertung entstehen. Hinzu kommen entsprechende Langzeitdokumentationen und digitale Kartenwerke. Für diese Konzeption wesentlich ist der umfassende Einsatz von modernen Techniken der EDV.

Standortkartierung als Teil des Versuchswesens

Innerhalb dieser Planungskonzeption ist die Standortkartierung in das Versuchswesen integriert. Sie hat dort zwei Funktionen. Zum einen muß sie

die Parametrisierung der Standorte für die Anwendung der Stoffhaushaltsmodelle durchführen und flächenbezogen zuordnen. Zum anderen hat sie das Standortmonitoring zu gewährleisten. Dabei hat sie drei Intensitätsstufen der Standorterfassung und der Standortfortschreibung abzusichern: als erstes eine flächenhafte Kartierung, die sich stark auf Feldansprachen stützt, als zweites ein regional gültiges Netz von Referenzstandorten mit chemischen, physikalischen und biologischen Labor- und Felddaten und als drittes ein Netz von permanent bezüglich Stoffhaushalt und Wasserhaushalt zu beobachtenden Dauermeßflächen. (Eine ausführlichere Diskussion dieses Kartieransatzes ist in LOHMANN, MEIWES (1987) zu finden.) Für den hier geschilderten Ansatz wird von uns z.Z. im Harz beispielhaft das erwähnte Netz von regionalen Referenzstandorten realisiert (vergl. BOUMAN, LOHMANN (1987)).

BOUMAN TH., LOHMANN H., 1987: Bodenchemische Bewertung von Forststandorten im Harz. in diesem Tagungsband

MANDERSCHIED B., LOHMANN H., 1987: Standortbilanzierung, ein Instrument der Forstplanung, des Bodenschutzes, der Umweltkontrolle. in diesem Tagungsband

LOHMANN H., MEIWES K.J., 1987: Anforderungen an ein Bodenkataster in Niedersachsen aus forstlicher Sicht. Der Forst- und Holzwirt: 139-141

Substratgenese und Systematik von Böden
der Hamburger Flußmarsch

von
Miehlich, G.

Die Probleme der Substratgenese und der Systematik von Böden der Hamburger Flußmarsch wurden bereits in mehreren Artikeln detailliert dargestellt (BENZLER, 1970, HINTZE 1977, 1986a,b, KLEINEIDAM 1983, MELCHIOR u. MIEHLICH 1986, MIEHLICH u.a. 1982, 1985, MIEHLICH 1986). Daher sollen hier nur die Probleme der Systematik (Basis: ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT 1985) stichwortartig dargestellt werden:

Zuordnung von Horizonten

1. F-Horizonte sind auf subhydrische Horizonte (S.7) begrenzt. Zur Definition der semisubhydrischen Böden (S. 69) wird jedoch ein F-Horizont benutzt.
2. Für die F-Horizonte wird mehr als 1% organische Substanz gefordert. Unter diesen Bedingungen muß man große Bereiche des Sandwatts zu den "Nichtböden" rechnen.
3. Für die Definition des Protapedons (S.71) wird ein Fi-Horizont eingeführt, der jedoch bei den Horizontdefinitionen nicht aufgeführt ist. Mit Hilfe eines Fi-Horizonts ließe sich das Problem unter Punkt 2 lösen.
4. Zur Definition der Wattböden Niedersachsens werden Fo- und Fr-Horizonte eingesetzt, die ebenfalls bei den Horizontdefinitionen nicht aufgeführt werden.
5. Wie hoch ist der Humusgehalt eines AiFo-Horizonts?
6. Bei der Definition des Ah-Horizonts (S.9) fehlt eine gegen Ai abgrenzende Mächtigkeitsangabe.
7. Auch im Tidebereich der Flüsse werden Schichten aus allochthonem Solummateriale abgelagert (Kleie aus Auenlehm). Die Definition des aM sollte daher nicht auf Auenböden be-

Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg
Allende-Platz 2, 2000 Hamburg 13

schränkt bleiben.

8. Auch in den Marschböden im Tidebereich der Flüsse treten Probleme mit der Abgrenzung von G-Horizonten durch "schlechte Zeichneigenschaften des Bodenmaterials" (S. 17) auf. Es wäre auch hier wünschenswert, den Horizont aG nicht auf Auenböden zu begrenzen.

Zuordnung von Bodeneinheiten

1. Zur Definition der Wattböden Schleswig-Holsteins werden keine Horizonte benutzt.
2. Es fehlen im Bereich der Flußmarschen den Ramblen und Parternien der Auen entsprechende Bodentypen.
3. Das der Klassifikation der schleswig-holsteinischen Marschen zugrundeliegende genetische Konzept geht von primär kalkhaltigen Sedimenten aus, die im Verlauf der Bodenbildung entkalken. Da im Bereich der Hamburger Elbmarsch primär kalkfreie bzw. sehr kalkarme Sedimente dominieren, müssen schon sehr junge Bodenbildungen der Vordeichsländer zu den weiter entwickelten Marschen gerechnet werden.
4. Problematisch erscheint die Bezeichnung Kleimarsch für Böden, deren Körnung von reinem Sand bis zu Tonen reichen kann. Klei ist die regionale Bezeichnung für die feinkörnigen Sedimente der Marsch. Da in der deutschen Bodensystematik Körnungsunterschiede frühestens auf dem Niveau der Subtypen als Gliederungsmerkmale benutzt werden dürfen, sollte umgekehrt kein einseitig körnungsbezogener Begriff auf Typniveau verwendet werden. Da bei den Marschen auch auf den Subtypniveau Körnungsunterschiede nicht berücksichtigt werden, ist eine Unterscheidung dieser Böden erst auf dem Niveau der Varietät möglich.
5. In den Vier- und Marschlanden treten verbreitet Semiterrestrische Anthropogene Böden auf; bei denen (mit Mächtigkeiten von teilweise mehr als 80 cm) Sand aufgetragen und eingemischt wurde, um den liegenden, sehr tonigen Klei so zu mageren, daß er für den Gartenbau geeignet wurde. Auf 460 ± 80 a. B.P. (HAM 2652) datierte Holzkohlenreste aus dem unteren Drittel des Auftragsbodens und Meerschampfeifenstücke belegen, daß diese Kulturweise seit langer Zeit betrieben wird.

Eine Zuordnung dieser Böden ist nicht möglich.

6. Wie soll ich einem Bauingenieur, der sich seit neuestem mit Bodentypen herumschlagen muß, klarmachen, daß er die Watten und Marschen in Schleswig-Holstein anders bezeichnen muß als in Niedersachsen. In diesem Zusammenhang erinnere ich mich, was Willi Laatsch uns Studenten vor 25 Jahren beigebracht hat: die Bodensystematik besteht zu höchstens 50% aus bodenkundlicher Erkenntnis, der Rest ist Vereinbarung.

Literatur:

- ARBEITSKREIS FÜR DIE BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1985) HRSG.: Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 44, 91 S. - BENZLER, J.H. (1971): Bodenübersichtskarte der Vier- und Marschlande 1:50 000, Hannover. - HINTZE, B. (1977): Untersuchungen zur Landschaftsentwicklung der Vier- und Marschlande im Gebiet von Allermöhe. Unveröff. Diplomarbeit Univ. Hamburg. - HINTZE, B. (1986): Geochemie umweltrelevanter Schwermetalle in den vorindustriellen Schlickablagerungen des Elbe-Unterlaufs. Hamburger Bodenkundl. Arbeiten 2. - HINTZE, B. (1986b): Untersuchungen zur Entwicklung des Elbtals bei Hamburg im Holozän mit Hilfe von ¹⁴C-Altersdatierungen. Hamburger Bodenkundl. Arbeiten 1, 97-118. - KLEINEIDAM, T. (1983): Bodenkundliche Kartierung als Planungshilfe für ein Hafenschlick-Spülfeld. Unveröff. Diplomarbeit, Univ. Hamburg. - MELCHIOR, S. u. G. MIEHLICH (1986): Hydrologie, Bodengene und -systematik im tidebeeinflussten Vordeichsland der Elbe bei Hamburg (Naturschutzgebiet Heuckenlock). Hamburger Bodenkundl. Arbeiten, 1, 157-176. - MIEHLICH, G. u.a. (1982): Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hafenschlick-Spülfelder. 1. Zwischenbericht, unveröff. - MIEHLICH, G. u.a. 1985: Untersuchungen zur Grundwassergefährdung durch Hamburger Hafenschlick-Spülfelder. 2. Zwischenbericht, unveröff. - MIEHLICH (1986): 13th Congress International Society of Soil Sciences Hamburg, Tour I (Freshwater-marsh of the Elbe river). Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 51, 99-128.

Durchführung der Bodenkartierung in Hamburg (1:5000)

VON

Moll, O. u. F. Speetzen *

Aufgezeigt werden soll hier die Bodenschutzplanung in Hamburg auf der Grundlage einer Bodenkartierung. Ausgangspunkt ist die digitale Erfassung und Auswertung von vorhandenen Unterlagen, die Informationen enthalten über das Substrat, das Relief und den Wasserhaushalt, sowie die Überformung. Dies führt zu einer Konzeptkarte im Maßstab 1:5000, die die Grundlage für die Kartierung liefert.

Aus ihr lassen sich Informationen über die zu erwartende Diversität und Variabilität der auftretenden Substrate ableiten und damit auch Aussagen über den zu erwartenden Kartieraufwand.

Ferner stellt die Konzeptkarte eine erste Regionalisierung dar, die folgende Kartierung kann mit der Stichprobe eines systematisch zufälligen Rasters die Häufigkeiten bestimmter Bodenformen in jeder regionalen Einheit statistisch sichern und durch gezielte Profilauswahl nach der Konzeptkarte den tatsächlichen Grenzverlauf präzisieren.

Die Grenzliniendatei der Konzeptkarte, die bei der Kartierung erfaßten Standort- und Profilbeschreibungen, sowie die Labordaten fließen zu einer Boden-ökologische Basisdatei zusammen, was eine rechnerische Verknüpfung der Einzeldaten ermöglicht; als Darstellungsformen stehen Listen, Diagramme und Karten zur Auswahl.

Für die Verwaltung, die die Bodenschutzplanung umzusetzen hat, nehmen Karten eine zentrale Rolle ein. Es lassen sich mehrere Kategorien von Teilkarten unterscheiden, die für die Bodenschutzplanung von Bedeutung sein können:

* büro für bodenbewertung, Rehsenweg 75, 2300 Kiel 14

A: MERKMALSKARTEN:

- für Basisdaten wie z.B. Körnung, Organische Substanz
- für einfache Schätzgrößen wie z.B. Durchlässigkeit, Wasser-, Luft-, Austauschkapazität, Lagerungsdichte
- für komplexe Schätzgrößen wie z.B. Pufferkapazität, Filterwirkung, Kontaminationsneigung, Verdichtung

B: MULTIMERKMALSKARTEN:

z.B. Bodentyp, Substratyp, Belastungstyp, Belastbarkeitstyp, Grundwasserneubildung, Erosionsgefährdung

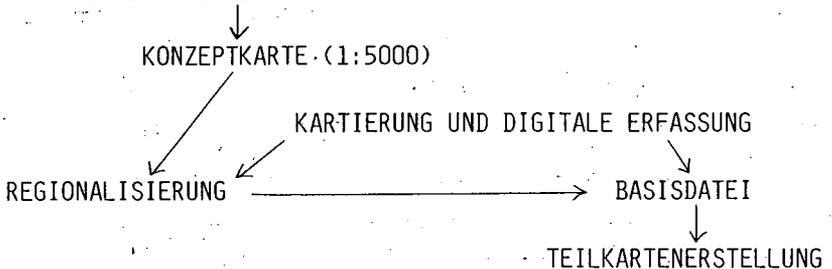
C: PLANUNGSKARTEN:

z.B. Nutzungseignung für Erholung, Landwirtschaft, Forstwirtschaft, Gartenbau, Naturschutz, Pufferzonen, Renaturierung, Sanierung, Entsiegelung, Melioration

Die Karten der Kategorie C stellen die anspruchsvollste Form der Zusammenfassung und Bewertung von Standort- und Bodendaten dar, ihre Erstellung ist im Gegensatz zu den Karten der Kategorie A und B nur unter der Mithilfe von Nachbardisziplinen und Planern möglich.

Bodenschutzplanung in Hamburg mit Bodenkartierung

EINZELINFORMATIONEN AUS VORHANDENEN UNTERLAGEN



Eine ausführliche Fassung kann bei den Autoren angefordert werden.

Kleinräumliche Unterschiede von Bodeneigenschaften und des Pflanzenbestandes auf Salzböden der ungarischen Pussta.

von
*)
Oertli, J.J.

Das Mikrorelief der Alkaliböden im Hortobagy Nationalpark in der ungarischen Pussta besteht stellenweise aus Plateau - ähnlichen Erhöhungen zwischen Vertiefungen, die oft ein flaches, verzweigtes Rinnensystem bilden. Plateaus und Vertiefungen sind einige dm bis einige Meter im Durchmesser. Der Höhenunterschied zwischen den Plateaus und den Vertiefungen beträgt höchstens 2 bis 3 dm. Der Abfall vom Plateau ist oft sehr steil. Die Vertiefungen werden im Frühjahr für längere Zeit überschwemmt (Szujko-Lacza, 1981). Die Böden sind häufig chemisch untersucht worden. Natriumsulfat dominiert in der Bodenlösung (Szabolcs, 1969, fig.10), aber die Verteilung im Bodenprofil variiert mit der Jahreszeit, bzw. mit den Niederschlägen. Der Pflanzenbestand ist offenbar durch das Mikrorelief stark beeinflusst. Auf den Plateaus dominieren *Festuca pseudovina* und *Artemisia maritima*, in den Vertiefungen *Puccinellia limosa* und am Rande auch *Camphorosma ovata*. Obgleich die Areale von *Festuca* und *Puccinellia* sich bis auf wenige cm nähern, so findet man doch kein gemeinsames Vorkommen der beiden Arten. Es stellt sich nun die ökologische interessante Frage, weshalb die Stolonen der *Festuca pseudovina* nicht in die Vertiefungen vordringen können oder weshalb die Samen von *P. limosa* auf den Plateaus nicht erfolgreich sind. In Zusammenarbeit mit dem Institut für Bodenkunde und Agrikulturchemie, Budapest, versuchten wir die Ursachen dieser Pflanzenverteilung zu erforschen, indem wir einmal die Bodeneigenschaften der Standorte erfassten und dann das Konkurrenzverhalten von *F. pseudovina* und *P. limosa* im Gewächshaus untersuchten (Oertli und Müller, 1985). An dieser Stelle berichte ich über die kleinräumliche Verteilung einiger wichtiger Bodeneigenschaften und des Pflanzenbestandes.

Methoden: Im Hortobagy Nationalpark westlich der Stadt Debrecen wurde eine

2

quadratische Fläche 15x15 m abgesteckt und in 100 Einzelquadrate unterteilt. Entlang der westlichen Quadratseite wurde zudem ein Graben ausgehoben für detaillierte Profiluntersuchungen. Mit einem Nivellierinstrument wurde die Mikrotopographie genau vermessen. In der Südwestecken der Kleinquadrate wurde die qualitative und die quantitative Zusammensetzung des Pflanzenbestandes auf

2

einer Fläche von 25x25 cm bestimmt. Bodenproben wurden bis zur Grundwassertiefe für spätere Analysen entnommen. Entlang des Profilgrabens wurden Pflanzenbestand und Bodeneigenschaften detaillierter entsprechend der Oberflächengestaltung aufgenommen.

Entlang des Profilgrabens wurde der pH in einer 1:4 Boden:1M KCl Suspension bestimmt, in der Aufnahme fläche dagegen im wassergesättigten Boden. Der Grund für die unterschiedlichen Methoden liegt in einer ungenügenden internationalen Absprache vor den Erhebungen. Die Infiltrationsraten wurden mit einem einfachen Zylinder von 5.6 cm Durchmesser bei einer Wassersäule von 1 cm bestimmt. Ein Doppelringgerät konnte wegen der zahlreichen Schwundrisse nicht verwendet werden. Die Infiltrationsraten wurden immer an Stellen gemessen, die frei von Schwundrissen waren.

Ergebnisse und Besprechung: Abb. 1 zeigt eine topographische Karte der untersuchten Fläche (Aequidistanz 2 cm). Danach ist die Gliederung in Plateaus und flache Vertiefungen in der westlichen Hälfte besonders gut ausgeprägt, während in der östlichen Hälfte z.T. auch schwach geneigte Hänge auftreten. Die pflanzensoziologische Beschreibung des Areals (Abb.2)

*) Inst. für Pflanzenwissenschaften, ETH, CH 8092 Zürich.



Abb.1: Mikrotopographie der Aufnahme­fläche im Hortobágy National­park.

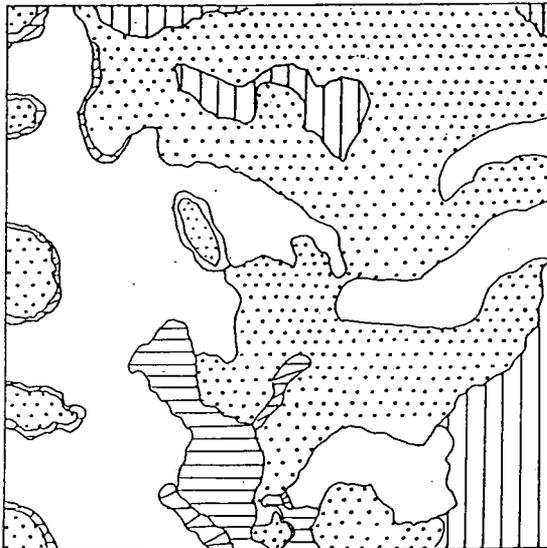


Abb.2: Pflanzensoziologische Beschreibung des Aufnahme­feldes (durch M. Rédly)

-  höchste Lagen
Artemisio-Festucetum
-  gemischt
-  Puccinellia,
Camphorosma
-  Puccinellietum
-  steile Hänge

zeigt deutliche Parallelen zur Mikrotopographie. Auf den Plateaus herrscht ein Artemisio-Festucetum pseudovinae vor, während in den Tiefenlagen *P. limosa* z.T. rein, z.T. zusammen mit *Camphorosma ovata* zu finden ist. Beide sind häufig auf den versalzten ungarischen Böden zu finden. In Abb. 3 werden die Deckungsgrade der beiden Gräser *P. limosa* und *F. pseudovina* miteinander verglichen. Recht deutlich erkennt man, dass sich die beiden Arten gegenseitig ausschließen. *F. pseudovina* dominiert auf den Erhöhungen, *P. limosa* in den Vertiefungen. Das

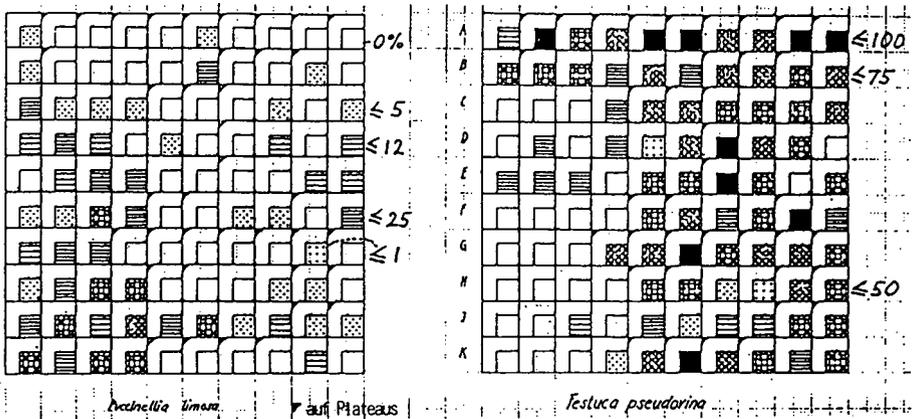


Abb.3: Verteilung und Deckungsgrad von *P. limosa* und *F. pseudovina* über die Aufnahmefläche. Schwarze Dreiecke links oben bedeuten Plateaupositionen.

gleiche Phänomen kommt noch eindeutiger im Grabenprofil zur Geltung (Abb.4). Die *Festuca* produziert zudem mehr Wurzelmasse im Oberboden während die *Puccinellia* in 25 cm Tief etwas grössere Wurzelmassen aufweist als die *Festuca*. Die Ursache für die ausgeprägte Abnahme der Wurzelmasse mit zunehmender Bodentiefe unter den Plateaus könnte bei den hohen Boden pH Werten liegen, die offenbar der *Festuca* wesentlich mehr zusetzen (Oertli und Müller, 1985).

Die Boden pH(H₂O) Werte in der untersuchten Fläche sind in Tabelle 1 aufgeführt.
2

Die Durchschnittswerte wurden über (a) alle Stellen genommen, die eindeutig

Tabelle 1: pH(Wasser gesättigt) in 3 Bodentiefen für eindeutige Täler und Plateaus. (a: Alle Werte, b: Erste 10 Werte von Westen, gleiche Stellen wie Abb. 6.) (* :Standardfehler der Mittel).

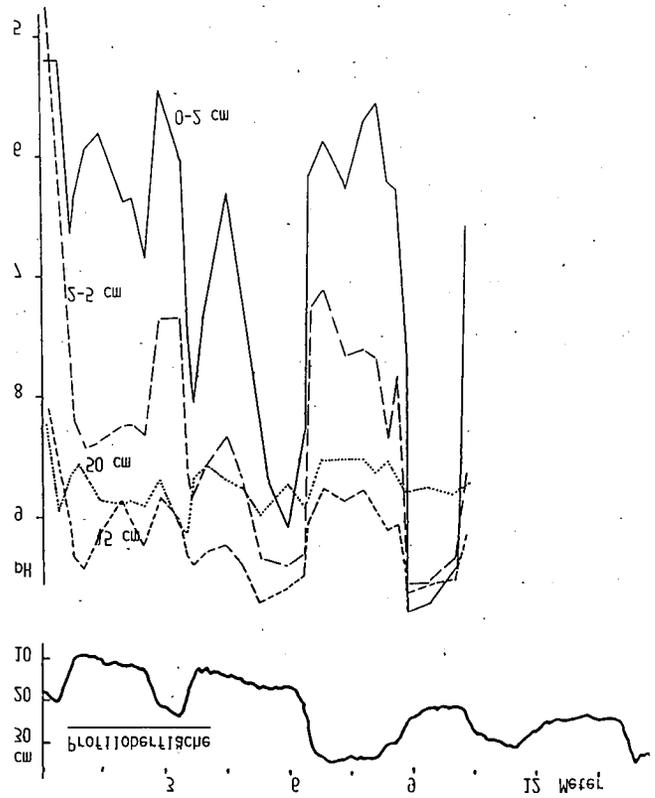
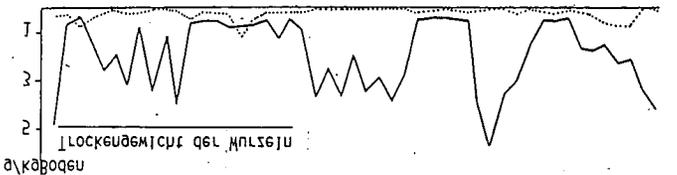
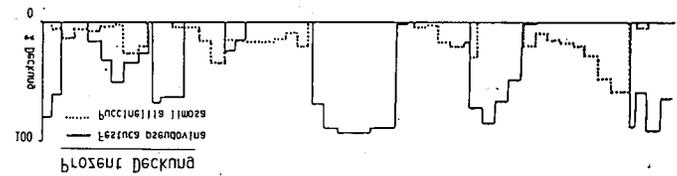
Boden Ort	Tiefe cm	a n	a pH	b n	b pH
Tal	0-2	35	8.64 0.15*	10	9.25 0.18*
Tal	2-5	35	9.17 0.11*	10	9.55 0.14*
Tal	5-10	35	9.57 0.07	10	9.79 0.07*
Plateau	0-2	32	7.23 0.13*	10	7.44 0.23*
Plateau	2-5	32	7.88 0.15*	10	8.07 0.28*
Plateau	5-10	32	8.55 0.13*	10	8.79 0.22*

entweder einer Vertiefung oder einem Plateau zugeschrieben werden konnten. Zudem wurden Durchschnitte für die ersten 10 Proben vom Westen her berechnet. Offenbar sind die Oberböden auf den Plateaus wesentlich weniger alkalisch. Aber nur wenige cm unter der Oberfläche beginnt sich dieser Unterschied zu verringern. Dieser Unterschied kommt im Profil besonders gut zur Geltung (Abb.5). Die hier mit KCl gemessenen pH Werte liegen erwartungsgemäss tiefer. Im Oberboden können sich die pH Werte über wenig cm Distanz um mehr als 3 Einheiten zwischen dem sauren Plateau und den basischen Vertiefungen verändern. Auch hier wird der Boden mit zunehmender Tiefe basisch, und die Schwankungen mit der Topographie

unterschiedlichen Bodentiefen entlung des Pflanzens:
 Vpp. 2: (rechts) Pflanzentiefe und BH Werte in ver-

h. Pflanzentiefe des Pflanzens:
 tief) und Pflanzentiefe von Pflanzentiefe und
 Masse (ausgewogen: 0-2 cm' blühter ca 30 cm

Vpp. 4: (oben) Pflanzentiefe (Pflanzentiefe) Pflanzentiefe



werden kleiner. In Tabelle 2 sind die Durchschnittswerte für die jeweiligen Bodentiefen berechnet, wobei die Messtiefen von 10, 25 und 35 cm ebenfalls berücksichtigt werden.

Tabelle 2: Abhängigkeit der Boden pH Werte und der Variabilität von der Bodentiefe. (n=33)

Tiefe cm	Mittelwert	Standard- abweichung	Minimum	Maximum	Median
0	7.01	1.36	5.20	9.80	6.42
5	8.22	1.03	4.72	9.58	8.35
10	8.90	0.62	6.23	9.65	8.94
15	9.17	0.33	8.12	9.71	9.21
25	9.21	0.21	8.73	9.53	9.25
35	8.98	0.19	8.56	9.40	8.95
50	8.74	0.18	8.23	9.15	8.72

In tieferen Lagen - und dazu genügen 2 dm wird also der Boden sowohl in horizontaler wie auch in vertikaler Richtung einheitlicher. Dies ist ein Hinweis dafür, dass die enorme räumliche Variabilität der pH Werte im Oberboden nicht durch eine Variabilität im Unterboden oder im Muttergestein verursacht worden ist. Der Befund unterstützt die Hypothese, dass die Vertiefungen durch Erosion einer einmaligen einheitlichen Ebene entstanden sind. Wahrscheinlich ist die Erosion eine Folge von Bodenverletzungen durch die intensive Beweidung mit Schafen. Der eher lockere Oberboden der Plateaus wird dabei durch die intensive Durchwurzelung durch *F. pseudovina* zusammengehalten, sodass die Erosion nur sehr langsam fortschreitet. Die Mikrotopographie, wie sie vor über einem halben Jahrhundert von Magyar (1928) beschrieben wurde, ist deshalb heute noch zu finden.

Die bodenchemischen Analysen, durchgeführt vom Budapest Institut stimmen weitgehend mit dem gefundenen pH Verhalten überein (Tabelle 3).

Tabelle 3: Tiefe (cm)(1), pH(H₂O)(2), pH(nKCl)(3), Phenolphthaleinalkalinität in mg Na CO₃/100 mg (4), Gesamtsalz in % (5), Na in mMol pro l im Sättigungsauszug

2 3
(6). Na austauschbar mMol/100 g (7). % austauschbares Na (ESP) (8).

Profil unter Plateau (NW Ecke)

	1	2	3	4	5	6	7	8
0- 8	7.5	5.75	-	0.02	-	2.17	17.36	
8- 20	9.5	7.9	-	0.24	23.91	12.76	65.23	
20- 60	10.1	8.4	159	0.28	18.04	17.76	81.69	
60- 80	10.0	8.25	154	0.16	13.26	11.85	72.70	
80-100	9.9	8.15	119	0.16	13.26	12.44	63.57	
100-120	9.85	8.1	140	0.12	13.04	9.19	58.95	

Profil unter Vertiefung, 4.5 m südlich vom obigen

	1	2	3	4	5	6	7	8
0- 2	8.15	7.1	-	0.16	25.65	5.08	32.25	
2- 20	10.15	8.6	133	0.50	30.43	19.61	64.55	
20- 43	10.3	9.05	223	0.70	35.65	22.15	81.64	
43- 65	10.2	8.7	178	0.24	21.75	14.43	66.38	
65- 80	10.1	8.5	164	0.15	14.34	8.90	58.44	
80-100	10.0	8.45	175	0.14	9.13	8.10	54.80	

Es handelt sich hier um ausgeprägte Alkaliböden. Der Plateauboden zeigt ein deutliches pH und ESP Maximum, unter den Vertiefungen ist das Maximum weniger ausgeprägt (die oberste gemessene Bodenschicht beträgt hier nur 2 cm). Die maximalen ESP sind für beide Böden ähnlich, der gesamte Salzgehalt erreicht aber im Boden unter Vertiefungen 2 bis 3 Mal höhere Werte. Dies ist erstauulich, zumal das Wasser in den Vertiefungen lange liegen soll. Offenbar muss der wenig mächtige zusätzliche A-Horizont der Plateauböden doch einen günstigen Einfluss

auf tiefere Horizonte ausüben. Dies geht auch aus Abb. 6 hervor, in welcher die

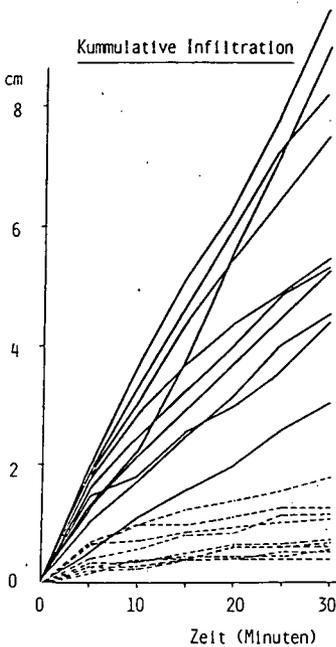


Abb. 6: Kummulative Infiltration. Ausgezogen: Plateauböden, gestrichelt: Vertiefungen.

zeigen, dass unter nichtsalinen Bedingungen beim pH 7 *Festuca* konkurrenzfähiger ist, dass diese Eigenschaft aber mit steigendem pH und zunehmender Salinität verloren geht. Eine Toleranz der *Puccinellia* gegen Sauerstoffmangel, wie sie von Stelzer und Lächli (1980) für *P. peisonis* gefunden wurde, könnte ebenfalls zur Verteilung der Arten beitragen, und schliesslich könnte auch die Beweidung eine Rolle spielen. *P. limosa* wird nämlich von Schafen bevorzugt.

Literatur:

Magyar, P. (1928): Erd. Kisérlet. 30:26-63.
 Oertli, J.J. and D. Müller (1985). Agrochimica 29, 445-458.
 Scabolcs, I. (1969): Agrochémia és Talajtan 18: 37-68.
 Stelzer, R. and A. Lauchli (1980). Z. Pflanzenphysiol 97, 171; 1980.
 Szujkó-Lacza (1981): p 15-32 in "The Fauna of the Hortobágy National Park, 1981. Ung. Akad. Wissenschaften, Budapest.

Verdankung: Der Autor verdankt die wertvolle Mithilfe seiner und der Mitarbeiter des Forschungsinstitutes für Bodenkunde und Agrikulturchemie, Budapest, insbesondere auch der Herren Kollegen Dr. I. Szabolcs und Dr. G. Várallyay.

kummulativen Infiltrationsmengen als Funktion der Zeit aufgetragen sind. Um die Figur nicht zu überlasten, wurden nur die ersten zehn Probeerhebungen beginnend an der NW Ecke verwendet. Offenbar fällt in Vertiefungen die Infiltrationsrate schon nach wenigen Minuten auf den Wert Null ab.

Im Grundwasser, das 135 bis 180 cm unter der Bodenoberfläche lag, liegen die pH Werte zwischen 8.4 und 8.6. Die Zusammensetzungen schwanken stärker. Entlang des Transekts wurden Natriumkonzentrationen von 13.3 bis 21.7 mVal/l gefunden. Die Calcium und Magnesiumkonzentrationen lagen ca. 50 Mal tiefer, die Kaliumkonzentrationen 100 bis 200 Mal. Das Chloridion machte ein Mehrfaches des Sulfations aus, aber offenbar muss 3/4 bis 4/5 der Ionenbilanz durch Bikarbonat ausgeglichen werden.

Es ist anzunehmen, dass sich die Ionenverteilungen auch hier über die Jahreszeit verändern. Nach der ungarischen Bodenklassifikation handelt es sich beim Plateauböden um einen leicht solodifizierten Wiesensolonetz, in den Vertiefungen um einen

th Wiesensolonetz. Nach der 7 approximation sind beide "Orthic Natrabolls", nach FAO der erste ein "Mollic Solonetz", der zweite ein "Orthic Solonetz".

Die bodenkundlichen Untersuchungen lassen den pH Wert und den Gehalt an Natriumionen als die Faktoren vermuten, die zur ausgeprägt unterschiedlichen Pflanzenverteilung führen.

In der Tat konnten Oertli und Müller (1985)

Paläoböden auf der Schwäbischen Alb-Hochfläche

von

Papenfuß, K.H. und K. Kuhn *)

Im Laufe des Tertiär wurden alttertiäre Landoberflächen der Alb im Süden \pm unter Molassesedimenten konserviert, im Norden dagegen verstärkt erodiert, rel. wenig im Ostteil, wo geomorphologisch als jungtertiär datierbare Flächen erhalten blieben. Auf beiden Flächen kommen in Karstspalten und -wannen Reste der tertiären Bodendecke vor; die der alttertiären (= a) sind feuersteinhaltige oder -freie, meist leuchtend rot/gelb/weiße Kaolintone mit unterschiedlichen Bohnerzgehalten, die der jungtertiären (= j) dagegen rot/ockerfarbene Feuersteinlehme. Es war auf Unterschiede im Verwitterungsgrad zu prüfen, um auch auf geomorphologisch nicht datierten bzw. datierbaren Flächen auf das relative Alter schließen zu können. Das wäre nicht nur für die Rekonstruktion der Landschaftsgeschichte von Belang, sondern auch für standortskundliche Prognosen, da sich dann der Einfluß von Reliktmerkmalen auf die rezente Bodendecke besser abschätzen ließe.

Da Aussagen über den Verwitterungsgrad Vergleiche mit den jeweiligen Ausgangsgesteinen erfordern, waren diese sowie ihre Heterogenität zu ermitteln. Hangendes der tertiären Landoberflächen und -ausweislich ähnlicher Ti:Zr-Verhältnisse und (ggf.) Fossilinhalte - wahrscheinlichstes Ausgangsmaterial derer Böden waren Malm ζ -Kalke. Die Kalklösungsrückstände (KLR) der feuersteinfreien sind einheitlich feinkörnig ($<20 \mu\text{m}$) und im Mineralbestand ähnlich (Illit, Kaolinit, Quarz und Goethit), die der - bes. im unteren Malm ζ auf der Ostalb verbreiteten - anderen weisen neben unterschiedlichen Feuersteingehalten zusätzlich kryptokristallinen (lysischen) Quarz im Feinboden auf (dessen Anteil nach Alaily aus demjenigen $>0,2 \text{ mm} : 0,61$ abzuleiten ist). Da die Gehalte der Haupt-Elemente im klastischen Anteil eng mit Ti zu korrelieren sind (durchschnittlich Si:Ti=43, Al:Ti=20,7, K:Ti=2,0 und Fe:Ti=11 in Kalken ohne und 20,4 mit Feuersteinen) und Ti fast nur in verwitterungsstabilen Mineralen vorliegt, ließ sich aus den gegenwärtigen Ti- auf die ur-

* Institut f. Bodenkunde u. Standortslehre d. Universität Hohenheim,
PF 700562, 7000 Stuttgart-70

sprünglichen Si-, Al-, Fe- und K-Gehalte schließen.

Durch die Verwitterung wurde nicht nur Kalk, sondern auch Si abgereichert, und zwar in a-Profilen nicht nur durch weitgehende Eliminierung von 2:1-Tonmineralen, sondern - ausweislich der starken Ti- und Zr-Anreicherung der im KLR fast nur aus Quarz bestehenden Fraktion 2-20 μm (s. Tabelle) - auch durch Schluffquarz-Lösung, in den j-Profilen nur durch erstere. Restangereichert bzw. gebildet wurden Kaolinit, Halloysit und Goethit, neu gebildet Hämatit, in einigen a-Profilen auch Al-Hydroxide. Wie aus den Daten in Figur 1 hervorgeht, wurde Al nur schwach abgereichert (etwas stärker in den a-Profilen), Fe in a-Profilen unregelmäßig an- oder abgereichert, in j-Profilen selbst in (durch Toneinwaschung?) Al-angereicherten Lagen abgereichert und K durchgängig abgereichert (deutlich stärker in a-Profilen). Die nach oben eher ab- als zunehmenden Verluste sprechen jedoch gegen das Vorliegen in situ gebildeter Böden.

Andererseits sind die Untersuchungsobjekte (Beispiel in Fig. 2) aber auch nicht ferntransportierte Sedimente mit einem ursprünglicher Horizontierung an den Erosionsorten entgegengesetzten Schichtaufbau; denn die Konkretionsgehalte sind mit den Fe-Gehalten im Material $<20 \mu\text{m}$ zu korrelieren, und die Tiefenfunktionen der Si-, Al- und Ti-Gehalte unterscheiden sich nur wenig (was auch bedeutet, daß die o.a. Verluste von einer späteren Horizontierung nicht beeinflußt wurden). Inwieweit aber der Aufbau in manchen a-Profilen der mehrfachen Abfolge von Bleich- (hellgrau, bohnerzfrei), Flecken- (gefleckt, schlierig) und Konkretionszone (bohnerzreich) klassischer Lateritprofile entspricht, muß dahingestellt bleiben.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß die alt- von den jungtertiären Böden etwa durch $\text{Si}:\text{Ti} \lesssim 25$ und $\text{Si}:\text{Zr} \lesssim 500$ zu unterscheiden sind und nur in ersteren bohnerz- und mithin Fe-reiche Lagen auftreten.

Fig.1 Veränderungen von Elementgehalten der <20 µm-Fraktion gegenüber KLR in a) alt- und b) jungtertiären Profilen

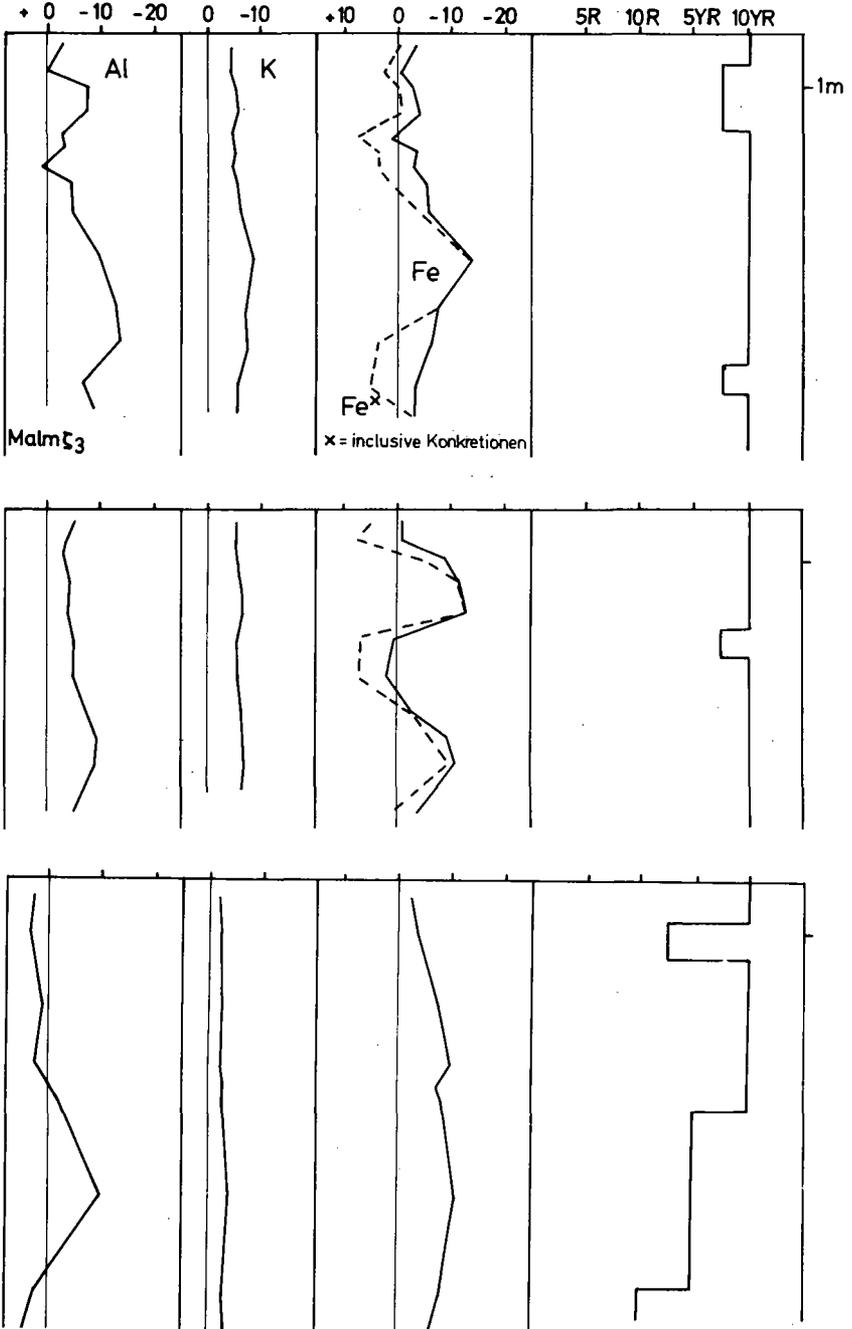
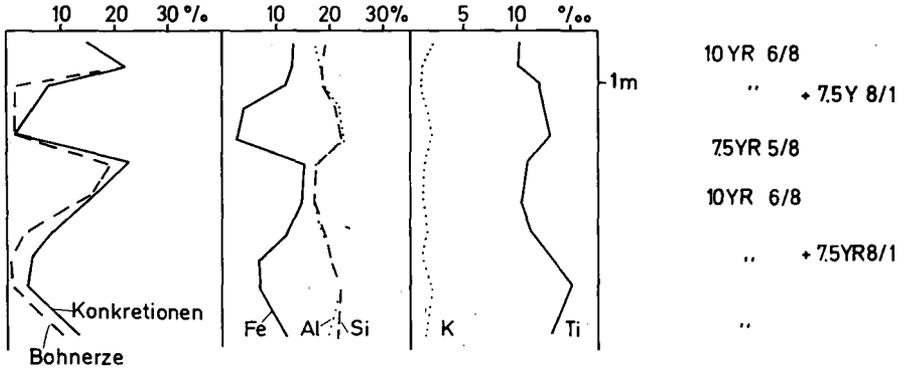


Fig.2 Gehalte an Konkretionen (Gesamtprobe) und Elementen (<20 μ m-Fraktion) eines alttertiären Profils.



Tabelle

Si:Ti und Si:Zr in 2-20 µm Fraktionen von a) Malm ζ-KLR,
 b) alt- und c) jungtertiären Profilen (*= feuersteinhaltig)

	Si:Ti	Si:Zr	dm	Si:Ti	Si:Zr		Si:Ti	Si:Zr	
a) Malm ζ ₃	50.5	1811	b1)	3-9*	17.3	407	c) 34-37*	500	10714
2	52.5	1880		15-19*	14.1	288	43-77*	346	9375
1	55.1	2330		19-23*	13.2	277	94-97*	75	3846
" *	>60	>3000		23-29*	12.9	321	101-113*	71	2571
			b2)	18-21	5.9	133	138-142*	67	2941
				42-45	5.7	115	142-146*	78	2695
				57-60	4.2	118	200-203*	107	2813

**Bodenerosion und Wasserhaushalt in einem mediterranen Kalksteingebiet
in Portugal (Zentralalgarve)**

von

Pfannschmidt, D., R. Jahn u. K. Stahr *)

Die Böden des Algarve weisen eine große Heterogenität hinsichtlich ihrer chemischen und physikalischen Eigenschaften auf (CARDOSO, 1965, WOERNER, 1987). Die Variabilität der Bodeneigenschaften in Verbindung mit dem mediterranen Klima haben einen sehr unterschiedlichen Wasserhaushalt der jeweiligen Standorte zur Folge, die sehr differenzierte Abfluß- und Erosionsraten erwarten lassen.

Untersucht wurde ein 640 ha großes Einzugsgebiet eines Gerinnes, das sich von ca. 50 m. ü. NN in der Küstenverebnung bis auf 313 m. ü. NN der ersten Bergkette des Barrocal erstreckt.

Die steilsten Hanglagen sind von dichter Macchie bedeckt. Der überwiegende Teil des Untersuchungsgebietes wird im Regenfeldbau (Johannisbrot, Olive, Mandel) extensiv genutzt. Mit abnehmender Hangneigung steigt der Anteil eines intensiver bewirtschafteten Regenfeldbaues mit regelmäßiger Bodenbearbeitung, der in den flachen Lagen zunehmend vom Bewässerungsfeldbau (Citrus, Gemüse) abgelöst wird.

Das langjährige Niederschlagsmittel liegt ca. bei 600 mm, von denen etwa 85 % in der Zeit von Oktober bis März fallen. Die potentielle Evaporation (Piché) beträgt ca. 1500 mm/a, sie übersteigt die Niederschlagsmengen in den Monaten April bis Oktober.

Aus den jurassischen Kalken und Dolomiten hat sich in Abhängigkeit vom Relief eine Regosol-Cambisol-Luvisol Bodengesellschaft gebildet (JAHN & STAHR 1987) (siehe Abb.). Die Böden zeigen meist eine tonig-lehmige Textur, wobei in Bt-Horizonten Tongehalte bis zu 85 % auftreten. Alle untersuchten Böden zeigen einen großen Anteil von Grobporen (10-30 % in Oberböden, 5-15 % in Bt-Horizonten) (JAHN et al., 1987-a). Das ungerichtete Grobporensystem der Bt-Horizonte erlaubt nur Infiltrationsraten von < 5 mm/h. Dennoch haben die Luvisole und Nitosole einen erheblichen Anteil an der Grundwassererneuerung (JAHN et al., 1987-a). Die mit einem Doppelzylinder-Infiltrometer gemessenen Infiltrationsraten der Oberböden liegen über 100 mm/h und damit über den gemessenen maximalen Niederschlagsintensitäten.

Die Bodenwasserspannungsmessungen (Druckaufnehmer-Tensiometer) zeigen, daß die Böden während der Niederschlagsperiode nur gering unter einen Wassergehalt von Feldkapazität abtrocknen (JAHN et al., 1987-b), so daß die Luftkapazität des Oberbodens (20-40 mm) den begrenzenden Faktor für die schnelle Aufnahme von Niederschlagswasser darstellt.

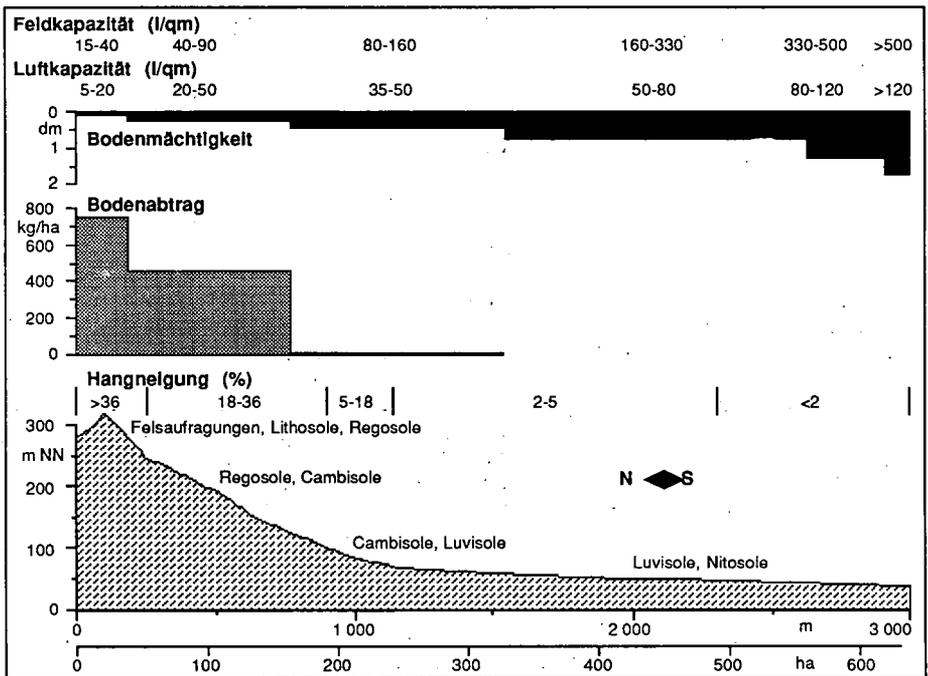
Zur Ermittlung des Bodenabtrages wurden Sedimentfrachten unterschiedlicher Abflußereignisse bestimmt, mit gemessenen Oberflächenabflüssen (Daten von Th. Kletschke, unveröffentlicht) verrechnet und auf Flächeneinheiten ähnlicher Eigenschaften bezogen. Dazu wurde mit den jeweiligen Bodenwasserspannungen und Porenvolumina der Böden das auffüllbare Porenvolumen der Flächeneinheiten berechnet und von der Höhe der Niederschlagsereignisse abgezogen. Mit dem Rest des Niederschlagswassers ist jeweils die Ursprungsfläche des entsprechenden Oberflächenabflusses definiert.

Die Spanne der berechneten Sedimentfrachten pro Abflußereignis reicht von etwa 5 kg bis 40 t. Insgesamt wurden in der Regenperiode 84/85 knapp 90 t Sediment exportiert. Für diesen Zeitraum beträgt die Abflußspende lediglich 6 % des Niederschlages.

*) Inst. für Ökologie, Regionale Bodenkunde, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

Die Verteilung der am Bodenabtrag beteiligten Flächen zeigt, daß der Abfluß und der davon abhängige Bodenabtrag auf maximal 50 % des betrachteten Einzugsgebietes erzeugt wird. Die Hälfte des Oberflächenabflusses wird sogar nur von 10 % des Einzugsgebietes hervorgerufen. Der durchschnittliche Bodenabtrag im Untersuchungszeitraum 1984/85, mit Niederschlägen in der Höhe des langjährigen Mittels, beträgt für die steilsten 60 ha der Kuppenlage etwa 750 kg/ha. In steiler Ober- und Mittelhangposition ist der Bodenabtrag mit durchschnittlich 450 kg/ha berechnet. Die Böden am Unterhang und in der Verebnung zeigen in Jahren mittlerer Niederschläge keinen Oberflächenabfluß (siehe Abb.). Auf diesen Böden tritt zwar gelegentlich in Depressionen Oberflächenwasser auf, das aber auf Grund des nutzungsbedingten Mikroreliefs sowie der kleinteiligen Parzellierung kaum zum Abfluß gelangt.

Abb. Charakteristische Parameter und Verteilung des Bodenabtrages im Untersuchungsgebiet



CARDOSO, J. C. (1965): Os Solos de Portugal, 1-A Sul do Rio Tejo, Lisboa.

JAHN, R., PFANNSCHMIDT, D. and STAHR, K. (1987)-a: Soils from Limestone and Dolomite in the Central Algarve (Portugal), their Qualities in Respect to Groundwater Recharge, Runoff, Erodibility and present Erosion. Catena Supplement , Braunschweig. (eingereicht)

JAHN, R. and STAHR, K. (1987): Soils of the Jurassic Formation in the Central Algarve, their Occurrence, Genesis and Site Qualities. Scientia de Terra , Lissabon. (in Druck)

JAHN, R., STAHR, K., BECKMANN, Th., FAHRENHORST, C., HAUBROK, A., LASSONCZYK, B., NIERSTE, J., PFANNSCHMIDT, D., STASCH, D., und SYDOW, M. (1987)-b: Verbreitung, Genese und Standorteigenschaften von Böden im Algarve. Landschaftsentwicklung und Umweltforschung , Schriftenr. d. Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin (eingereicht).

WOERNER, M. (1987): Die bodenphysikalischen Eigenschaften der wichtigsten Böden des Algarve und ihre Eignung zur Bewässerung. Dissertation, Bonn.

Beziehung zwischen Bodenfarbe und Humusgehalt

von

Renger, M., G. Wessolek, B. List und R. Seyfert

In der Literatur gibt es eine große Anzahl an Arbeiten, die sich mit der Beziehung zwischen Bodenfarbe und Humusgehalt beschäftigen (u.a. BLUME u. HELSPER, 1987, SHIELDS et al., 1958, WITTJE, 1980, COVENTRY u. ROBINSON, 1981).

Ziel dieser Arbeiten war meist die Erstellung eines Schätzverfahrens zur Bestimmung des Humusgehaltes. Da die Beziehung zwischen Bodenfarbe und Humusgehalt zusätzlich vor allem von

- der Humusform
- dem C/N Verhalten
- der Bodenart
- dem Eisen- und Manganengehalt und
- dem Karbonatengehalt

abhängig ist, sind die bisherigen Ergebnisse recht unterschiedlich.

Im Rahmen einer Gruppendifplomarbeit wurde die Beziehung zwischen Humusgehalt und Bodenfarbe an

≈ 400 Böden aus dem humiden

und an ≈ 130 Böden aus dem ariden

Bereich geprüft.

Die folgenden Ausführungen beinhalten Ergebnisse von Böden aus dem humiden Bereich.

Ergebnisse

Da zwischen den Ergebnissen von Reflexionsmessungen und dem Humusgehalt recht gute Übereinstimmung besteht, wurde zunächst ein Vergleich zwischen visuell und gemessenen Farbwerten durchgeführt. Der Vergleich sollte klären, ob durch die visuelle Farbensprache schon zu viel Information verloren geht. Dazu wurde an über 100 Bodenproben (trocken) in der Bundesanstalt für Materialprüfung mit ei-

*Techn. Universität Berlin, Inst.f.Ökologie, FG Bodenkunde, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

nem Farbmeßgerät die Reflexion gemessen. An den gleiche Proben erfolgte eine visuelle Farbansprache nach MUNSELL. Da sich die gemessenen Farbwerte nicht ohne weiteres mit den MUNSELL-Werten vergleichen lassen, mußten die MUNSELL-Werte zunächst in ein metrisches System umgeformt werden (NEWHALL et al., 1943). Der nach Munsell entwickelte Farbkörper stellt einen Zylinder mit den Koordinaten X, Y und y (s. Abb. 1) dar. Dabei entspricht jedem Hue-Wert ein Winkel des Farbtonkreises, jedem Value-Wert ein Abschnitt auf der senkrechten Achse und jedem Chroma-Wert ein Abschnitt auf der horizontalen Achse.

In Abb. 2 ist die Beziehung zwischen den gemessenen und visuell ermittelten Farbhelligkeitswerten (Value-Werte) dargestellt. Der Streubereich der Valuewerte zeigt, daß die visuelle Farbansprache bei dunkeln Farben mit geringeren Fehlern behaftet ist als bei hellen. Beim weiteren Vorgehen wurde geprüft, inwieweit mit einer multiplen Regressionsanalyse der Humusgehalt anhand der Bodenfarbe und weiteren leicht zu bestimmenden Parameter geschätzt werden kann.

In Tab. 1 sind die Korrelationskoeffizienten zwischen Humusgehalt und den in die Auswertung einbezogenen Variablen zu finden. Da zwischen dem C/N-Verhältnis und dem pH-Wert ein Zusammenhang besteht, wurde der pH-Wert in die Auswertung einbezogen. Die Farbbestimmung erfolgte an feuchten Proben. Die gefundenen Regressionsgleichungen (s.Tab.2) wurden in Nomogramme umgesetzt, mit denen eine schnelle Bestimmung des Humusgehaltes möglich ist (s. Abb.3 und 4). Die in Abb.5 dargestellte Beziehung zwischen gemessenen und geschätzten Humusgehalten zeigt, daß bei den Sandböden eine Schätzung des Humusgehaltes im Bereich der Humositätsklassen möglich ist.

Zusammenfassung

Der Humusgehalt läßt sich im Bereich < 10 % im Gelände mit einer Genauigkeit schätzen, die etwa den Humositätsklassen entspricht. Voraussetzung dabei ist, daß die Eichung der Beziehung zwischen Bodenfarbe und Humusgehalt für regional begrenzte Gebiete und getrennt nach Bodenarten erfolgt.

In die Korrelation müssen zusätzlich zur Bodenfarbe der Tongehalt und der pH-Wert (bei Böden mit großer Variationsbreite) einbezogen werden.

Danksagung:

Den Herren Dipl.Ing. Mäder und Dr. Witt von der Bundesanstalt für Materialprüfung sei an dieser Stelle für die Unterstützung, intensive Betreuung und die wertvollen fachlichen Anregungen bei der Durchführung der Farbmessungen gedankt.

Literatur:

BLUME, H.-P. und B.HALSPER, 1987: Schätzung des Humusgehaltes nach der Munsell-Farbhelligkeit. Z.Pflanzenern.u.Bodenkunde 150, 354-356

COVENTRY, R.J. and P.J.ROBINSON, 1981: Colour groups derived from numerical classification of the Munsell soil colour chips. Austral.Journ. of Soil Research 19, 103-112

NEWHALL, S., D.NICKBSON and D.B.JUDO, 1943: Final report of the O.S.A. Subcommittee on the Spacing of the Munsell colours. Journ.of the optical Society of Am. 33, 386-418

SHIELDS, J.A., E.A.PAUL, R.J. St.ARMAND and W.K.HEAD, 1968: Spectrophotometric measurment of soil colour and its relationship to moisture and organic matter. Can.J.Soil Sci. 48, 271-280

WITTJE, V.: Zur spektralen Remission von Böden. Diplomarbeit Inst.f.Pflanzenern. und Bodenkunde, Kiel 1980

Tab. 1 Korrelationskoeffizienten r für die Beziehung zwischen Bodenfarbe, Tongehalt, pH und Humusgehalt

	Schwankungsbreite von r für die Variable Humusgehalt
Farbhelligkeit (Value)	0,54 bis 0,71
Farbtiefe (Chroma)	- 0,33 bis - 0,54
pH CaCl ₂	- 0,17 bis - 0,42
Ton	0,03 bis 0,17

Tab. 2 Ergebnisse der multiplen Regressionsanalyse

Sandböden:	
$H = -10,8 (\log \text{Value}) - 72,1 (\text{Chroma}) + 0,67 (\% \text{Ton}) - 0,04 (\% \text{Ton})^2 + 37$	
R = 0,77	
Sämtl. Böden:	
$H - 8,5 (\log \text{Value}) - 19 (\text{Chroma}) + 0,07 (\% \text{Ton}) - 0,0007 (\% \text{Ton}) - 0,75 (\text{pH})^2 + 23$	
R = 0,64	
H = Humusgehalt	
R = multipler Korrelationskoeffizient	

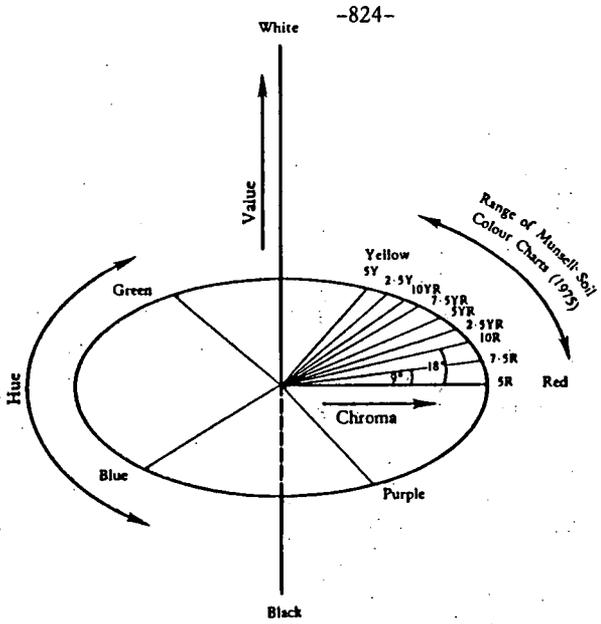


Abb. 1: Farbparameter des Munsell-Farbkörpers (nach COVENTRY and ROBINSON 1981)

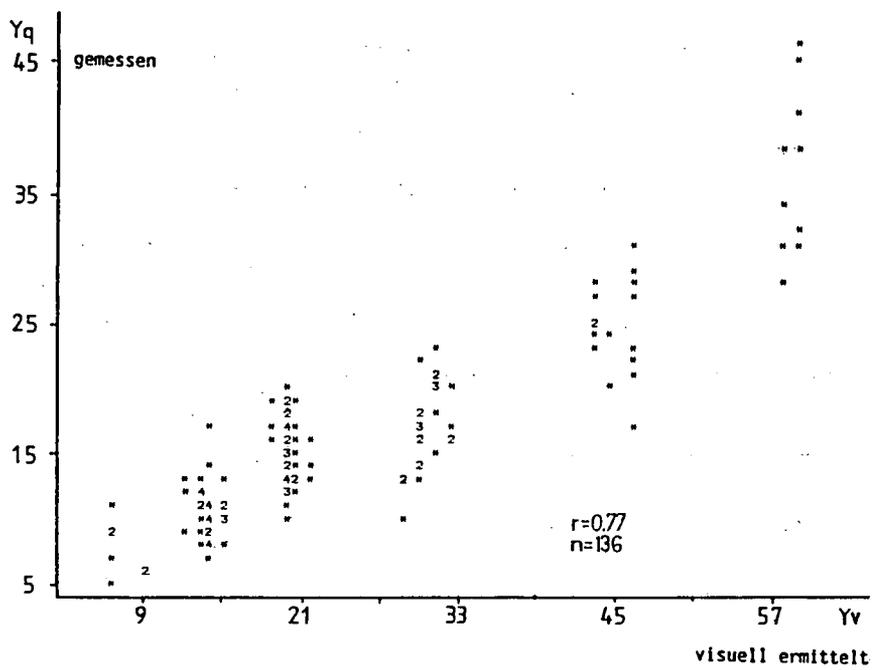
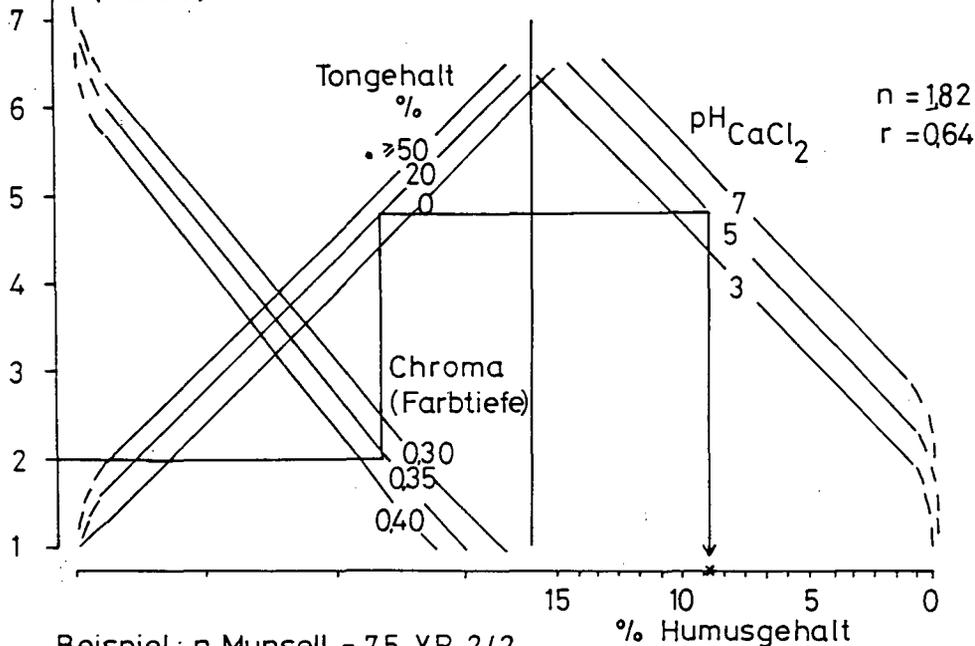


Abb. 2: Beziehung zwischen gemessenen und visuell ermittelten Value- Werten

Farbwert Munsell
(Value)

Sämtl. Böden



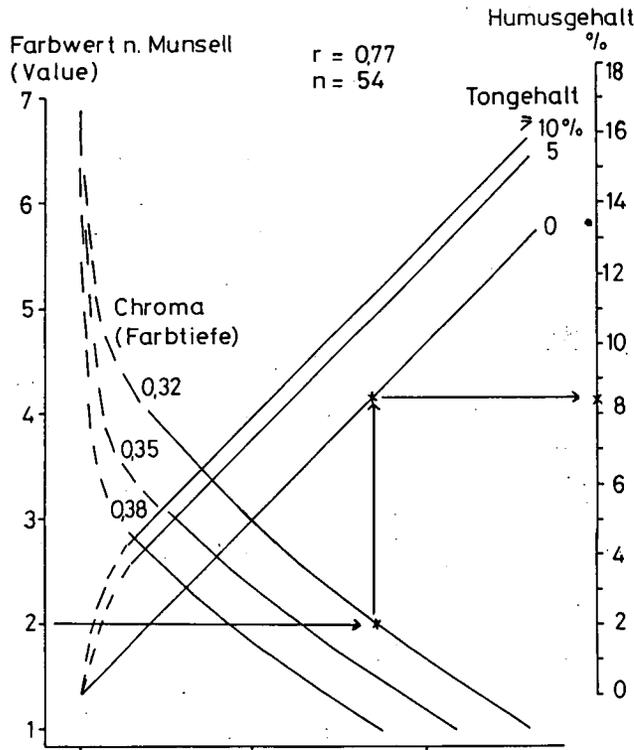
n = 182
r = 0.64

Beispiel: n.Munsell = 7,5 YR 2/2

Farbwert = 2
Chroma = 2 → Q36
Ton % = 20
pH = 5
Humus % = 9

Abb.3: Nomogramm zur Ermittlung des Humusgehaltes aus einfach zu bestimmenden Bodenkennwerten

Sandböden



Beispiel: n. Munsell = 10 YR 2/1,5
 Farbwert = 2
 Chroma = 1,5 → 0,32
 Ton % = 0
 Humus% = 8,5

Abb. 4: Nomogramm zur Bestimmung des Humusgehaltes für Sandböden

Sandböden

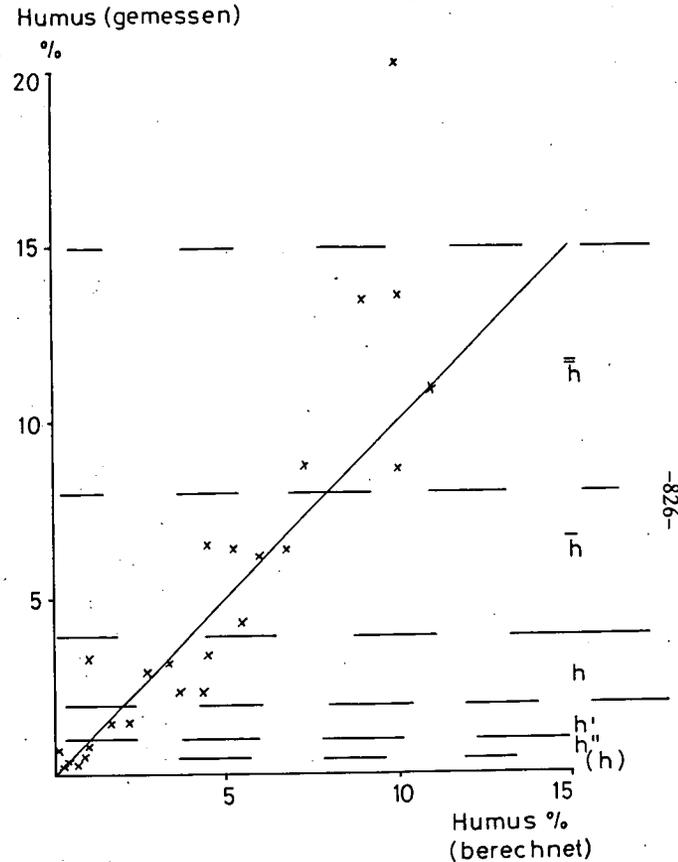


Abb. 5: Beziehung zwischen gemessenen und geschätzten Humusgehalten

Naßbleichung und Tonzerstörung durch Ferrollysis?

von

Rückert, E.*

Die vertikale Differenzierung der Tongehalte und mithin der KAK in Stauwasserböden aus ungeschichteten Gesteinen wird von der Lehrmeinung mit einer Tonverlagerung als Ursache der Vernässung erklärt. Nach BRINKMAN bewirken in wechsellagernden Böden SE-Asiens dagegen Redox- und entgegengesetzte pH-Schwankungen eine Chloritisierung und letztlich Tonzerstörung im Oberboden. Er behauptete, daß diese "Ferrollysis" auch in Pseudogleyen Mitteleuropas wirke. Daher wurde (im Institut für Bodenkunde u. Standortlehre d. Universität Hohenheim) an 6 möglichst nur in der Pseudovergleyung verschiedenen und für Umsatzmessungen geeigneten Profilpaaren mit Tongehalten im A < B > C und rekonstruierbarem ursprünglichem Zustand des Solums untersucht, ob die hier postulierten Unterschiede in Tonmenge und -art als Effekte dieses Prozesses sowie die zu fordernden Veränderungen von Eh, pH sowie austauschbarem bzw. löslichem Fe, Al, Mn, K und Si wirklich bestehen bzw. geschehen (Bilanz- und Umsatzuntersuchungen). Ferner wurden entsprechende Effekte häufiger Feuchtwechsel in Modellstudien geprüft.

Wenn eine "Ferrollysis" lange gewirkt haben sollte, dann müßten Bilanzuntersuchungen jeweils im stärker vernäßten Profil eine stärkere Tonzerstörung ergeben. Leider wurden trotz intensiver Vorstudien keine geeigneten Profilpaare mit ursprünglich homogenem Solum gefunden und erwiesen sich nur zwei (I = Filder, III = Walldüren, Odenwald) als für eine Rekonstruktion ausreichend regelhaft heterogen. Die aus dem Anteil von Liegendem und Fern-(Rheintal) oder Lokal-(nächstgelegener Aufschluß)Löß abgeleitete Bilanz ergab aber im stärker vernäßten Profil einen geringeren Tonverlust (s. Tabelle für Profilpaar I). Auch bei den Al-Chlorit-Gehalten und den Ton-KAK war kein Ferrollysis Effekt zu erkennen.

* Dipl. Geol. E. Rückert, Friedhofstr. 1, 8722 Sulzheim.

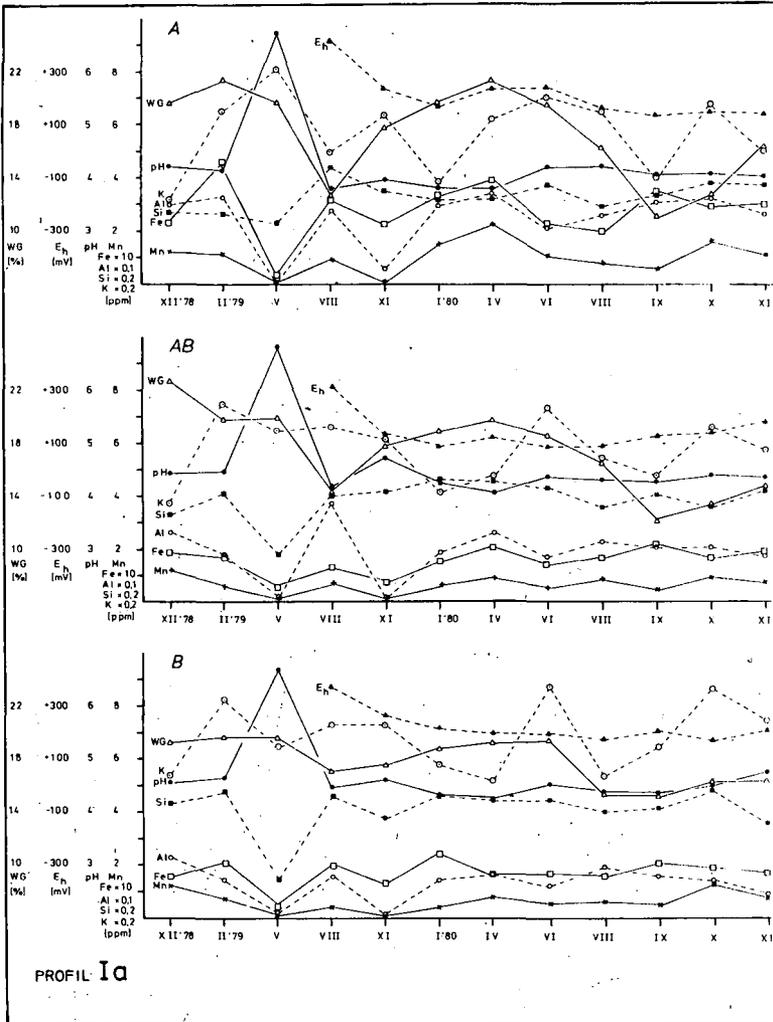
Aktuelle (a) und ursprüngliche (u) Gehalte (errechnet aus Liegendem + Fernlöb bzw. Lokallöb) sowie a-u(Δ) der Profile Ia und Ib

		Aktuelle Gehalte					Fernlöb				Lokallöb				
	Tiefe	TD	CaCO ₃	Humus	Ton	S+U	Ton _u	Δ Ton	S+U _u	Δ S+U	Ton _u	Δ Ton	S+U _u	Δ S+U	
	cm	g/cm ²	%	%	kg/m ²										
Ia	Ah	0-7	0.85	0	8.19	10.1	44.5	12.9	-2.8	55.2	-10.7	17.1	-7.0	48.2	-3.7
	Al	-36	1.04	0	1.80	54.1	242.1	74.8	-20.7	322.2	-80.1	100.3	-46.2	281.6	-39.5
	Bt ₁	-70	1.37	0	0.72	131.4	331.0	161.8	-30.4	384.4	-53.4	167.5	-36.1	346.9	-15.9
	Bt ₂	-88	1.23	0	0.44	83.2	155.1	71.9	+11.3	194.7	-39.6	76.7	+6.5	175.0	-19.9
	BtC	-100	1.35	11.3	0.45	45.7	97.2	48.7	-3.0	115.6	-18.4	50.3	-4.6	104.2	-7.0
	C	-120	1.35	8.6	0.45	<u>79.8</u>	<u>165.8</u>	<u>94.7</u>	<u>-14.9</u>	<u>199.2</u>	<u>-33.4</u>	<u>95.5</u>	<u>-15.7</u>	<u>180.3</u>	<u>-14.5</u>
					Σ 404.3	1035.7	464.8	-60.5	1271.3	-235.6	507.4	-103.1	1136.2	-100.5	
Ib	Ah	-12	0.84	0	3.90	13.8	83.0	27.5	-13.7	113.9	-30.9	34.5	-20.7	98.0	-15.0
	Alg	-32	1.44	0	1.08	48.9	235.9	85.8	-36.9	301.2	-65.3	92.7	-43.8	263.1	-27.2
	Btg	-45	1.51	0	0.45	51.8	143.6	66.8	-15.0	178.0	-34.4	63.7	-11.9	162.2	-18.6
	Bgt ₁	-80	1.58	0	0.33	184.4	366.7	178.5	+5.9	475.9	-109.2	187.0	-2.6	430.5	-63.8
	Bgt ₂	-100	1.58	0	0.33	<u>125.3</u>	<u>189.6</u>	<u>112.3</u>	<u>+13.0</u>	<u>259.7</u>	<u>-70.1</u>	<u>119.5</u>	<u>+5.8</u>	<u>227.5</u>	<u>-37.9</u>
					Σ 424.2	1018.8	470.9	-46.7	1328.7	-309.9	497.4	-73.2	1181.3	-162.5	

Wenn eine "Ferrolysis" derzeit wirken sollte, dann müßten Umsatzmessungen jeweils im stärker vernäbten Profil stärker schwankende pH und Gehalte an H₂O sowie Austausch-Fe bzw. -Mn und pH-invers höher liegende Gehalte an mobilem Al, Si und K ergeben. Die in den Ober-(A) und Unterböden (B) sowie Übergangsbereichen (AB) der 6 Profilpaare ermittelten Werte zeigten den zu erwartenden Verlauf allenfalls zeitweilig in den Profilpaaren I und III. Als Beispiel für diese 4 Profile sind die Daten (ohne NH₄-Acetat-FeII und -FeII+III) für Ia in der Figur dargestellt. Um eine bessere zeitliche Auflösung zu erreichen und mobilere Fraktionen zu erfassen, wurden sodann die o.a. Messungen in 10-tägigem Abstand an der Gleichgewichtsbodenlösung vorgenommen (wofür der Entfernung wegen nur Standort I in Frage kam). Da selbst diese Werte nicht wie postuliert verliefen, wurde dann mit NH₄-Acetat extrahiert. Aber auch hier war kein Ferrolysis-Effekt zu erkennen. Es muß aber dahingestellt bleiben, inwieweit er nur durch "Sauerregen"-Effekte überdeckt wurde.

Um den ggf. ablaufenden Prozeß und seinen Effekt unter kontrollierbaren Bedingungen ermitteln zu können, wurden Modellversuche mit AB-Material der Profilpaare I und III, dem Typ-Profil von BRINKMAN aus Bangladesch sowie Montmorillonit + Quarzsand-Gemischen + org. Subst. angestellt. In je 10 Naß- und Trockenphasen wurden die o.a. Elemente mit CO₂-freiem Wasser extrahiert, die KAK nach der 5., 8. sowie 10. und der Tonmineralbestand qualitativ nach der 10. Redoxphase ermittelt (sowie zu Beginn). Lediglich an einer der Tonmineral + Quarz-Varianten waren röntgenographisch Veränderungen festzustellen. Der Erklärung im Sinne einer Ferrolysis steht entgegen, daß die KAK auch in diesem Falle unverändert blieb. Die Gehalte an Austausch-Fe lagen jeweils an der Nachweisgrenze, und nur beim Material des Profils Ia verliefen die Al- und Fe-Gehalte zeitweilig invers. Auch hier unterschieden sich die Werte der Parallelen oft mehr als die von Naß- und Trockenphasen.

Auf Grund der Ergebnisse von Bilanzen und Umsatzmessungen sowie Modellstudien ist also die Frage "Naßbleichung und Tonzerstörung durch Ferrolysis?" für die hier untersuchten Böden mit "nein" zu beantworten.



Wassergehalt (WG), Eh, pH, KCl-Mn, -Al und -Fe (% des Oxalat-extrahierbaren), H₂O-Si und NH₄Acetat-K (ppm) im Jahreslauf

Klassifizierung von Böden anthropogener Lithogenese
- vorgestellt am Beispiel von Böden im Stadtgebiet Kiel -

vcn

SIEM, H.-K. *, E. CORDSEN **, H.-P. BLUME ** und H. FINNERN *

Das Geologische Landesamt Schleswig-Holstein hat im Auftrag der Stadt Kiel unter Mitarbeit des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität Kiel eine **Bodenkarte** im Maßstab 1:20000 vom Stadtgebiet Kiel und seinem näheren Umland erstellt. Über die Vorgehensweise berichten CORDSEN u.a. in diesem Band.

In **Verdichtungsräumen** (SUKOPP, 1978) ist die Pedosphäre stärker als in Freiräumen durch bauliche Anlagen wie Häuser, Straßen u.a. unterbrochen, vor baulichen Anlagen wie Wegen und Plätzen mit schwach bis sehr stark infiltrations- und verdunstungshemmender Materialien bedeckt, von Ver- und Entsorgungsleitungen durchsetzt und einer flach- bis tiefreichenden Umgestaltung unterworfen. Damit verbunden ist ein ständiger Ein- und Auftrag von technogenen (Bauschutt, Schlacken, Asche, Müll u.a.) und natürlichen (meist gebietstypischen Gesteins- und Bodenmaterialien) Stoffen.

BILLWITZ und BREUSTE (1980) kommen deshalb für große Flächen des Stadtgebietes Halle zu dem Ergebnis, daß es dort weder natürlich noch anthropogene Böden, sondern nur **anthropogene Deckschichten** gäbe.

GRENZIUS und BLUME (1984) legten dagegen eine Karte der **Bodengesellschaften** von Berlin (West) im Maßstab 1:75000 vor, in der flächendeckend Bodengesellschaften zusammen mit ihrem Hemerobie- und Versiegelungsgrad dargestellt sind.

Unabhängig vom bundesdeutschen Bodenklassifikationssystem mit seinen derzeit fünf Abteilungen (ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK, 1985) können Böden nach ihrem **anthropogenen Perstruktionsgrad** (KOPF u.a., 1982) in Kulturböden und Naturböden getrennt werden. Kulturböden unterscheiden sich von Naturböden durch einen anthropogen veränderten Oberboden (Ap, Hp) infolge Umgestaltung (Perstruktion) natürlicher Bodenhorizonte bis 4 dm unter Geländeoberfläche, was aber bodentypo-

* Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein,
Mercatorstraße 7, 2300 Kiel 1

** Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde,
Universität Kiel, Olshausenstraße 40/60, 2300 Kiel 1

logisch nicht und bodensystematisch nur auf der Ebene der Subvarietät berücksichtigt wird (MÜCKENHAUSEN, 1970).

Naturböden, die tiefer als 4 dm unter Geländeoberfläche anthropogen durch Pflügen, Graben, Rigolen (=Rigosol) oder Umbrechen (=Trepisol) umgestaltet sind bzw. einen mehr als 4 dm mächtigen, anthropogen veränderten (=Deckkulturboden) bzw. anthropogenen (=Auftragsboden) Materialauftrag aufweisen oder durch eine Kombination von homogenisierender Bearbeitung und Auftrag beeinflusst worden sind (=Hortisol), werden je nach Wasserregime bzw. Torfmächtigkeit den Klassen **Terrestrische Anthropogene Böden** (Terrestrische Kultosole), **Semiterrestrische Anthropogene Böden** (Semiterrestrische Kultosole) und **Kultivierte Moore** zugeordnet (ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK, 1985). Die ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE der Geologischen Landesämter (1982) stellt dagegen diese Böden unabhängig von ihrem Wasserregime als "**Gruppe**" **Anthropogene Böden** (Kultosole) neben ihre vier Abteilungen der Bodensystematik.

Bei den Plaggeneschen wird vom ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK (1985) der unterlagernde Boden unabhängig von seinem Perstruktionsgrad auf dem Niveau der Subvarietät berücksichtigt, bei den Hortisolen auf dem Subtypniveau und beim Rigosol und Trepisol der vollständig umgestaltete Boden ebenfalls auf dem Subtypniveau.

Im Vordergrund dieses Beitrages steht die **typologische** Behandlung von Böden, deren Ausgangsmaterial z.B. durch Schüttung oder Spülung von Menschen abgelagert wurde oder die in anthropogenen Abtragsflächen entstanden sind. Im Untersuchungsgebiet Kiel sind diese Böden stark vertreten.

Folgt man der ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE der Geologischen Landesämter (1982), müßten sie dem Bodentyp **Deckkulturboden** (Deckschicht aus anthropogener Aufschüttung natürlicher Substrate mächtiger als 4 dm zwecks Melioration) oder **Auftragsboden** (Auftrag natürlicher oder künstlicher Substrate mächtiger als 4, meist 8 dm zwecks Entsorgung) zugeordnet werden.

Nach dem ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK (1985) gehören sie zum Bodentyp **Auftragsboden** (Auftrag natürlicher oder künstlicher Substrate mächtiger als 4, meist 8 dm). Die **Abtragsflächen** ordnet MÜCKENHAUSEN (1977) als Bodentyp ebenfalls den anthropogenen Böden zu.

Demgegenüber betrachtet RUNGE (1974) die von ihr als Ruderaltböden bezeichneten Böden aus aufgeschüttetem "anthropogenem, meist kalkreichem Gestein", bei dem es sich um Bauschutt (Mörtelschutt, Ziegelschutt, Mörtel-Ziegelschutt-Gemenge) handelt, zwar als anthropogene Böden, schlägt aber gleichzeitig für diese Böden die Bodenform **Xero- oder Lockerpararendzina aus Mörtel- bzw. Ziegelschutt** vor. Mithin faßt sie diese als natürliche Böden anthropogener Gesteine auf. Die Böden wurden entsprechend ihrer Horizontierung nach den typologischen Regeln zugeordnet (MÜCKENHAUSEN, 1977) und erst mit der Bodenform das Gestein berücksichtigt

(siehe auch GRENZIUS und BLUME, 1984). Gesteine ohne Bodenbildung wurden bei vorliegender Untersuchung als solche gekennzeichnet.

Bei der Kartierung Kiels wurde ähnlich RUNGE (1974) verfahren, weil mit wenigen Ausnahmen sich aus den anthropogenen Ablagerungen und Abgrabungen Böden entwickelt hatten, die den übrigen Bodentypen der Bodensystematik zugeordnet werden konnten. Für stark reduktmorphie Böden aus, auf oder neben Müll- oder Klärschlamm(deponien) wird hingegen als Ausnahme der Bodentyp **Methanosol** vorgeschlagen, der durch Methan geprägt ist und keinem der bestehenden Bodentypen zugewiesen werden kann (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Profilbeschreibung eines Methanosols

Methanosol unter nitrophiler Kraut- und Gramineervegetation aus konditioniertem (Kalkmilch, Eisenchlorid), nicht ausgefautem Klärschlamm; Lage im fast nicht geneigten Bereich der Klärschlammdeponie Bülk: Kläranlage mit Deponie im ehemaligen Niederungsbereich am Bülker Leuchtturm, Deponie beschickt 1972 bis 1981, 6 m Deponiemächtigkeit im untersuchten Bereich.

Tiefe	Horizont	Farbe	Fleckung	Bodenart	Gef.	Org.Subst.	Carbonat	pH(CaCl ₂)
0- 20	Aoh	7,5YR 3/4	ehkw6	Lts,x2	kru	h5	c5	7,7
20- 38	yYCro	10YR 3/1	ehtap4	Lts,x2	sub	h5	c5	7,7
38- 55	yYCr	2,5Y 2/0		Tu3,x2	koh	h6	c5	7,6
55- 65	yYCr	5Y 4/2	rsf13	Lts,x2	koh	h6	c5	10,0
65-147	yYCr	5Y 4/1	rsf14	Lt2,x2	koh	h6	c5	10,0

Effektive Durchwurzelungstiefe (WE): 3,8 dm; Belüftungsverhältnisse: 0-30 cm: reich / unterhalb 30 cm: arm; Nutzbares Wasserangebot / WE: 96,3 mm (mäßig frisch); Austauschbare Basen / WE: 214,3 Val/m³ (sehr hoch)

In **Böden anthropogen umgelagerter Gesteine** dominieren im Untersuchungsgebiet die lithogenen Merkmale, d.h. die Bodenentwicklung hat bisher nur zu A-C-Böden geführt (z.B. Tabelle 2). Deshalb war es notwendig, nicht nur die Bodenart, sondern auch die Herkunft der Gesteine zu bestimmen, was angesichts der Vielfalt nicht immer möglich war. Am Profil beschränkte sich dies zunächst auf das makroskopisch Wahrnehmbare unter Zuhilfenahme der konventionellen Feldmethoden.

Bei den Gesteinen wurde zwischen **technogenen** (Y) wie Bauschutt, Müll, Schlämmen, Asche, Schlacken u.a. und **umgelagerten natürlichen** (j) wie Geschiebemergel, -lehm, -sand, Torf, Mudde u.a. unterschieden. Für die Bodenform der Kartiereinheiten im Maßstab 1:20000 wurden in Abhängigkeit vom **technogenen Stoffanteil**

Tabelle 2: Profilbeschreibung einer Pararendzina

Pararendzina unter Kleingarten aus Bauschutt- (Ziegel-, Mörtel-) deponie mit Müll, ebene Lage, Kiel/ Kieler Hof, Deponie beschickt bis 1970, 3 m Deponiemächtigkeit im untersuchten Bereich (Substratabkürzungen siehe Tabelle 3).

Tiefe	Hor.	Farbe	Boden= art	Org.S.	Carb.	pH	Substrat	t.A.*
0- 21	jYAh	10YR 2,5/1	S12,x2	h5	c3.2	7,2	hJS mit Ys	2
21- 29	yY	10YR 4/2	S12,x2	h1	c4	7,8	Yb	3
29- 40	yY	10YR 5/4	S13,x2	(h)	c4	7,7	Yb	3
40- 70	yY	10YR 5/4	mSfs,x5	(h)	c4	7,7	Yb (weiche Ziegel)	3
70- 80	yY	10YR 4/4	mSfs,x3	h3	c4	7,6	Ym	3
80-100	yY	10YR 6/4	S12,x3	(h)	c4	7,7	Yb	3
100-125	yY	10YR 5/4	St2,x4	(h)	c4	7,8	Yb	3
125-137	yY	7,5YR 2/0	S12,x3	H	c4	7,4	Ya (Holzkohle)	3
137-150	yY	10YR 2/1	X	-	c4	-	Yb	3
150-165	jY	10YR 2/1	S14,x3	h4	c2	7,3	hJS	2
165-182	yY	10YR 5/3	gSms,x5	(h)	c4	7,7	Yb	3
182-230	jY	10YR 2/2	gSms,x2	h3	c4	7,7	hJS	1

* Gruppe des technogenen Stoffanteils (Erklärung siehe Text)

Effektive Durchwurzelungstiefe (WE): 6 dm; Belüftungsverhältnisse: 0-30 cm: reich / unterhalb 30 cm : reich; Nutzbares Wasserangebot / WE: 47,7 mm (sehr trocken); Austauschbare Basen / WE: 26,7 Val/m³ (mittel)

drei Gruppen von anthropogenen Gesteinen gebildet:

- Gruppe 1: anthropogen verändertes Gestein mit einem technogenen Stoffanteil von **weniger als 5 %**.
- Gruppe 2: anthropogen verändertes bis anthropogenes Gestein mit einem technogenen Stoffanteil von **5 % bis 30 %**.
- Gruppe 3: anthropogenes Gestein mit einem technogeneren Stoffanteil von **mehr als 30 %**.

Diese Gruppierung stützt sich auf detaillierte Profiluntersuchungen im Hinblick auf den technogenen Stoffbestand.

Eine Möglichkeit der **Gliederung anthropogener Gesteine** (Auftraggeber) zeigt Tabelle 3.

Tabelle 3: Anthropogene Auftragungen (nach BLUME, 1987, Auszug)

Substrat	Symbol	Eigenschaften
a) Natürliche Substrate (j)		
Sand	jS	geschichtet, überwiegend Sand
Lehm	jL	geschichtet, Sand + Lehm + Ton
Ton	jT	geschichtet, überwiegend Ton
Mergel	jM	geschichtet, kalkhaltig
Kies	jG	geschichtet, überwiegend Kies
Schotter	jX	gebrochenes Gestein (z.B. Granit)
Mulde	jF	geschichtet, feinkörnig, humushaltig, schwarz-grau bei mehr als 1 % organischer Substanz: hjS, hjL usw.
b) Künstliche Substrate (Y)		
Asche	Ya	alkalisch, salzhaltig, feinkörnig, grau-braunrot
Bauschutt	Yb	mehr als 30 % X (Ziegel, Mörtel), 5 bis 10 % Kalk
Müll	Ym	mehr als 30 % organische Substanz, Skelett (Glas, Keramik, Leder, Holz, Plaste), schwarz, methan- und sulfidhaltig
Schlacke	Ys	mehr als 30 % gesinterte Brocken, alkalisch, grau-braunrot
Industrieschlamm	Yi	mehr als 30 % organische Substanz, alkalisch, feinkörnig, schwarz

Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage, Schweizerbart, Stuttgart.
- ARBEITSKREIS BODENSYSTEMATIK DER DBG (1985): Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. **44**, 1-91.
- BILLWITZ, K. und BREUSTE, J. (1980): Anthropogene Bodenveränderungen im Stadtgebiet von Halle/ Saale. Wiss. Z. Univ. Halle **XXIX80 M**, H.4.
- BLUME, H.-P. (1987): Bodenkartierung von städtischen Verdichtungsräumen. Die Heimat, **94**. Jg., 280-288.

- GRENZIUS, R. und BLUME, H.-P. (1984): Karte der Bodengesellschaften von Berlin (West) 1:75000; Interdisziplinäres Forschungsprojekt der Techn. Univ. Berlin: Karten zur Ökologie des Stadtgebietes von Berlin-W..
- KCPP, D., JÄGER, K.-D. und SUCCOW, M. (1982): Naturräumliche Grundlagen der Landnutzung - am Beispiel des Tieflandes der DDR. Akademie-Verlag Berlin.
- MÜCKENHAUSEN, E. (1970): Fortschritte in der Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **10**, 246-279.
- MÜCKENHAUSEN, E. (1977): Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der BRD. 2. Auflage, DLG, Frankfurt.
- RUNGE, M. (1974): Ruderalstandorte. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **18**, 386-387.
- SUKOPP, H. (1978): Städte und Industriegebiete. In Olschowy, G.: *Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland*. Verlag Paul Parey.

Versalzung von Böden in extrem ariden Gebieten und Wirkung der Salzverwitterung unter den aktuellen Klimabedingungen

von

U.Smettan* und H.-P.Blume**

Von Böden typischer Landschaftseinheiten der Extremwüste SW-Agyptens wurden Art und Ausmaß der Versalzung untersucht. Dabei wurden östlich der Oase Bulaq und südlich von Bir Tarfawi Böden von unterschiedlichem Relief und Gestein (Kalkstein, Mergel, Schiefertönen, Tonen, Sandstein und Flugsanden) erfaßt.

Das Klima ist extrem arid mit mittleren Jahresniederschlägen von < 1 mm, wobei alle Jahrzehnten auch bis zu 10 mm fallen können. Abgesehen vom bewässerten Oasenland sind alle Standorte grundwasserfern.

Ergebnis von detaillierten Kartierungen dieser Gebiete war, daß unabhängig von Relief und Gestein die Versalzung ein Hauptkennzeichen dieser Böden ist und Solonchake dominieren (SMETTAN 1987). Die typischen Solonchake[†] des West-Ost-Transektes (Abb. 1) sind flachgründige (lithic) Calcic Solonchake auf den Kalk-

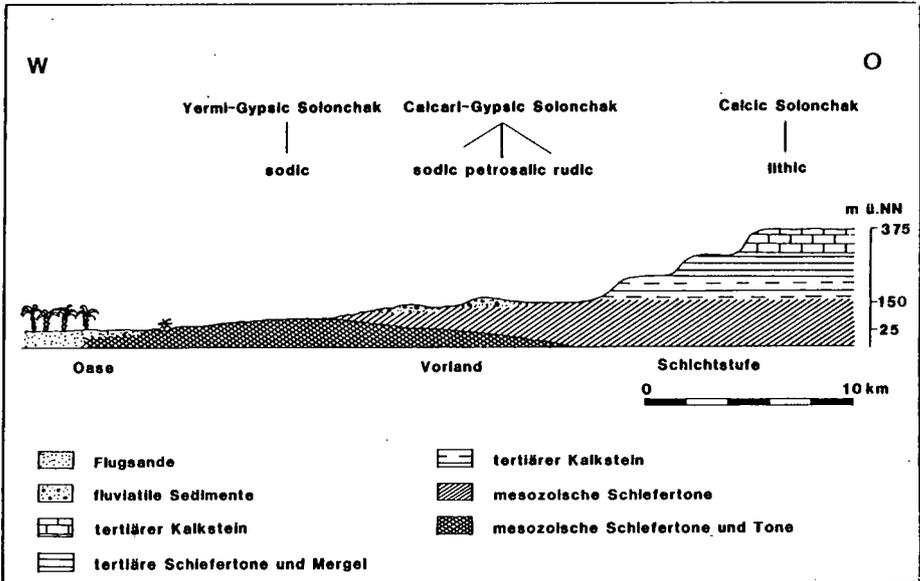


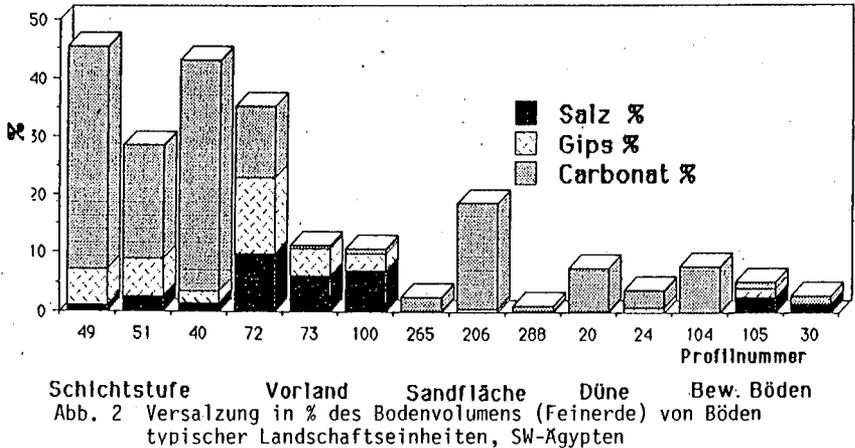
Abb. 1 Typische Solonchake eines Transektes östlich Bulaq
+ Benennung der Böden und ihrer phases nach FAO (1987)

* Institut für Ökologie, Regionale Bodenkunde, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

** Institut f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40-60, 2300 Kiel

steinhochflächen, Yermi-Gypsic Solonchake auf den Schiefertonebenen des Schichtstufenvorlandes und Calcari-Gypsic Solonchake - häufig mit Salzbänken (petrosalic) - auf Terrassen aus umgelagerten Sedimenten. Auf den Sandflächen im Süden kommen grundwasserferne Yermi-Haplic Solonchake mit rudic phase vor bei hohen Stein- und Kiesgehalten des Sandsteines.

Eine Umrechnung der Salzgehalte auf die Profilmengen (mittlere Aufschlußtiefe 1 m) unter Berücksichtigung der Steingehalte zeigt, daß Ausmaß und Art der Versalzung in engem Zusammenhang zum Ausgangsmaterial stehen (Abb. 2).



Bei den Böden der Kalksteinschichtstufe (Profil 49 = rezenter Wadilauf, 51 = Terrasse, 40 = Hochfläche) ist der Anteil wasserlöslicher Salze gering, auf den Terrassen und im Wadi kommt es zur deutlichen Gipsanreicherung, insgesamt werden die Böden aber durch sekundäre Karbonate charakterisiert, so daß der silikatische Anteil der Feinerde hier nur noch ca. 50 % ausmacht. Die Böden der Schiefertoneflächen im Vorland (Profil 72 = Terrassenrelikt, 73 und 100 = Abtragungsebene), zeigen eine starke Anreicherung von wasserlöslichen Salzen von fast 20 % und haben teilweise hohe Gipsgehalte. Die Karbonatanteile sind gering und nur auf den Terrassenrücken mit umgelagertem Kalksteinmaterial (Profil 72) hoch. Alle Sandböden südlich Bir Tarfawi (Profil 265, 206, 288), die Dünen bei Bulaq (Profil 20, 24) und auch der bewässerte Sandboden (Profil 104) haben sehr geringe Salz- und Gipsgehalte unter 1 %. Es dominiert die Karbonatanreicherung, besonders bei Bewässerung (104) oder aufgrund eines ehemals höher stehenden Grundwasserspiegels (206). Bei Tonböden unter Bewässerung (Profil 105, 30) kommt es sowohl zur Salz- und Gipsanreicherung als auch zur Karbonatausfällung (letztere nur im Oberboden). Die Versalzung ist aber bei weitem nicht so stark wie bei den unbewässerten Böden des Schichtstufenvorlandes, obwohl diese wesentlich durchlässiger sind. Da eine Versalzung durch Grundwasser (außer Profil 104 bzw. 206) auszuschließen ist, müssen die Salze durch Niederschläge zugeführt oder bereits lithogen sein. Innerhalb der letzten 5.000 Jahre wurde für die Sandböden ein Salzein-

trag von $1-2 \text{ kg/m}^2$ errechnet (SMETTAN 1987), so daß z.B. die extrem hohen Salzgehalte der Schieferntonflächen (Profil 100 = 118 kg/m^2 auf 1 m Bodentiefe) auch in einer lithogenen Versalzung begründet sein müssen, worauf bereits die unterschiedliche Art der Versalzungen in Abhängigkeit vom Gestein deutet:

Die Salzgehalte der Böden aus Sandstein und Flugsanden, die keine lithogenen Salzgehalte haben, sind immer sehr gering. Hier wurden und werden die Salze ausschließlich durch Niederschläge zugeführt und verlagert (SMETTAN 1987). Die anderen Gesteine wurden alle unter marinen bis brackischen Bedingungen sedimentiert, so daß geogene Salzgehalte zu erwarten sind. Es ist daher davon auszugehen, daß bei diesen marinen Sedimenten die Niederschläge nicht ausreichten die lithogenen Salze auszuwaschen, sondern, daß diese lediglich verlagert und umverteilt wurden. Allein bei den bewässerten Tonböden sieht man den Auswaschungseffekt aufgrund des Bewässerungswassers. Die Böden der marinen Sedimente sind daher in diesen Gebieten auch heute noch in ihrem Salzhaushalt aufgrund mangelnder Auswaschung durch die residualen Salze des Gesteins charakterisiert.

Der Einfluß des aktuellen Klimas mit seinen sehr geringen Niederschlägen auf den Salzhaushalt der Böden soll am Beispiel eines Yermi-Gypsic Solonchaks aus Schiefernton mit oberflächennaher Versalzung, d.h. mit Salzbänken innerhalb der obersten 50 cm gezeigt werden (Abb. 3). Derartige Versalzungen sind typisch für Böden der Schieferntonflächen und Böden der Terrassen, also Böden, die aus marinen schluffigen Sedimenten entstanden sind. Wie Berechnungsversuche an diesem Boden ergeben haben, sind ca. 5 mm Niederschlag notwendig (also in der Größenordnung von Starkregen), um hier eine Durchfeuchtungstiefe von ca. 10 cm zu erreichen (BLUME et al. 1985). Daher kann davon ausgegangen werden, daß die aktuellen Niederschläge nicht durch die Salzbank hindurchsickern, sondern lediglich Salze aus diesem Horizont angelöst und aufgrund der hohen Evaporation umverteilt werden. Die Löslichkeit einiger Salze ist aber stark temperaturabhängig. Besonders bei Na_2SO_4 verdoppelt sich die Löslichkeit zwischen 20 und 30°C und ist dann höher als die von NaCl, das eines der löslichsten Salze ist. Aus der Gegenüberstellung der Hauptkationen Ca und Na zu den Anionen SO_4 und Cl der Bodenlösung wird deutlich, daß der Oberboden neben hohen Gipsgehalten sehr reich an Na_2SO_4 (Thenardit) ist, was bei den hohen Oberbodentemperaturen besonders gut in Lösung gehen kann (Abb. 3).

Untersuchungen über Salzverwitterung haben ergeben, daß Sulfatsalze und besonders Na_2SO_4 bei diesem Prozess am effektivsten sind (GOUDIE 1974). Bereits bei geringer Durchfeuchtung können diese Salze umkristallisieren, z.B. Glauberit zu Gips und Thenardit und dieser zu Mirabilit, so daß es durch Hydratation und Dehydratation der Salze zu einer Volumenzunahme des Bodens kommt. Unterstützt wird dieser Prozess durch das achsig gerichtete Kristallwachstum der Salze, wodurch Bodenpartikel bewegt werden.

Die Lockerung der Oberböden, bedingt durch Salzverwitterung, zeigt sich auch deutlich in den Lagerungsdichten, die auch unter Berücksichtigung des Tongehaltes als effektive Lagerungsdichten sich deutlich vom Unterboden abheben. Während im Oberboden mit $1,0-1,2 \text{ g/cm}^3$ sehr geringe Dichten vorliegen, sind im Unterboden mit $1,8$ bzw. $1,6 \text{ g/cm}^3$ die Dichten sehr hoch (Abb. 3).

Die Auswirkungen der Salzverwitterung lassen sich auch mikromorphologisch nachweisen. Sowohl sandige Böden auf Terrassen sind im Oberboden locker durch Sulfatsalze aggregiert, als auch die Oberböden der schluffigen Schieferntonböden. Während die unteren Horizonte noch deutlich die primäre horizontale Lagerungsrichtung der Glimmerminerale zeigen, werden diese im Oberboden durch Salzwachstum desorientiert.

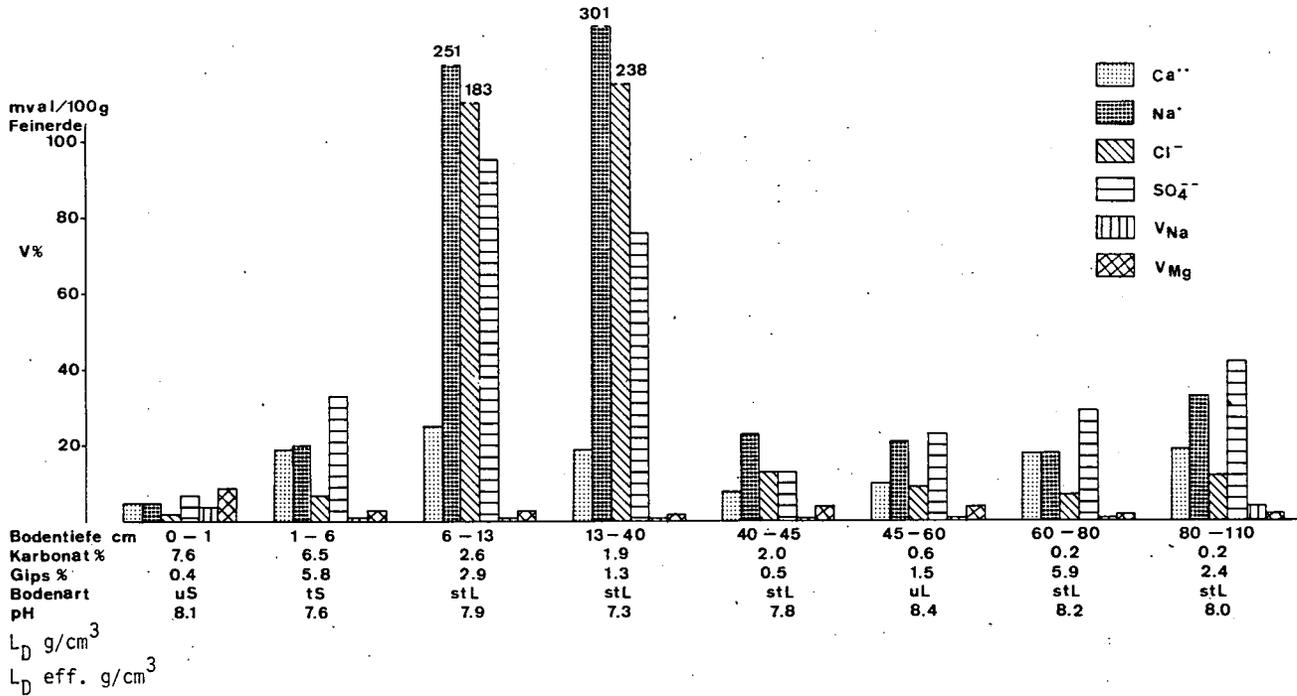


Abb.3 Versalzung, Bodenart, Bodenreaktion und Anteil des austauschbaren Mg und Na eines Yermi-Gypsic-Solonchaks aus Schiefertonen

Nach Untersuchungen von SERVANT (1975) kann diese lockere und pulvrige Struktur nur bei versalzten Böden unter ungesättigten Wasserverhältnissen entstehen, wofür die aktuellen Klimabedingungen geeignete Voraussetzungen bieten. Die Lockerung der Oberböden, bedingt durch Salzverwitterung kann daher bei sulfatreichen Böden als ein rezenter Prozess festgestellt werden. Bei hohen Salzgehalten und häufigem Wiederholen dieses Prozesses können sich dann die bekannten fesch-fesch-Oberflächen entwickeln.

Literatur

- BLUME, H.-P., W.-G.VAHRSON & H.MESHREF (1985): Dynamics of water, temperature and salts in typical aridic soils, Catena 10, 343-362, Cremlingen
- GOUDIE, A.S. (1974): Further experimental investigation by salt and other mechanical processes. Zeitschr.f.Geomorphologie N.F. Suppl. 21, 1-12, Berlin.
- SERVANT, J. (1975): Contribution à l'étude pédologique des terrains halomorphes, l'exemple des sols salés au Sud-Quest de la France, Thèse, Montpellier.
- SMETTAN, U. (1987): Typische Böden und Bodengesellschaften der Extremwüste Südwest-Ägyptens. Berl.Geow.Abh. A/83, 190 p.
- SMETTAN, U. & H.-P.BLUME (1987): Salts in sandy desert soils, southwestern Egypt. Catena 14, 333-343, Cremlingen.



Auswertungsmöglichkeiten einer Boden-ökologischen
Basisdatei (1:20000)

von

Schemschat, B. u. R. Wolff *

Ziel dieser Arbeiten ist es, eine Bodenschutzplanung für das Landschaftsprogramm Hamburg ohne Bodenkartierung möglich zu machen, d.h., es gilt vorhandene Unterlagen für den Bodenschutz auszuwerten und der Verwaltung eine brauchbare Handlungsanweisung vorzulegen.

Hierzu wurden alle Unterlagen herangezogen, die Aussagen enthalten über

- das Substrat (Reichsbodenschätzungskarten, Forstl. Standortkarten., Baugrunderkarten),
- das Relief (Topographische Karten),
- den Wasserhaushalt (Historische Karten, Hydrologische Unterlagen),
- die Überformung (Flächennutzungskarten, Versiegelungskarten, Altlastkarten).

Diese Einzelinformationen wurden digital erfaßt, zu einer boden-ökologischen Basisdatei zusammengefaßt und durch Überlagerung als Konzeptkarte 1:20000 dargestellt.

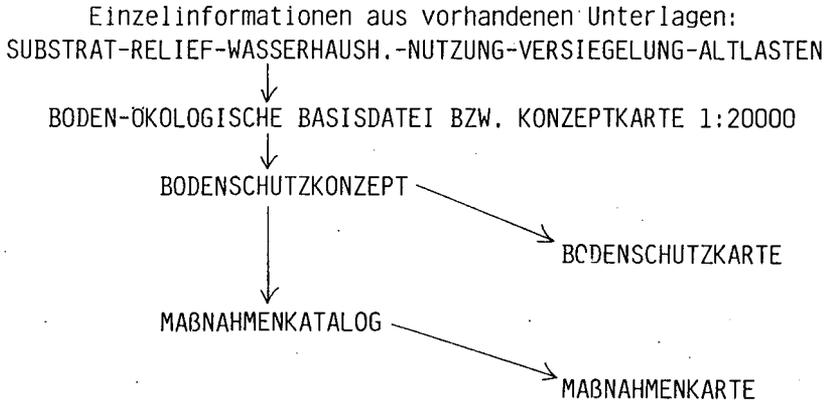
Nach der grundlegenden Datenerhebung erfolgt die Bewertung der boden-ökologische Basisdatei mithilfe eines Bodenschutzkonzeptes (siehe KNEIB, SCHWARZE-RODRIAN in diesem Band) und der Entwurf einer Bodenschutzkarte. In dieser Karte werden die Böden aufgrund der Kriterien Naturnähe und Funktionalität, sowie Regionalität und aktueller Belastungsstatus nach ihrer Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit eingeteilt, dabei werden auch indifferente Flächen ausgewiesen. Für die

* büro für bodenbewertung, Rehsenweg 75, 2300 Kiel 14

Verwaltung ergibt sich bei Feststellung der Schützwürdigkeit der Böden das Gebot der Erhaltung und bei Feststellung der Schutzbedürftigkeit das Gebot der Veränderung.

Aus der Boden-ökologischen Konzeptkarte und der Bodenschutzkarte ist ein Maßnahmenkatalog entworfen worden - spätestens hier sind allerdings Vorgaben der Verwaltung nötig, d.h. externe Wertsetzungen. Die Umsetzung des Maßnahmenkatalogs führt schließlich zur Maßnahmenkarte, die die direkte Handlungsanweisung für die Verwaltung flächenbezogen darstellt.

Bodenschutzplanung in Hamburg ohne Bodenkartierung



Eine ausführliche Fassung kann bei den Autoren angefordert werden.

KOMMISSION

VI



**METHODIK UND EXEMPLARISCHE ERGEBNISSE
ZUR ERFASSUNG VON GRUNDWASSERKONTAMINATIONEN
DURCH LANDWIRTSCHAFTLICHE PFLANZENSCHUTZMITTELANWENDUNG**

von

Ahlsdorf, B., Stock, R., Litz, N., Milde, G., Friesel, P. *)

Jedes Jahr kommen in der Bundesrepublik über 30.000 t Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln zur Anwendung. Manche dieser Verbindungen werden auch aufgrund ihrer Mobilität in Böden und Grundwasserleitern für umweltproblematisch gehalten.

Seit 1986 sind Grenzwerte für Pflanzenschutzmittel Bestandteil der novellierten Trinkwasserverordnung, und zwar 0,1 µg/l für den Einzelwirkstoff und 0,5 µg/l für die Summe der Wirkstoffe. Etliche dieser Wirkstoffe sind zur Zeit noch nicht im betreffenden Konzentrationsbereich analysierbar, weshalb die Grenzwerte erst am 01.10.1989 wirksam werden.

Da im Wasserhaushaltsgesetz und im Pflanzenschutzgesetz festgelegt ist, daß Grundwasser generell zu schützen sei, werden diese Grenzwerte auch als Maßstab für die Bewertung des Auftretens von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser herangezogen.

Mit der vorliegenden Arbeit wird versucht, die Problematik möglicher Grundwasserqualitätsbeeinträchtigungen durch Pflanzenschutzmittel systematisch zu erfassen, zu bewerten und zur Entwicklung von Strategien für einen effektiven Grundwasser- und damit auch Trinkwasserschutz beizutragen. Hierzu wurde das in Tabelle 1 dargestellte Untersuchungsschema entwickelt.

Zur Zeit befinden sich folgende Wirkstoffe im Untersuchungsprogramm:

- Dichlorpropen (W1) als Nematizid in Kartoffeln und Zuckerrüben;
- Atrazin (W2) als Herbizid in Mais;
- Aldicarb (W1) als Nematizid bzw. Insektizid in Zuckerrüben und Sonderkulturen;
- Simazin (W2) als Herbizid in Sonderkulturen.

Diese Wirkstoffe sind gekennzeichnet durch eine relativ geringe Persistenz im Oberboden (insbesondere Dichlorpropen), niedrige Koc-Werte und eine hohe Mobilität (insbesondere Dichlorpropen und Aldicarb, siehe Tabelle 2).

Als Beispiel für das Verhalten eines sehr mobilen Wirkstoffes sind in Tabelle 3 die Ergebnisse der ersten Feldstudie zu Aldicarb dargestellt. Aldicarb, das in sehr kurzer Zeit metabolisiert wird (Miles, Delfino, 1985), konnte nicht mehr nachgewiesen werden, wohl aber dessen Metabolit Aldicarbsulfon. Bereits zwei Monate nach der letzten Anwendung wurde Aldicarbsulfon in drei Fällen unter sandigen Substraten in hohen Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasser gefunden. Auffallend ist, daß drei Jahre nach der letzten Anwendung (1 kg/ha) ebenfalls unter sandigen Substraten noch nennenswerte Mengen an Aldicarbsulfon nachgewiesen werden konnten.

*) Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene
des Bundesgesundheitsamtes, Berlin-Dahlem

Ein Vergleich der in der Literatur angegebenen Halbwertszeiten für Aldicarb und Metaboliten für den Oberboden (ca. 10 Wochen, Tabelle 2) mit Angaben zur Halbwertszeit von Aldicarb für den gesättigten Bereich des Grundwasserleiters (Modellversuche, Miles, Delfino, 1985) führt zu Unterschieden von nahezu zwei Jahren. Dabei muß berücksichtigt werden, daß im reduzierenden Milieu wieder Rückbildungen der Metaboliten zur Ausgangssubstanz stattfinden. Daraus ist die Forderung abzuleiten, daß zukünftig für potentiell grundwassergefährdende Wirkstoffe Halbwertszeiten unter aquiferähnlichen Bedingungen zu ermitteln sind.

Die Ergebnisse der ersten Feldstudie zu Atrazin (Tabelle 4) bestätigen, daß es sich bei diesem Wirkstoff im Vergleich zu Aldicarb/Aldicarb-sulfon um einen etwas weniger mobilen handelt, der auch stärker absorbiert wird.

Die Ergebnisse der Hauptuntersuchung zu Atrazin (Tabelle 5) weisen nach langjähriger Anwendung unter sandigen Substraten durchschnittlich $0,6 \mu\text{g/l}$ in oberflächennahen flachen Grundwässern auf. Bei der Annahme, daß unter Maisfeldern gebildetes Grundwasser durchschnittlich $0,6 \mu\text{g/l}$ Atrazin enthält, sind, wenn dieser Wert mit dem maisbestandenen Flächenanteil des Einzugsgebietes in ein Verhältnis gesetzt wird, Atrazinkonzentrationen in Wasserfassungen grob abzuschätzen. Gelten hier keine Einschränkungen für Atrazinanwendung, deutet sich folgende Abschätzung an: Werden auf sandigen Böden mehr als 20 % des Einzugsgebietes mit Atrazin behandelt, so kann das für die Trinkwasserversorgung gewonnene Grundwasser Konzentrationen des Herbizids oberhalb des künftigen Grenzwertes der Trinkwasserverordnung erreichen.

LITERATUR

- Friesel, P., Stock, R., Ahlsdorf, B., v. Kunowski, J., Steiner, B., Milde, G.:
Untersuchung auf Grundwasserkontamination durch Pflanzenschutzmittel - eine Bestandsaufnahme an ausgewählten Grundwasserlagerstätten -
Im Auftrag des Umweltbundesamtes. UBA-Materialien 3/87. Erich Schmidt Verlag Berlin (1987), 138 S.
- Stock, R., Friesel, P., Milde, G., Ahlsdorf, B.:
Grundwasserqualitätsbeeinflussung durch Pflanzenschutzmittel
Einflüsse der Landwirtschaft auf die Wasserressourcen - Folgen und zukünftige Entwicklungen. Europäische Konferenz. DVGW
Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches, Eschborn (1987), S. 239-265.
- Cohen, S.Z., Creeger, S.M., Carsel, R.F., Enfield, C.G.:
Potential for Pesticide Contamination of Groundwater resulting from Agricultural Uses. In: R.F. Krueger and J.N. Seiber (Editors): Treatment and Disposal of Pesticide Wastes. Amer. Chem. Soc. Symp. Series (1984) 259, 297-325.
- Miles, C.J., Delfino, J.J.:
Fate of Aldicarb, Aldicarb Sulfoxide and Aldicarb Sulfon in Floridan Groundwater.
J. Agric. Food Chem. (1985) 33, 455-460.

Tabelle 1 : UNTERSUCHUNGSSCHEMA

I. VORUNTERSUCHUNG

- Eigenschaften des Mittels:
 physikalische Daten, Mobilität, Koc, Persistenz,
 Einordnung nach W1, W2,
 bereits dokumentierte Grundwasserbeeinflussungen.
- Anwendungsbedingungen für das Mittel (Kultur):
 regionale Bedeutung bestimmter Kulturen, Frucht-
 folgen, typische Böden, Bewässerung,
 Art und Zeitpunkt der Anwendung, Aufwandmengen.
- Analytische Erfassbarkeit
 (in der Regel Gaschromatographie)

II. ERSTE FELDSTUDIE

- Einrichtung von Dauerbrunnen auf Flächen mit geringem
 Grundwasserflurabstand und durchlässigen Deckschich-
 ten - "worst case" (2-4 Stellen mit je 1-3 Probenah-
 mebrunnen).
- 3 bis 6 Beprobungen je in verschiedenen Jahreszeiten.

III. HAUPTUNTERSUCHUNG

- Einmalige Beprobung in Gebieten mit großflächiger
 Aus- bringung des betreffenden Pflanzenschutzmittels.
- 50 bis 100 Brunnen werden gesetzt und beprobt.
- Unterschiedliche Bodentypen,
 unterschiedliche Grundwasserflurabstände,
 Unterschiede in der Häufigkeit der Anwendung.

IV. BEWERTUNG DER ERGEBNISSE

- Ermittlung repräsentativer Belastungen und Vergleich
 mit Grenzwerten für Trinkwasser.
- Regionale Bedeutung (Wasserwerke, private Trinkwasser-
 versorgungsanlagen)
- Welche Faktoren führen zu den gemessenen Pflanzenschutz-
 mittelkonzentrationen?

V. MÖGLICHE KONSEQUENZEN

- Untersuchung tiefer gelegenen Grundwassers.
- Untersuchung des Wassers von Wasserwerksbrunnen und
 privater Trinkwasserbrunnen.
- Empfehlungen für Landwirte.
- Einschränkung der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln.
- Erwägung des Einsatzes alternativer Mittel.

Tabelle 2 : EIGENSCHAFTEN DER UNTERSUCHTEN WIRKSTOFFE
(nach Cohen et. al.)

Wirkstoff	Halbwertszeit (in Wochen) im Oberboden	K OC	Mobilität
Dichlorpropen (W 1)	< 4	30	sehr mobil
Atrazin (W 2)	4 - 57	160	mobil bis mäßig mobil
Simazin (W 2)	4 - 16	140	mäßig mobil
Aldicarb (einschl. Meta- boliten) (W 1)	10	36-46	sehr mobil

Tabelle 3 : ALDICARBSULFONKONZENTRATION IM GRUNDWASSER UNTER
ZUCKERRÜBEN UND SONDERKULTUREN IN NORDDEUTSCHLAND

Brunnen (1)	Zeitpunkt der letzten Anwendungen		Aufwand- menge (Aldicarb)	Aldicarbsulfon ($\mu\text{g}/\text{l}$)				
				3/87	5/87	6/87	7/87	8/87
I.	1.1 (2)	4/84 4/87	1 kg/ha in Zucker- rüben	0,20	0,07	n.n.	n.n.	n.n.
	1.2 (2)	4/84 4/87		n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	0,46.
II.	1.1.	6/86 6/87	5 kg/ha in Son- derkul- turen	--	2,28	1,58	1,81	11,33
	3.1.	6/86 6/87		--	6,87	1,55	3,99	9,67
	3.2.	6/86 6/87		--	1,31	0,98	0,87	2,20
	4.1.	6/85 6/86 7/87		--	8,47	--	--	8,52

(1) Grundwasserstände von 1-3 m, überwiegend sandige Substrate
(2) Brunnen stehen außerhalb des Schläges

**Tabelle 4 : ERSTE FELDSTUDIE - ATRAZIN IM GRUNDWASSER
UNTER MAISFELDERN (Schleswig-Holstein)**

Sechs Brunnen auf vier Feldern, wo Atrazin im Mai 1984 in
Aufwandmengen von 1,25 l/ha angewendet wurde.

Mais seit	Bodentyp	Grundwasser- flurabstand (cm)	Ergebnisse (µg/l) in Monat					
			6/84	7/84	8/84	10/84	1/85	3/85
1971	Gley-Podsol	71 - 104	0,27	0,24	0,12	0,14	--	--
1975	Anmoorgley	40 - 71	0,35	0,71	3,33	2,46	1,69	6,75
1975	Gley	92 - 116	<0,05	<0,05	<0,05	--	--	0,52
1975	Gley-Podsol	114 - 142	0,11	0,15	0,18	--	0,21	0,23
1979	podsoldierte Braunerde	161 - 262	<0,05	0,12	0,06	--	<0,05	0,17
1984	Gley-Podsol	130 - 147	n.n.	n.n.	<0,05	n.n.	<0,05	n.n.

Bestimmungsgrenze : 0,05 µg/l

n.n. = nicht nachweisbar

Tabelle 5 : HAUPTUNTERSUCHUNG - ATRAZIN IM GRUNDWASSER
UNTER MAISFELDERN

Beprobungsgebiet : ca. 500 qkm
 beprobte Brunnen : 44, unter vorwiegend sandigen Substraten
 Beprobungszeitpunkt : Juli 1985
 Grundwasserflurabstände : 40 - 450 cm

Atrazin (µg/l)	bis 0,05	>0,05-0,10	>0,10-0,50	>0,50-1,00	>1,0
-------------------	----------	------------	------------	------------	------

Zahl der Brunnen	8	10	16	4	6
---------------------	---	----	----	---	---

Jahre Maisanbau	1	2 - 4 ($\bar{\varnothing}$ = 2,7)	>4 ($\bar{\varnothing}$ = 9,1)
durchschnittliche Konzentration (µg/l)	0,14	0,28	0,57
Zahl der Brunnen	11	7	15

Für eine Reihe von Proben waren keine Angaben zur Anbaudauer
erhältlich.

Veränderung der Nutzung in Abhängigkeit von den
erosionsbestimmenden Standortparametern
in Bayern

von
Auerswald, K.⁺

ZUSAMMENFASSUNG

Die für den "Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern" (AUERSWALD & SCHMIDT, 1986) flächendeckend für ganz Bayern erhobenen Daten wurden daraufhin ausgewertet, ob durch die gegenwärtige Landbewirtschaftung die standörtlichen Gegebenheiten im Hinblick auf den Bodenabtrag ausreichend berücksichtigt werden. Es konnten folgende Schlüsse gezogen werden:

1. Mit zunehmender Bodenerodierbarkeit nimmt die Flurstückgröße zu, und das Anbauspektrum verschiebt sich in Richtung auf höhere Acker- und Hackfruchtanteile (Abb. 1). Damit wird die durch die zunehmende Bodenerodierbarkeit steigende standortsbedingte Erosionsdisposition weiter verstärkt.
2. Mit zunehmender Hangneigung gehen die Schlaglänge in Gefällerrichtung (Abb. 2) und der Anteil der landwirtschaftlichen Nutzung (Abb. 3) zurück. Diese Rückgänge sind aber besonders unter 12% Hangneigung nicht ausreichend, um die sehr starken direkten und indirekten erosionsfördernden Wirkungen einer größeren Hangneigung zu kompensieren. Auch für die Wirksamkeit einer Konturnutzung nehmen die erosionswirksamen Hanglängen mit zunehmender Hangneigung nicht ausreichend stark ab (Abb. 4).
3. Im Fruchtartenspektrum tritt nur eine geringe ökologisch bedingte regionale Differenzierung auf. Durch die relativ einheitliche Bewirtschaftung kann kein ausreichender Ausgleich der regional unterschiedlichen standortsbedingten Erosionsdisposition stattfinden.
4. Eine stark ökologisch, vor allem durch den Wasserhaushalt

⁺Lehrstuhl für Bodenkunde der TU München - Weihenstephan, 8050 Freising, Hohenbachernstraße

bedingte Differenzierung tritt im Grünlandanteil auf. Der mit zunehmender Regenerosivität stark ansteigende Grünlandanteil (Abb. 5) wäre positiv zu bewerten, wenn er nicht eine Zunahme des Maisanteils in der Ackernutzung zur Folge hätte. Die vergleichsweise geringe bodenschützende Wirkung von Mais führt zusammen mit der ebenfalls hohen Regenerosivität zu hohen Gefährdungen der Ackerflächen in typischen Grünlandgebieten.

5. Zuckerrüben und Hopfen werden technologiebedingt regional konzentriert angebaut. Durch die hohe Konzentration dieser Feldfrüchte in relativ kleinen Gebieten können innerhalb dieser Gebiete Standortsunterschiede nicht ausreichend berücksichtigt werden.

Aus Gründen des Bodenschutzes ist daher eine regional viel stärker differenzierende, die natürlichen Gegebenheiten berücksichtigende Bewirtschaftung zu fordern. Dies kann nur bei geeigneten Rahmenbedingungen erreicht werden.

Anmerkung:

Die ausführlichen Ergebnisse dieser Studie wurden in den Berichten zur deutschen Landeskunde veröffentlicht (AUERSWALD, 1987).

Abb. 1: Anteil der Ackerfläche A (in % der Gesamtfläche) und mittlere Schlaglänge L in Gefälle- richtung (in m) jeweils in Abhängigkeit von der Boden- erodierbarkeit K (wie auch in den folgenden Abbildungen wurden jeweils ca. 13000 Flächener- hebungen ausgewer- tet)

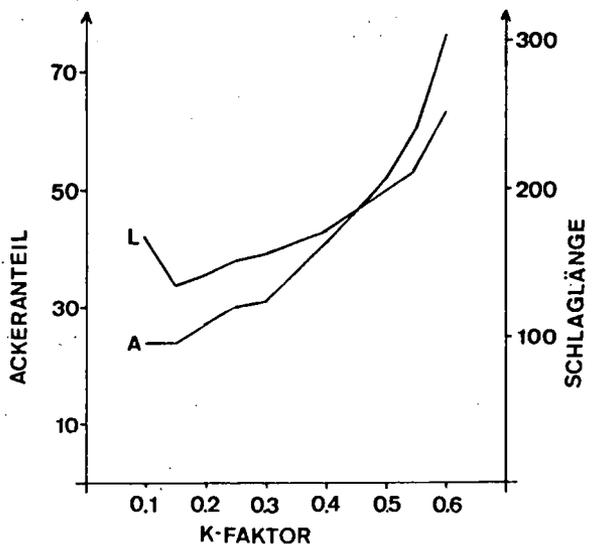


Abb. 2: Mittlere Schlaglänge in Gefällerrichtung und mittlerer L-Faktor in Abhängigkeit von der Hangneigung

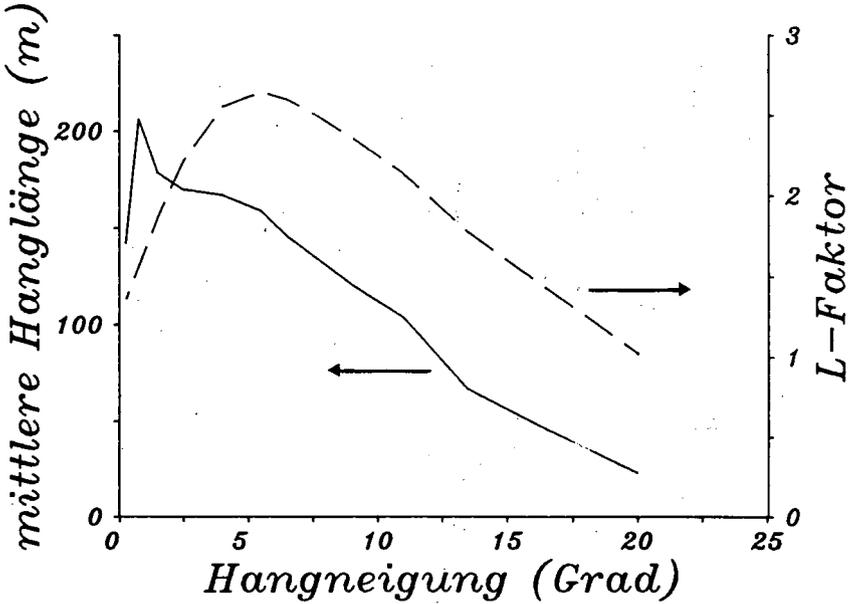


Abb. 3: Anteil der landwirtschaftlichen Nutzung an der Gesamtfläche in Abhängigkeit von der mittleren Hangneigung

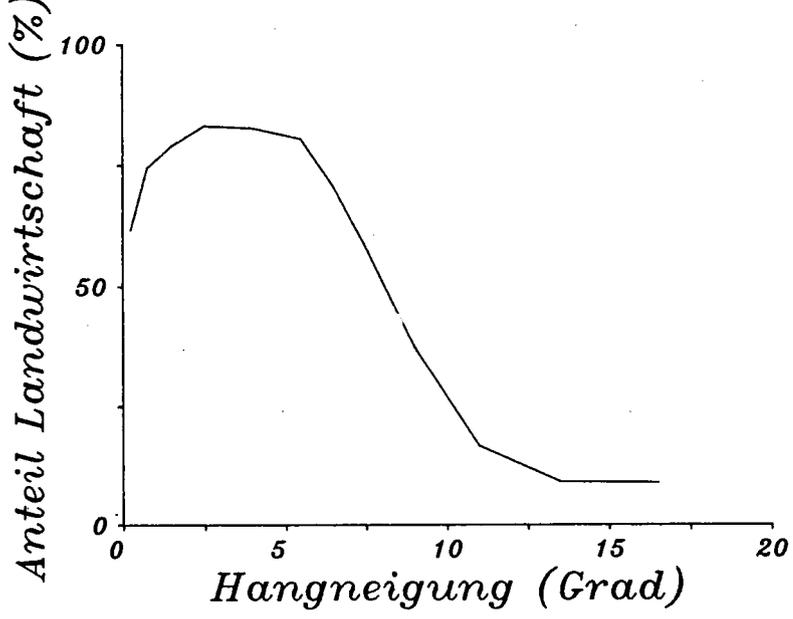


Abb. 4: Mittlere Hanglänge l in Gefällerrichtung und Verhältnis zur maximal zulässigen Hanglänge (l_{max}) für die Wirksamkeit einer Konturnutzung

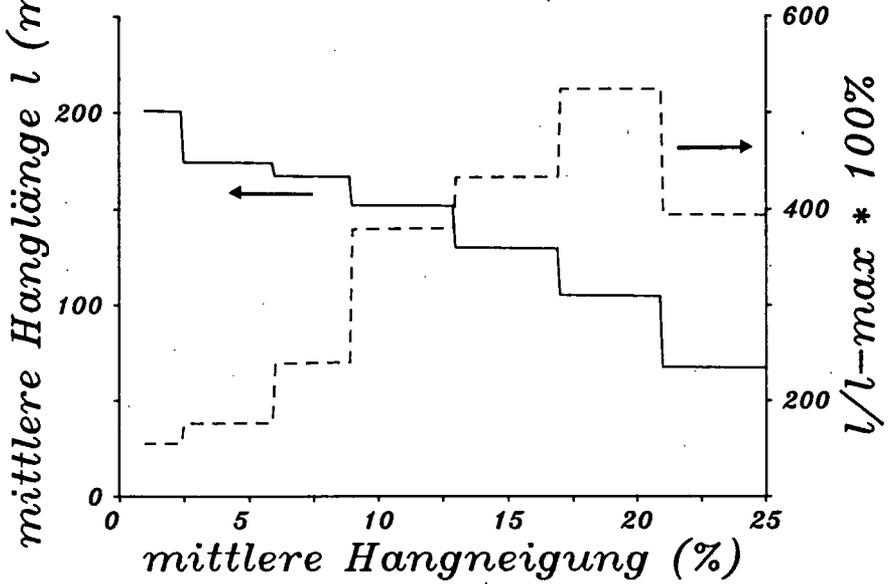
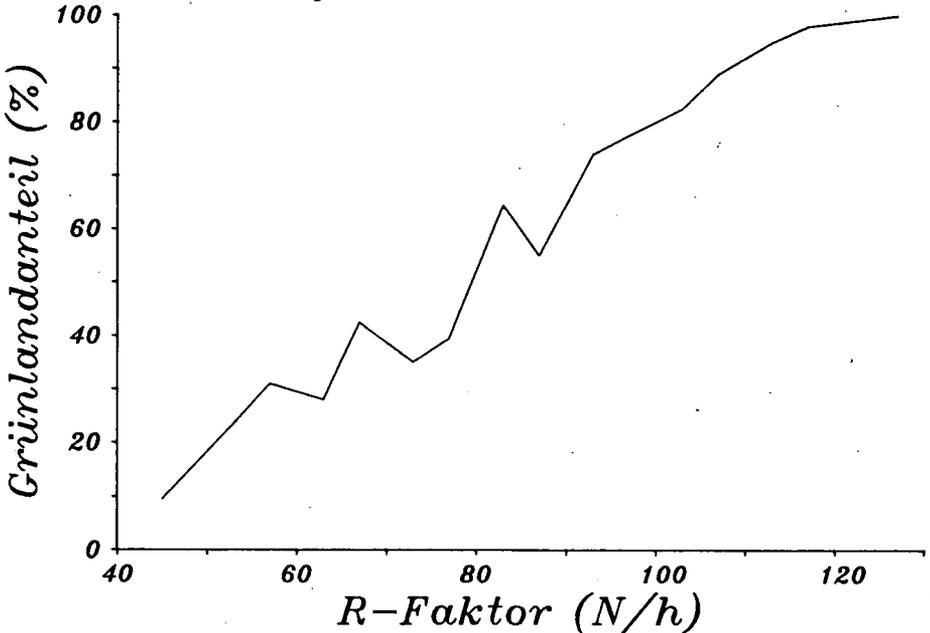


Abb. 5: Grünlandanteil an der landwirtschaftlichen Fläche in Abhängigkeit von der Regenerosität



LITERATURVERZEICHNIS:

- AUERSWALD, K. & F. SCHMIDT, 1986: "Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern - Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen", GLA-Fachberichte 1, 74 S., GLA, München
- AUERSWALD, K., 1987: "Einfluß der Bewirtschaftung auf das Ausmaß der Erosion in Bayern", Ber. z. dt. Landeskunde 61

GEFÜGE, DURCHWURZELUNG UND ERTRAG ROTER RELIKTBÖDEN AUS BASALT
IM VORDEREN VOGELSBURG

von

Dreesmann, S., Th. Vorderbrügge u. T. Harrach*

Die roten Reliktböden des Vorderen Vogelsberg sind in den zurückliegenden Jahrzehnten oftmals Gegenstand geologischer, mineralogischer und bodenkundlicher Untersuchungen gewesen. Wenig wissenschaftliche Beachtung fand jedoch die landwirtschaftliche Beurteilung der Plastosole und Latosole.

Standortkundliche Untersuchungen im Jahre 1985 sollten den Einfluß des Bodengefüges auf Durchwurzelung und die Ertragsbildung, unter Beachtung der Nährstoffversorgung, klären.

Auf fünf mit Winterweizen bestellten Schlägen wurden insgesamt 15 Standorte ausgewählt. Zum Vergleich wurden neben den roten Reliktböden andere Bodentypen, z.B. Ranker und Kolluvien untersucht.

Überraschend günstig für die Durchwurzelung war das Bodengefüge im stark verwitterten Basaltzersatz. In mehreren Profilen schränkten jedoch bearbeitungsbedingte und pedogene Verdichtungen im Bj-Horizont von Plastosolen die Durchwurzelung des Unterbodens ein. Daraus resultierte eine geringe bis mittlere nutzbare Wasserkapazität des durchwurzelten Bodenraumes. In den Latosolen ist der Mittelporenanteil gering, weshalb sie ebenfalls nur eine geringe nutzbare Wasserkapazität haben. Die feuchte Witterung des Jahres 1985 kompensierte sicherlich diesen Einfluß. Es ist jedoch davon auszugehen, daß in trockenen Jahren eine zu geringe Wasserversorgung den Ertrag begrenzt.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse ist an anderer Stelle vorgesehen.

*) Inst. für Bodenkunde und Bodenerhaltung Wiesenstr.3-5
6300 Giessen

Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration
unterschiedlich genutzter Standorte
mittels der Verfahren "HAUDE-" und "PENMAN-Bodenwasserhaushalt"

von
Ernstberger, H. *

Die gängigen Formeln zur Berechnung der Verdunstung gehen von speziellen Evaporations- und Evapotranspirationsbedingungen aus. Mittels der HAUDE-Gleichung hat HAUDE (1955) die potentielle Evaporation eines unbewachsenen Bodens bei einem konstanten Grundwasserstand von 40 cm unter Flur bestimmt. PENMAN (1948) berechnet eine potentielle Verdunstung aus der potentiellen Evaporation einer freien Wasserfläche durch Pflanzenfaktoren für "eine kurze grüne Vegetation, die vollständig den Boden bedeckt und immer über genügend Wasser verfügt". Hier wird versucht, für eine Vielzahl von Vegetationsbeständen und Nutzungen bzw. von Verdunstungssituationen eine einheitliche, einfach durchzuführende Verdunstungsbestimmung anzuwenden. Neben der HAUDE-Formel wird die PENMAN-Originalgleichung benutzt.

Für landwirtschaftliche Kulturen wird zunächst eine potentielle vegetations-spezifische Verdunstung ermittelt. Vorliegende vegetations-spezifische Koeffizienten werden meist in starren Zeitschranken für Monate angegeben (HEGER 1978, SOKOLLEK 1983). Die Pflanzenfaktoren sind jedoch zeitvariante Parameter, die vor allem von der Phänologie und den Bewirtschaftungsmaßnahmen (Aussaat, Mahd, Ernte usw.) bzw. von der Nutzungsart (Wiese, Sommer- oder Wintergetreide) abhängen. Neben der Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration landwirtschaftlicher Kulturen wird die HAUDE- bzw. PENMAN-Gleichung für höhere Vegetationsbestände (Wald, Buschland) herangezogen, wobei mit den Formeln nur ein Teil der Gesamtverdunstung - nämlich die potentielle bestandesspezifische Transpiration - berechnet wird. Die Interzeptionsverdunstung wird in diesem Fall meßtechnisch bzw. über Schätzbeziehungen erfaßt (ERNSTBERGER 1985).

Die wirklich auftretende aktuelle Evapotranspiration für Standorte unterschiedlicher Nutzung und naturräumlicher Ausstattung wird aus der potentiell möglichen, vegetations-spezifischen Verdunstung mit Hilfe der Bodenfeuchte ermittelt. Wöchentlich durchgeführte Bodenfeuchtemessungen dienen als Eichgröße zur Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration.

Die wirkliche Verdunstung wird für jeden Standort tageweise aus der Bodenwasserhaushaltsgleichung berechnet:

*) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - Landeskultur - der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, D-6300 Gießen

$$\Delta St = N - A_{s2} - A_0 + A_k - ETA$$

ΔSt = Bodenfeuchteänderung im Wurzelraum

N = Freilandniederschlag (korrigiert)

A_{s2} = Sickerwasserabfluß, der den Wurzelraum an seiner Untergrenze verläßt

A_0 = Oberflächenabfluß

A_k = Kapillarer Aufstieg von Grund-, Hang- oder Stauwasser in den Wurzelraum

ETA = Aktuelle Evapotranspiration

Es werden 3 Fälle unterschieden, je nach der Höhe der klimatischen Wasserbilanz (N-ETP) und der Bodenfeuchtigkeit:

1. Ist $(N - ETP) \geq 0$, so gilt $ETA = ETP$ und $St_t > St_0$. Übersteigt St_t 100 % nWK, so tritt Absickerung aus dem Wurzelraum auf. Dabei wird angenommen, daß sämtliches Sickerwasser am Ende eines Berechnungstages (24.00 Uhr) den Wurzelraum verläßt.
2. Übersteigt ETP den Freilandniederschlag und ist $St_0 \geq 50$ % nWK, so herrschen weiterhin potentielle Verdunstungsbedingungen ($ETA = ETP$, $St_t < St_0$). Absickerung kann nur in Form der Makroporensickerung auftreten.
3. Ist $N < ETP$ und sinkt die Bodenfeuchte unter 50 % nWK, so wird die Verdunstung eingeschränkt ($ETA < ETP$). ETA berechnet sich dann an niederschlagsfreien Tagen nach einem Exponentialansatz von PFAU (1966):

$$ETA = St_0 \cdot (1 - e^{(N - ETP)/nWK})$$

Die Verdunstung ist dann hinreichend genau berechnet, wenn gemessene und mit den Modellen "HAUDE-" bzw. "PENMAN-Bodenwasserhaushalt" bestimmte Bodenfeuchtwerte gut übereinstimmen. Die beiden angewandten Verfahren differieren nur bezüglich der benutzten meteorologischen Formel, nicht aber in der Berechnung des Bodenwasserhaushaltes.

Unterschiedlich genutzte Standorte konnten über 3 Jahre in verschiedenen Naturräumen Hessens betrachtet werden. In Nordhessen wurden im Saubachgebiet vor allem land- und forstwirtschaftlich genutzte Standorte, in Mittelhessen in Krofdorf B1 Buchenbestände und in Krofdorf C verschiedene Brachevegetation (Gras-, Buschbrache) und Waldbestände untersucht (ERNSTBERGER 1987).

Für 2 Fichtenbestände - einer im nordhessischen Saubachgebiet gelegen, der andere in Krofdorf C - läßt sich eine gute Angleichung mit dem Verfahren "PENMAN-Bodenwasserhaushalt" an die Meßdaten durchführen (s. Abb. 1). Die treppenförmige Wiederauffüllung der Böden resultiert daraus, daß die bestandesspezifische Transpiration im Spätherbst unbedeutend ist und somit nur die Interzeptionsverdunstung die Bodenfeuchteänderung beeinflusst. Es sei ausdrücklich darauf hingewiesen, daß für beide Standorte pro Verfahren dieselben Pflanzenfaktoren verwandt wurden, und zwar in denselben Zeitabschnitten.

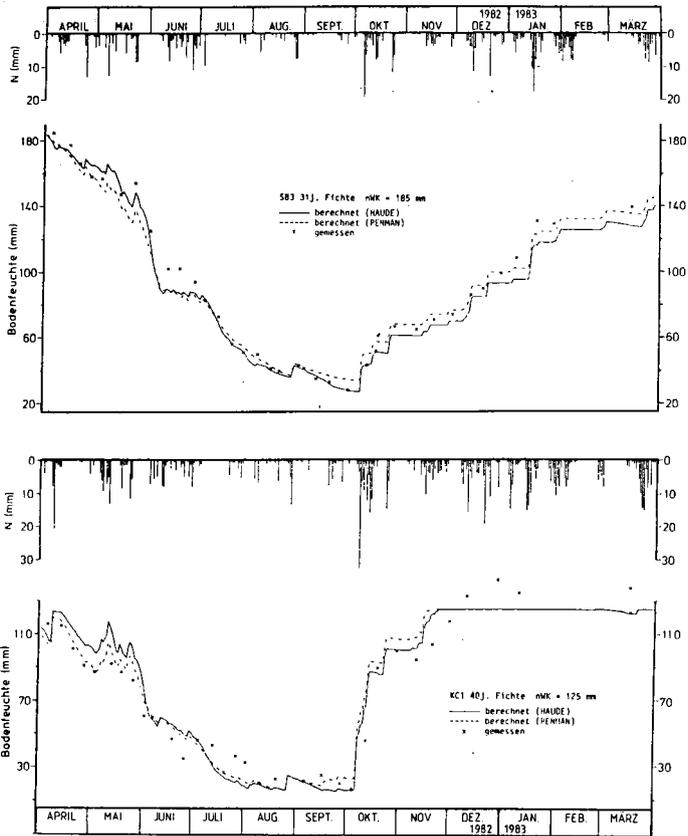


Abb. 1: Verlauf der nutzbaren Bodenfeuchte (berechnet nach PENMAN- bzw. HAUDE-Bodenwasserhaushalt) und gemessene Bodenfeuchtwerte für die Fichtenstandorte SB 3 und KC 1 im Bilanzjahre 1982. Mit Angabe der Freilandniederschläge N.

Für landwirtschaftliche Kulturen liegen die vegetationspezifischen Faktoren höher als bei Waldbeständen, da bei niedrigwüchsigen Vegetationen damit die Gesamtverdunstung berechnet wird, bei höherwüchsigen Beständen nur die Transpiration. Die Koeffizienten werden in Abhängigkeit von den phänologischen Phasen eingesetzt (ERNSTBERGER 1987).

Durchschnittswerte der wirklichen Verdunstung verschiedener Vegetationen und Nutzungen sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Tabelle 1: Größenordnung der ETA-Werte (mm) und Reihung der Vegetationen nach der Größe der wirklichen Verdunstung im Mittel der Bilanzjahre 1981 - 1983 (gültig für untere Mittelgebirgslagen, berechnet nach HAUDE-(H) bzw. PENMAN-Bodenwasserhaushalt (P)).

		H	P	
höchste ETA	Fichte mittelalt	680	660	
	Fichte jung	670	660	
	Buche alt	570	510	
	Buschbrache	560	520	
	Buche/Eiche alt	550	500	
	Grünland	500	450	
	Winterweizen	480	440	
	Wintergerste	460	420	
	Grasbrache	440	400	
	Winterroggen	430	390	
	Hafer	420	390	
	niedrigste ETA	Mais	410	360

Im Mittel der Vegetationswasserhaushaltsjahre 1981 - 1983 ergeben sich dieselben Reihungen hinsichtlich der Größe der aktuellen Evapotranspiration für die Verfahren "HAUDE-" bzw. "PENMAN-Bodenwasserhaushalt". Waldbestände haben jeweils die höchsten Werte der wirklichen Verdunstung, Mais die niedrigsten. Es fällt auf, daß die Verdunstungshöhen nach "PENMAN-Bodenwasserhaushalt" durchweg kleiner berechnet werden als die nach der HAUDE-Methode. Dies wird deutlicher, wenn man die einzelnen Jahreswerte für beide Verfahren in ein Diagramm gegenüberstellt (s. Abb. 2). Die wirklichen Verdunstungshöhen der untersuchten Fichten- und Haferflächen sind nach den Berechnungen mit beiden Modellen nahezu gleich, während für die anderen Vegetationen größere Jahressummen mit der HAUDE-Formel in Verbindung mit dem Bodenwasserhaushalt bestimmt werden. Dazu trägt bei, daß die täglichen Werte der potentiellen Evapotranspiration nach HAUDE den gewählten Grenzwert der maximal möglichen Verdunstung von 6,5 mm/d oft erreichen, während nach der PENMAN-Gleichung tägliche Verdunstungshöhen von größer als 5 mm kaum auftreten.

Durch eine statistische Prüfung wird getestet, ob zwischen den beiden Berechnungsverfahren signifikante Differenzen bestehen oder nicht (s. Tabelle 2). Test von MANN-WHITNEY verwendet und die Wahrscheinlichkeit auf dem 5 % Signifikanzniveau geprüft (s. Tabelle 2). Schon die mittleren absoluten Abweichungen pro Nutzungsart weisen auf Unterschiede bezüglich beider Verfahren hin. In 3 Fällen ist die PENMAN-Methode dem HAUDE-Verfahren überlegen. Würde man diese Prüfung nur für Bodenfeuchtwerte im Zeitraum April - August vornehmen, so wäre die Methode "PENMAN-Bodenwasserhaushalt" bei fast allen Nutzungen überlegen, d.h. vor allem im Herbst ergeben

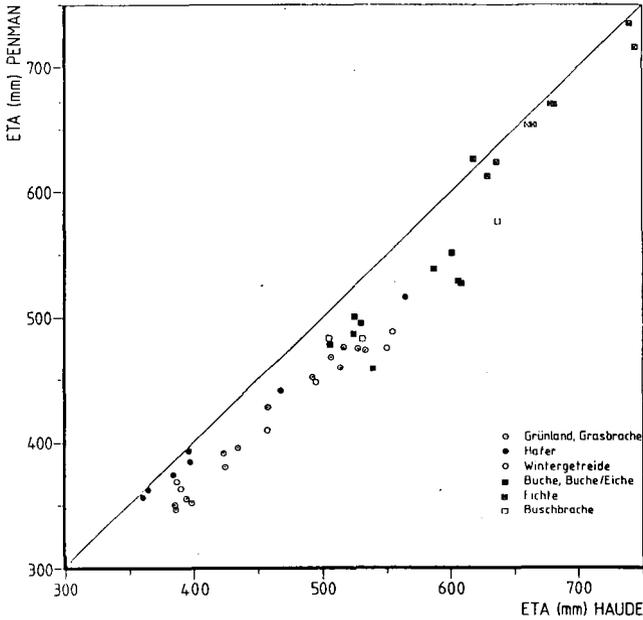


Abb. 2: Vergleich der Jahressummen der mit den Modellen HAUDE- und PENMAN-Bodenwasserhaushalt berechneten aktuellen Evapotranspiration (ETA) aller untersuchten Standorte.

Tabelle 2: Mittlere absolute Abweichungen zwischen gemessenen (St_{gem}) und mit den Modellen HAUDE- bzw. PENMAN-Bodenwasserhaushalt errechneten (St_{err}) Bodenfeuchtwerten je Vegetations- oder Nutzungsart sowie Angabe der Wahrscheinlichkeit nach dem U-Test von MANN-WHITNEY. Wertung des Testergebnisses auf dem 5 % Signifikanzniveau.

Landnutzungsart	Ø absolute Abweichung $St_{gem} - St_{err}$		Wahrscheinlichkeit p	Wertung + besser = kein Unterschied
	HAUDE	PENMAN		
Grasbrache Südhang	7,1	8,1	< 0,00003	HAUDE +
Grasbrache Ebene, Nordhang	6,1	6,1	0,1685	=
Grünland	5,7	8,1	< 0,00003	HAUDE +
Hafer	8,4	9,7	< 0,00003	HAUDE +
Mais	5,5	6,5	< 0,00003	HAUDE +
Wintergerste	5,8	4,0	< 0,00003	PENMAN +
Winterroggen	4,8	7,9	0,0162	HAUDE +
Winterweizen	7,4	9,1	0,0495	HAUDE +
Fichte jung	8,4	4,6	< 0,00003	PENMAN +
Fichte mittelalt	8,3	7,2	< 0,00003	PENMAN +
Buche, Buche/Eiche	6,3	13,6	< 0,00003	HAUDE +
Buschbrache	7,4	12,8	0,0005	HAUDE +

sich gravierende Unsicherheiten, wenn man mit der Original-PENMAN-Gleichung rechnet. Besonders deutlich wird dies bei Laubbeständen, wo z. Zt. der Gelbfärbung der Blätter die PENMAN-Methode versagt. Ein wesentlicher Grund dafür dürfte eine Fehleinschätzung der Albedo sein, desweiteren die ungenügende Berücksichtigung des Windeinflusses im Herbst. Diese von vielen Autoren (TANNER & PELTON 1960, ITEM 1974) generell geforderten Änderungen an der PENMAN-Originalgleichung würde allerdings Kalkulationen für einige Vegetationen unmöglich machen, da gerade für die zu variierenden Parameter (z.B. Albedo) keine Werte vorliegen. Ein weiterer Grund für die Fehlberechnungen nach der Methode "PENMAN-Bodenwasserhaushalt" dürften die notwendigen Strahlungsdaten für die PENMAN-Formel sein. Im Herbst ergeben sich die größten Unterschiede im Strahlungsgenuß verschieden exponierter Standorte, die für jede untersuchte Fläche berücksichtigt werden müßten.

Nach den bisher vorliegenden Ergebnissen kann das Verfahren "HAUDE-Bodenwasserhaushalt" als die "universeller" einsetzbare Methode angesehen werden. Bei vegetations- bzw. kulturspezifischer Berechnung lassen sich damit realistische Verdunstungshöhen sowohl von Waldbeständen, Gras- und Buschbrache als auch von landwirtschaftlichen Kulturen bestimmen, was auch die Ermittlung einer Gebietsverdunstung - als Summe der Verdunstungen unterschiedlicher Landnutzungen - ermöglicht.

LITERATUR:

- ERNSTBERGER, H. (1985): Aktuelle Evapotranspiration eines bewaldeten Einzugsgebietes in Mittelhessen. Tagungsber. Nationalpark Bayr. Wald, H. 5, S. 103 - 115, Grafenau.
- ERNSTBERGER, H. (1987): Einfluß der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz - Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration von unterschiedlich genutzten Standorten zur Ermittlung der Wasserbilanz von Einzugsgebieten in unteren Mittelgebirgslagen Hessens -. Verlag Beiträge zur Hydrologie, Kirchzarten.
- HAUDE, W. (1963): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. In: Mitt. d. DWD, Nr. 11, Bad Kissingen.
- HEGER, K. (1978): Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über unterschiedlichen landwirtschaftlichen Kulturen. In: Mitt. Dt. Bodenk. Gesellschaft, 26, S. 21 - 40, Göttingen.
- ITEM, H. (1974): Ein Modell für den Wasserhaushalt eines Laubwaldes. Unter Berücksichtigung der funktionellen Zusammenhänge zwischen Witterungsfaktor, Bodenwassergehalt und Evapotranspiration. In: Mitt. Eidgen. Anst. f. d. Forstl. Versuchswesen, Bd. 50, H. 3, S. 135-331, Zürich.
- PENMAN, H. (1948): Natural Evapotranspiration from Open Water, Bare Soil and Grass. In: Proc. Roy. Soc., Ser. A., 193, S. 120-145, London.
- PFAU, R. (1966): Ein Beitrag zur Frage des Wassergehaltes und der Beregnungsbedürftigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden in der EWG. In: Meteorol. Rundschau, 19, S. 33-46.
- SOKOLLEK, V. (1983): Der Einfluß der Bodennutzung auf den Wasserhaushalt kleiner Einzugsgebiete in unteren Mittelgebirgslagen. Diss. JLU Gießen.
- TANNER, C.B. & W.L. PELTON (1960): Potential evapotranspiration estimates by the approximate energy balance method of Penman. J. geophys. Res. 65, 10: S. 3391-3413.

NATÜRLICHE KRÄFTE ALS TEILKOMPONENTEN MELIORATIVER MASSNAHMEN

von

Frede, H.-G., B. Meyer, R. Poier und R. Vogelsang *)

Problemstellung

Landwirtschaftlich genutzte Böden sind hohen mechanischen Belastungen ausgesetzt, die Verdichtungen von Ober- und Unterböden zur Folge haben. Zur Regeneration des verdichteten Porenraumes werden zum einen meliorative Bodenbearbeitungsmaßnahmen durchgeführt, zum anderen wird aber auch auf die lockernde Wirkung sog. "natürlicher Kräfte" vertraut, wobei der Wirkungsanteil der einzelnen Komponenten Frost, Luftsprengung, Quellung und biologischer Kräfte weitgehend unbekannt ist.

Welche Lockerungswirkung solche natürlichen Kräfte im Oberboden haben können, soll an Dichtebestimmungen von Aggregaten, die aus der Krume eines Ackerstandortes in drei aufeinander folgenden Jahren (= 1 Rotation) jeweils im Mai genommen wurden, belegt werden.

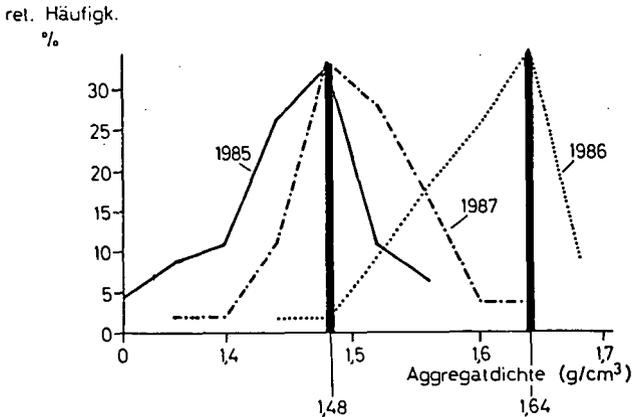


Abb.1: Relative Häufigkeiten von Aggregatdichten in der Krume einer Ackerparabraunerde im Laufe einer Rotation

Abb. 1 zeigt die relative Häufigkeit der einzelnen Aggregatdichten in den einzelnen Jahren. Die mittlere Dichte stieg von 1985 nach 1986 um 0,16 g/ccm an und nahm in dem Folgejahr wieder um den

*) Institut für Bodenwissenschaften, Universität Göttingen

gleichen Betrag ab. Die höchsten Dichten wurden zu der angebauten Frucht Zuckerrüben nachgewiesen. Vergleichbare Ergebnisse wurden auf 4 weiteren Standorten gefunden. Die Abnahme der Dichten wird natürlichen Kräften zugeschrieben, deren Teilkomponenten "Lockerung durch Frost" und "Lockerung durch eingeschlossene Luft" nachfolgend isoliert untersucht werden sollen. Die durchgeführten Untersuchungen basieren auf Arbeiten von EVERETT (1961), KOENIGS (1972) und STROOSNYDER and KOOREVAAR (1972). Besondere Berücksichtigung sollte bei den Untersuchungen die Veränderung der Porenverteilung finden - ein Aspekt, der bislang nur von wenigen Autoren untersucht wurde (so z.B. von BULLOCK et al. 1985).

Material und Methoden

Das Versuchsmaterial wurde so ausgewählt, daß Quellung durch Tonminerale weitgehend ausgeschlossen werden konnte.

Frostspregung

Versuchsboden war Löss-C-Material mit folgender Korngrößenverteilung: 13% S, 79% U, 8% T (bezogen auf die carbonatfreie Substanz). Dieses Material wurde in einer hydraulischen Presse zu Preßlingen mit einem Volumen von 62 ccm und einer Dichte von 1,99 geformt. Die Preßlinge wurden mit Tesafilm umwickelt, unter Vakuum gesättigt und bei verschiedenen Gefriertemperaturen (-4/-20°C) und verschiedenen Gefrierzyklen (1x/4x) behandelt. Nach dem Gefrieren wurden die Preßlinge auf definierte Saugspannungen abgedrückt. Als Kontrolle dienten unbehandelte Versuchsglieder.

Luftspregung

Für diese Untersuchungen wurden ungestörte Stechzylinderproben aus dem Gr-Horizont einer Gley-Schwarzerde mit der Korngrößenverteilung 6% S, 83 % U und 11% Ton (bezogen auf die carbonatfreie Substanz) und einer mittleren Dichte von 1,61 g/ccm entnommen. Die Bestimmung der Volumenänderung erfolgte durch Tauchung von getrockneten Stechzylinderproben. Es wurden zwei verschiedene Tauchgänge durchgeführt. Zum einen wurden Proben getaucht, die an der Unterseite verschlossen und oben offen waren und somit eine Volumenänderung über die Oberfläche zuließen. Zum anderen wurden beidseitig mit grobporigen Sinterplatten verschlossene Proben getaucht, bei denen zwar eine Wasseraufnahme erfolgen konnte, aber keine Volumenzunahme und somit auch nur eine Porenverteilung möglich war.

Weiterhin wurde der Druck bestimmt, der an der Oberfläche von beidseitig durch Sinterplatten verschlossenen Proben wirksam ist, um die resultierenden Kräfte zu messen, die beim Untertauchen aus dem Hohlraumssystem heraus wirksam werden können. Dazu wurden zwischen Sinterplatte und Probenoberflächen Wasserkissen aus Folie eingespannt, die die gleiche Oberflächen hatten wie die Proben. Vor den Messungen wurden die Kissen drucktlastet und an einen Druckaufnehmer angeschlossen.

Nach den einzelnen Tauchbehandlungsgängen wurden die Proben getrocknet, im Vakuum aufgesättigt und auf definierte Saugspannungen abgedrückt.

Ergebnisse

Frostsprengung

Ausgehend von einer verdichteten Matrix wurde der lockernde Effekt durch Frostbehandlung untersucht. Tabelle 1 zeigt als Kontrolle die Porenverteilung der verdichteten Preßlinge, die weitgehend frei von Makroporen und groben Mittelporen waren, und die der 4 Frostbehandlungsvarianten.

Variante	GPV Vol. %	Porengrößenverteilung für Poren					
		>300	300-30	30-3	3-0,2	<0,2 μm	
Kontrolle	26,1	0,2	0,5	3,8	4,5	17,1	
- 4°C	1x	29,3 ⁺	0,5	3,1 ⁺	3,9	4,4	17,4
	5x	26,6	0,5	1,2	6,4 ⁺	2,7 ⁺	15,8 ⁺
-20°C	1x	27,8 ⁺	0,3	3,6 ⁺	4,1	4,5	15,3 ⁺
	5x	28,6 ⁺	0,3	6,7 ⁺	3,7	4,0	13,9 ⁺

Tab. 1: Veränderung von Gesamtporenvolumen und Porenverteilung durch Frostbehandlung (+ $\alpha=5\%$ SCHEFFFE-Test)

Insgesamt kann gesagt werden, daß das Gesamtporenvolumen nur um ca. 2 - 3 Vol.% zugenommen hatte, wobei in fast allen Varianten der Anteil der Makroporen keine nennenswerte Zunahme aufwies, die Grobporen und groben Mittelporen überproportional anstiegen und die Summe der feinen Mittelporen und Feinporen abnahm. Die Porenverteilung hatte im Mittel aller Versuche zu einer Zunahme der nFK (pF 1,8-4,2) von 1,9 Vol.% geführt.

Eindeutige Unterschiede zwischen den Behandlungsvarianten konnten nicht festgestellt werden, so daß der Schluß zu ziehen ist, daß sowohl bei einmaliger Frostbehandlung und auch bei wiederholter, als auch bei niedriger und hoher Temperatur überwiegend Frostsprengungseffekte erzielt wurden und Fließvorgänge, die zur Eiskristall- und Linsenbildung führen, überwiegend unterbunden waren. Die gefundenen Ergebnisse dürften in erster Annäherung an Freilandverhältnisse für einzeln an der Bodenoberfläche liegende Aggregate, die keinen kapillaren Kontakt haben, Gültigkeit haben.

Luftsprengung

Das Tauchen der Proben bei oben offener Oberfläche führte zu einer Volumenzunahme von 6,3 Vol.%, die nFK nahm um 2,8 Vol.% zu (Abb. 2a). Bedeutsamer als diese Zunahmen sind die Umschichtungen im Porensystem, die eindeutig zugunsten der weiten und engen Grobporen sowie der weiten Mittelporen und zu Lasten der engen Mittelporen ausfielen. Die Feinporen waren von der Porenverteilung nicht betroffen. Die Luftsprengung hatte insgesamt eine Verbesserung des luftführenden und schnelldrainenden Porensystems zur Folge.

Abb. 2a: Porengrößenverteilung vor und nach Luftsprenzung bei einseitig geöffneten Stechzylinderproben


 Ausgangs-Matrix

 Variante Luftquellung

 Grenzdiffferenz gegenüber der Ausgangs-Matrix ($t = 5\%$ - SCHEFFÉ-Test)

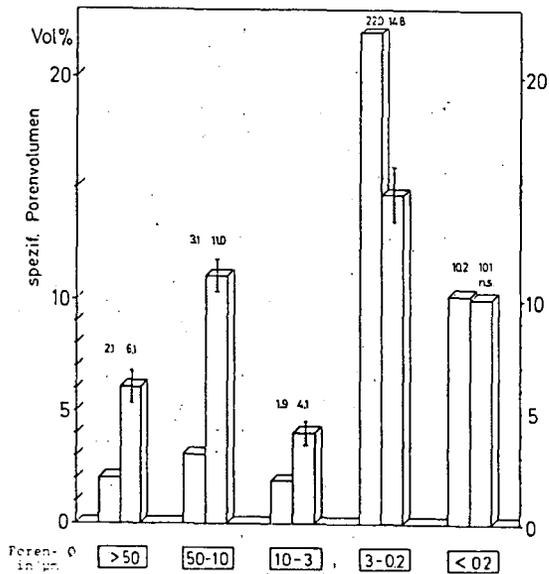


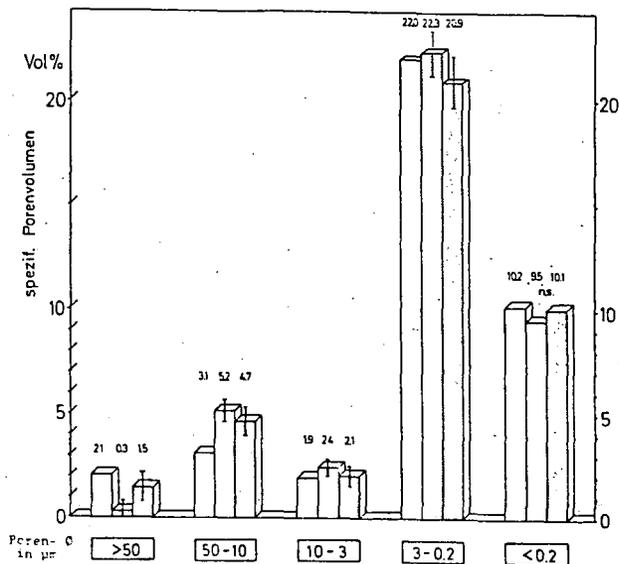
Abb. 2b: Isovolum Porenverteilung durch Luftsprenzung bei beidseitig geschlossenen Stechzylinderproben


 - Ausgangs-Matrix

 - Variante "1 x Tauchen"

 - Variante "10 x Tauchen"

 - Grenzdiffferenz gegenüber Ausgangs-Matrix ($\alpha=5\%$ SCHEFFÉ-Test)



Daß diese Verbesserungen im Porensystem nur möglich sind in einem Boden-Wasser-Luft-System, das expandieren kann, das zeigen die Ergebnisse der Untersuchungen mit den fest umklammerten Proben, die nur eine Porenverteilung, aber keine Zunahme im Gesamtporenvolumen zuließen (Abb. 2b). Nach ein- und zehnmalem Tauchen kann als gesicherte Aussage allein gewertet werden, daß eine Umverteilung von weiten zugunsten von engen Grobporen stattgefunden hatte. Der gesamte Mittel- und Feinporenanteil blieb von dieser Behandlung unbeeinträchtigt.

Eingeschlossene Luft übt auf das umgebende Bodenmaterial hohe Drucke aus, wie mit den aus Wasserkissen gefertigten Druckaufnehmern gezeigt werden konnte (Abb. 3). Die Drucke an der Probenoberfläche bauten sich nur langsam auf und erreichten nach etwa 60 min. ihren Maximalwert. Der Anstieg war nicht kontinuierlich. Er war immer wieder von Druckeinbrüchen, die eine Volumenzunahme des Bodens oder einen Luftaustritt anzeigen, unterbrochen. Die im 10 min.-Takt registrierten Werte geben diese Schwankungen nicht wieder.

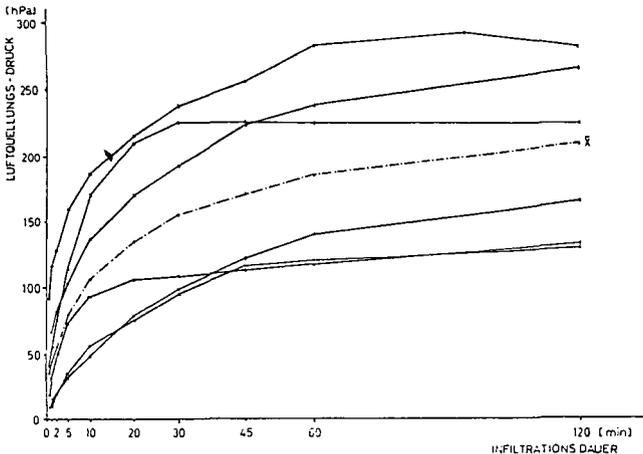


Abb. 3: Entwicklung des Luftspengungsdruckes an der Oberfläche von getauchten Stechzylindern

In den vorangegangenen Ausführungen zur Volumenänderung durch eingeschlossene Luft wurde unterstellt, daß das untersuchte Volumen im Stechzylinder die kleinste repetierende Einheit des Bodens darstellt und in sich homogen ist. Diese Annahme ist nicht gerechtfertigt, wie eine aufgegliederte Betrachtung der Volumina und Dichten von einseitig geöffneten Stechzylinderproben nach der Tauchung zeigt. Hier wurde nach der Tauchung das neue Volumen ermittelt und der Überstand gravimetrisch bestimmt (Abb. 4). Ausgehend von einer Dichte des Stechzylinders von 1,62 g/ccm hatte die Luftquelle im Überstand zu einer Dichte von 1,07 g/ccm und einem entsprechenden Gesamtporenvolumen von 59,6 Vol.% geführt und im Zylinder nur zu einer neuen Dichte von 1,48.

	TD g/ccm	GPV Vol. %
← Überstand	1,07 (0,104)	59,6 (3,93)
← Stechzylinder	1,48 (0,02)	44,2 (0,62)

Abb. 4: Mittelwerte (Standardabweichung) von Trockendichte (TD) und Gesamtporenvolumen (GPV) nach Luftsprennung

Auf diesen Ergebnissen baut die Vorstellung auf, daß eine verdichtete Matrix durch den Quellsdruck der eingeschlossenen Luft schalenartig nach außen hin gelockert wird und einen weitgehend dichten Kern beibehält. Bezogen auf die Veränderung der Porengrößenverteilung ist dann auch zu folgern, daß die Zunahme an Grobporen vor allem auf eine äußere Schale beschränkt bleibt und hier überproportional abläuft.

Schlußbetrachtungen

Eine Auflockerung stark verdichteter Bodenmatrix durch die natürlichen Kräfte Frost- und Luftsprennung ist möglich. Die lockernde Wirkung des Frostes bleibt gering, wenn eine kapillare Wassernachlieferung und damit verbunden ein Wachstum von Eiskristallen oder -linsen unterbunden ist. Die lockernde Wirkung durch Luft ist beträchtlich. Der Gewinn an Gesamtporenvolumen resultiert aus einer überproportionalen Zunahme von Grobporen und einer geringen Zunahme an weiten Mittelporen.

Literatur

- BULLOCK, P. A.C.D. NEWMAN and A.J. THOMASSON, 1985: Porosity aspects of the regeneration of soil structure after compaction, *Soil & Tillage Res.* 5, 325-341
- EVERETT, D.H., 1961: The thermodynamics of frost damage to porous solids, *Transact. Faraday Soc.* 57, 1541-1551
- KOENIGS, F.F.R., 1972: Practical aspects of structure determination due to air explosion, *Meded. Fac. Landbouw. Rijksuniv. Gent* 37, 1086-1094
- STROOSNYDER, L., P. KOOREVAAR, 1972: Air pressure within soil aggregates during quick wetting and subsequent "explosion", *Meded. Fac. Landbouw. Rijksuniv. Gent* 37, 1095-1106

Nitratausträge unterschiedlich meliorierter und gedüngter Ackerflächen

von

Gözl-Huwe, H., B. Huwe und R.R. van der Ploeg*

1. Einleitung

Im Rahmen des Landesprojekts "Nitrat im Grundwasser" werden auf dem Platzhof bei Öhringen (Baden-Württemberg) seit Mitte 1984 Untersuchungen zur Nitratauswaschung von unterschiedlich meliorierten und unterschiedlich gedüngten Ackerflächen durchgeführt.

2. Material und Methoden

Den geologischen Untergrund der Versuchsfläche bilden weitgehend wasserundurchlässige Tone des unteren Keupers, die mit pleistozänem Lößlehm, bis 2 m Mächtigkeit bedeckt sind. Daraus haben sich hauptsächlich Parabraunerde-Pseudogleye entwickelt (Parasher, 1973).

Die Versuchsanlage basiert auf einem früher auf derselben Fläche durchgeführten Meliorationsversuch, wobei einzelne Teilflächen unterschiedlich gedränt bzw. tiefgelockert oder tiefgepflügt wurden. Alle Teilflächen sind derart mit Fangdräns ausgestattet, daß das Dränwasser jeder Teilfläche getrennt aufgefangen werden kann. Die Sammeldränrohre wurden in einem zentralen Meßschacht zusammengeführt und dort die Dränwassermenge registriert (Bechtle, 1985). Dieser Meßschacht wurde für die laufenden Versuche wieder freigelegt und die Anlage in Betrieb genommen. In dem Meßschacht können auch Wasserproben für Nitratbestimmungen genommen werden.

In das Versuchsprogramm wurden folgende Teilflächen einbezogen:

- D8 - Parzelle mit Rohrdränung auf 8m Abstand,
- D24 - Parzelle mit Rohrdränung auf 24m Abstand,
- TL - Parzelle mit Tieflockerung und Rohrdränung auf 24m Abstand
- TP - tiefgepflügte Parzelle
- O - Kontrollparzelle ohne Melioration aber mit Fangdrän.

Abbildung 1 zeigt eine Übersicht über die Versuchsfläche.

Die Festlegung der Stickstoffdüngungsvarianten für die laufenden Versuche erfolgte zum einen, unter Berücksichtigung der ortsüblichen Düngung, zum anderen unter Berücksichtigung der "N_{min}-Sollwerte" wie sie in dem "Leitfaden zur Verminderung der Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden" des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württembergs (1985) veröffentlicht wurden. Die gesamte Fläche wird immer einheitlich bestellt.

Es wurde jeweils eine mittlere Düngungsstufe eingerichtet, die in etwa dem N_{min}-Sollwert der Kulturart entsprach (Kontrollparzelle ohne Melioration), eine Variante mit reduzierter Stickstoffdüngung (D24 und TP) und eine hoch gedüngte Variante, um die Auswirkungen einer Überdüngung auf die Auswaschung verfolgen zu können (D8 und TL).

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim,
Postfach 700562, 7000 Stuttgart 70

Im Jahre 1984 wurden auf der Versuchsfläche Zuckerrüben angebaut, anschließend 1985 Winterweizen und in der Vegetationsperiode 1986 Mais als Corn-Cob-Mix.

Während des Untersuchungszeitraums von drei Jahren konnten keine gesicherten Ertragsunterschiede festgestellt werden. Die gemessenen Durchschnittserträge in dt Trockenmasse pro ha entsprachen einem mittleren bis hohem Ertragsniveau, von etwa 590 dt/ha für Zuckerrüben, von etwa 70 dt/ha für Winterweizen und 175 dt/ha für Mais.

3. Ergebnisse

3.1 Bodenwasserhaushalt

Nitratausträge einzelner Versuchsparzellen sind eng mit dem Abflussverhalten dieser Flächen verknüpft. Für 1985 werden hier Ergebnisse gezeigt.

Der Dränabfluss wurde ab September 1984 registrierend erfaßt. Dränwassermenge und Sickerungsdauer von einzelnen Abflussperioden waren für die einzelnen Teilflächen sehr unterschiedlich.

Abbildung 2 zeigt den gemessenen Dränabfluss der verschiedenen Parzellen, aufgetragen als Jahressumme in mm für 1985. Außerdem ist auf der Abbildung angegeben wieviel Prozent des Niederschlags als Dränabfluss auf den einzelnen Parzellen gemessen wurde.

Aus den unterschiedlichen Dränabflussmengen ergeben sich Probleme bei der Interpretation des Stoffhaushalts.

Bezüglich des Dränabflusses verhielten sich die auf 24m Abstand gedränte (D24) und die auf 24m Abstand gedränte und zusätzlich tiefgelockerte (TL) Parzelle sehr ähnlich. Bei der anschließenden Betrachtung des Stickstoffhaushalts werden deshalb diese beiden Parzellen dargestellt, von denen die zusätzlich tiefgelockerte Parzelle immer hoch (also über N_{\min} -Sollwert) und die D24-Parzelle immer niedrig gedüngt (unter N_{\min} -Sollwert) wird.

3.2 Stickstoffhaushalt

3.2.1 Nitratkonzentration im Dränwasser

Die Nitratkonzentrationen im Dränwasser unter Zuckerrüben 1984 lassen einen deutlichen Jahresgang erkennen. Die Nitratkonzentrationen waren im Frühjahr hoch, nahmen über die Vegetationsperiode hin ab und stiegen im Herbst allmählich wieder an. Das Zuckerrübenblatt wurde nach der Ernte eingearbeitet. Die Nitratgehalte der höher gedüngten, Tieflockerspazelle (TL) lagen im Frühjahr über der Konzentration, die im Dränwasser der D24-Parzelle gefunden wurde. Obwohl die Stickstoffdüngung der D24-Parzelle gering war, wurden im Frühjahr hohe Nitratkonzentrationen bis fast 200 mg/l gefunden (Gölz et al., 1985).

Da die N_{\min} -Werte im Boden vor Ausbringung der Düngung relativ niedrig lagen, müssen die hohen Konzentrationen im Frühjahr im Zusammenhang gesehen werden, mit der im März auf die Brache ausgebrachten mineralischen Stickstoffdüngung. Voraussetzung dafür wäre ein schneller Transport von Nitrat in die Dräntiefe.

Die unter Winterweizen 1985 gemessenen Konzentrationen lagen deutlich unter denen, die unter Zuckerrüben im Jahre 1984 ermittelt wurden. Die Nitratkonzentration der hoch gedüngten TL-Parzelle lag wiederum über der Konzentration im Dränwasser der D24-Parzelle.

Es können kurzfristig relativ starke Schwankungen auftreten, was besonders deutlich in der Frühjahrsperiode April-Juni im Konzentrationsverlauf der D24-Parzelle zu sehen ist. Diese Konzentrationsschwankungen hängen eng mit dem Dränabflussverhalten zusammen und sprechen ebenfalls für einen schnellen Transport in Grobporen.

3.2.2 N_{min} -Gehalte im Boden

Auf der Abbildung 3 sind N_{min} -Werte der D24-Parzelle von März 1984 bis Oktober 1985 in verschiedenen Tiefen dargestellt. Außer den Düngeterminen und Düngermengen sind auch die Erntetermine eingetragen.

Sowohl unter Zuckerrüben als auch unter Winterweizen ist in allen Entnahmetiefen ein mehr oder weniger ausgeprägter Jahresgang zu beobachten. Die unterschiedlichen Gehalte, vor allem im Oberboden, gehen nur zum Teil auf die höhere Stickstoffdüngung der Zuckerrübe zurück. Vielmehr scheinen hier Düngezeitpunkt und Vegetationsentwicklung eine Rolle zu spielen. Während 1984 im März auf Brache gedüngt wurde, war im Frühjahr 1985 bereits ein Pflanzenbestand entwickelt. Sowohl die zeitlichen Verläufe als auch die Unterschiede im Niveau zwischen Zuckerrüben und Winterweizen entsprachen weitgehend den im Dränwasser gefundenen Konzentrationsverläufen.

3.2.3 Stickstoffaustrag und mittlere Konzentration

Die Abbildung 4 zeigt die Stickstoffausträge der verschiedenen Parzellen aufgetragen als Jahressumme für 1985 in kgN/ha. Außerdem angegeben sind über den Säulen vor dem Schrägstrich die N_{min} -Gehalte im Frühjahr, da hinter die Stickstoffdüngung und unten die mittleren Jahreskonzentrationen.

Der Stickstoffaustrag unter Winterweizen war gering, auch die mittleren Jahreskonzentrationen waren niedrig. Da die Konzentrationsunterschiede im Dränwasser gering waren, spiegelte sich im Stickstoffaustrag vor allem das Abflussverhalten der Parzellen wider. Parzellen mit hohem Dränabfluss ergaben auch hohe Stickstoffausträge.

Für die Beurteilung einer möglichen Grundwasserbelastung ist nicht nur die ausgewaschene Stickstoffmenge von Interesse, sondern auch die mittlere Jahreskonzentration. Auch wenn die ausgewaschene Stickstoffmenge klein ist, wie bei der tiefgepflügten Parzelle, kann die mittlere Jahreskonzentration höher sein, als bei Parzellen mit höherem Stickstoffaustrag (D8).

4. Zusammenfassung

Die Versuchsanlage Platzhof erlaubt die flächenhafte Erfassung von Nitrat-Austrägen und mittleren Nitratkonzentrationen unterschiedlich meliorierter Teilflächen.

Für die Beurteilung einer möglichen Grundwasserbelastung sind nicht nur die ausgetragenen Stickstoffmengen, sondern auch die mittleren Nitratkonzentrationen von Bedeutung. Hier zeigt sich, daß bei einigen Parzellen trotz höherer Gesamtausträge, die mittlere Nitratkonzentration niedriger liegen kann, als bei Parzellen mit geringeren Stickstoffausträgen.

Sowohl bei den N_{min} -Werten im Boden, als auch bei den Konzentrationen im Dränwasser, wurden zum Teil charakteristische Jahresgänge gefunden, die in Beziehung zu setzen sind mit Düngung und Vegetationsentwicklung.

Während des Untersuchungszeitraums von drei Jahren konnte auch nach anhaltend reduzierter Stickstoffdüngung bisher keine Ertragsdepression festgestellt werden.

Es konnten nur einige Ergebnisse vorgestellt werden, es ist aber geplant an anderer Stelle ausführlicher zu berichten.

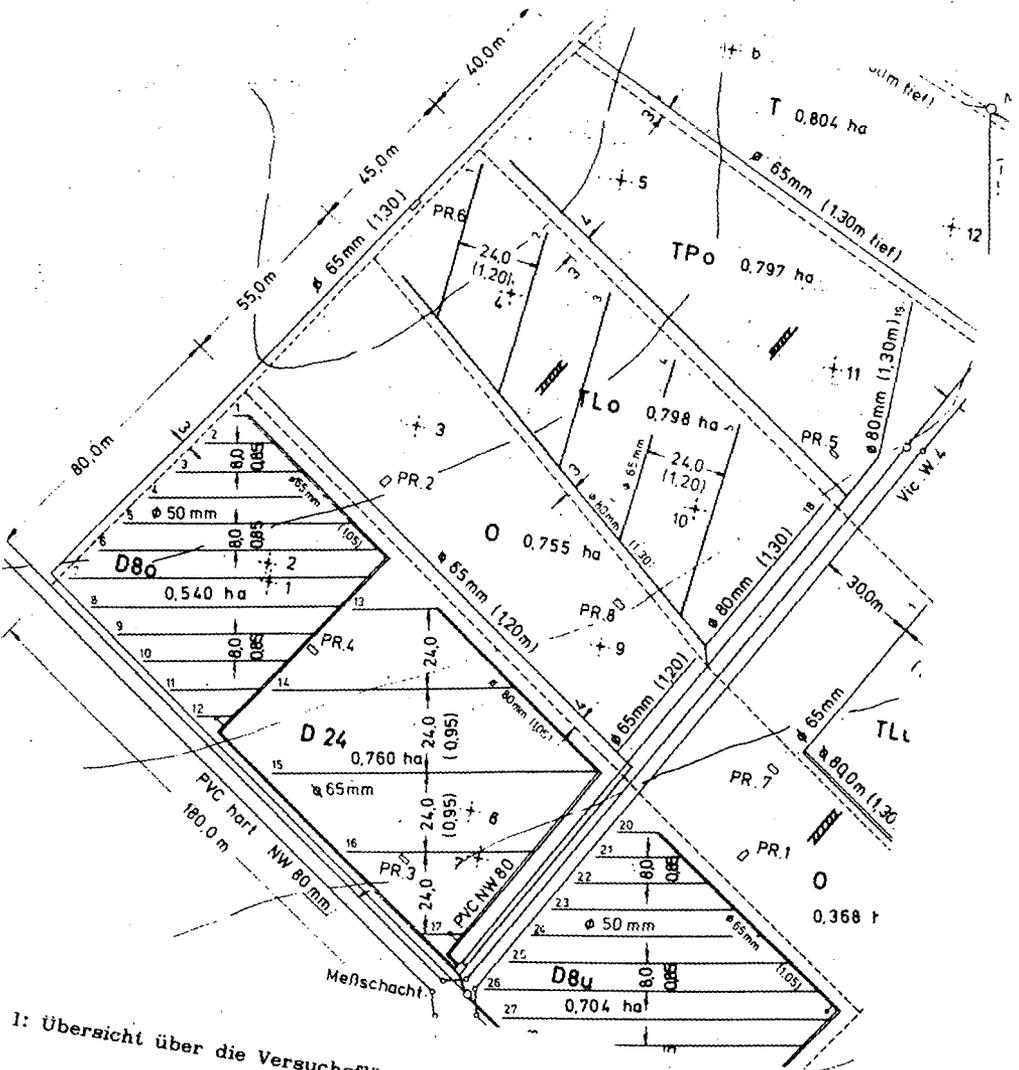
Literatur:

Bechtle, W., 1985. Erfahrungen und Ergebnisse aus Tieflockeringen in Baden-Württemberg. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. 70, 37-75.

Gözl, H., B. Huwe und R.R. van der Ploeg, 1985. Nitratgehalte im Poren- und Dränwasser einiger landwirtschaftlich genutzter Flächen in Baden-Württemberg. Z. dt. geol. Ges. 136, 505-513.

Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten, 1985. Gezielte Stickstoffdüngung. Leitfaden zur Verminderung der Nitratauswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden.

Parasher, C.D., 1973. Auswirkungen der Gefügemelioration eines Acker-Pseudogley aus Löß über Keuperton auf dessen Standorteigenschaften. Diss. Hohenheim.



b. 1: Übersicht über die Versuchsfläche Platzhof

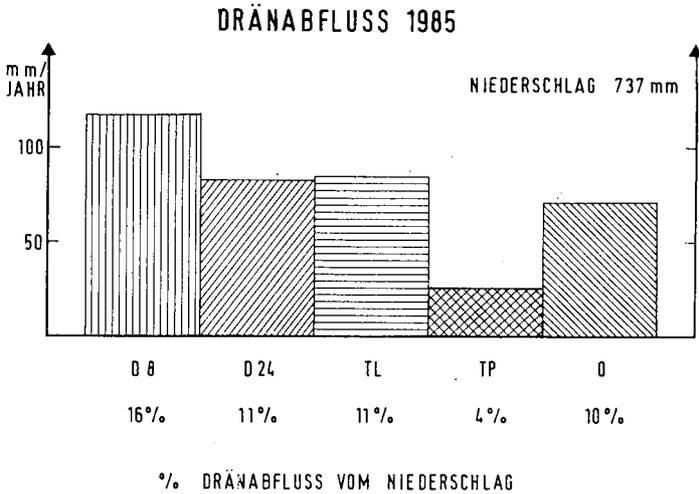


Abb. 2: Jahressummen des Dränabflusses der Parzellen 1985 und dessen prozentualen Anteil am Niederschlag

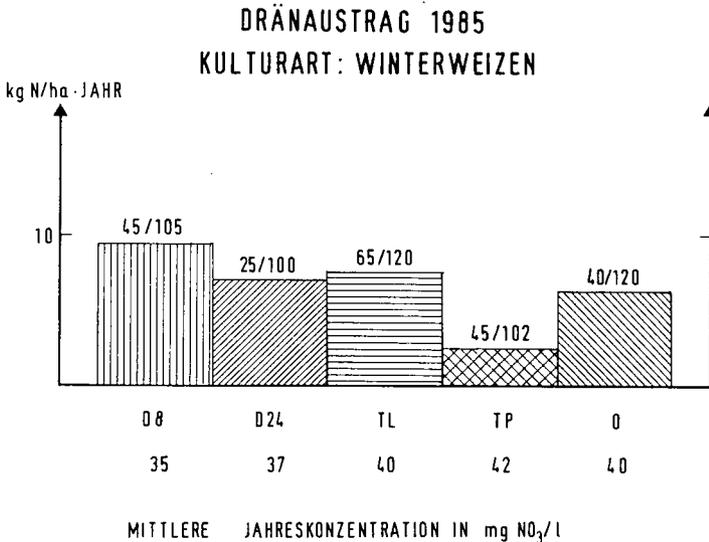


Abb. 4: Jahressummen der Stickstoffausträge mit dem Dränwasser der Parzellen 1985, sowie Frühjahrs- N_{min}- Werte/ Gesamtstickstoffdüngung und mittlere Nitratkonzentration

PLATZHOFF

N_{min} - WERTE, D24 - PARZELLE (MÄRZ 84 - OKT. 85)

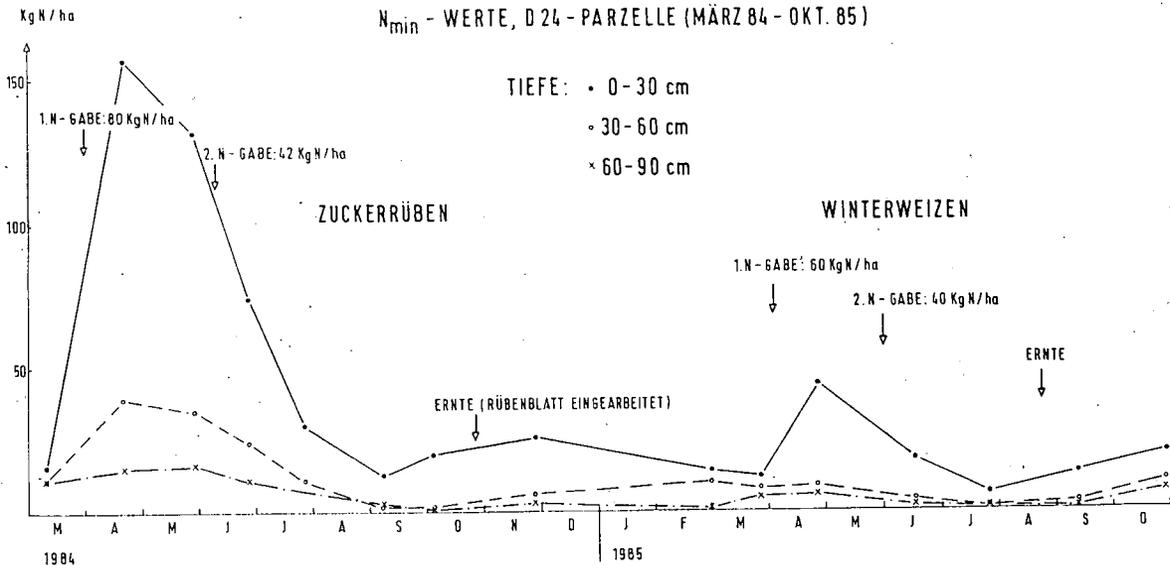


Abb. 3: N_{min} -Gehalte der D24-Parzelle in drei Bodentiefen von März 1984 bis Oktober 1985, mit Angaben über Stickstoffdüngung und Erntetermine

Veränderungen von Bodeneigenschaften und Erträgen durch
Bodenabtrag bei verschiedenen Ausgangsgesteinen im Raume Trier

von

Güdelhöfer, L., Kneesch, P. Schröder, D.*

1. Einleitung

Durch Ab- und Auftragungsvorgänge (d.h. Solifluktion und Erosion) ergeben sich in Hanglagen Veränderungen der Bodenmächtigkeit, die ertragswirksam sein können. KURON (1948), JUNG (1956). SCHRÖDER (1981) und STÜRMER, BECKER u. SCHWERTMANN (1982) stellten an flachgründigen Hängen auf verschiedenen Substraten Mindererträge zwischen 10 und 50% gegenüber tiefgründigen Flächen fest. Dagegen konnte HARRACH (1975) auf tiefgründigen Lößböden unterschiedlichen Erosionsgrades diese Tendenz nicht bestätigen. Mit dem Abtrag ist neben der Verminderung der Bodenmächtigkeit oft eine Strukturverschlechterung sowie ein Verlust an Nährstoffen und Humus verbunden.

In welchem Ausmaß diese Veränderungen im Raume Trier an Hängen auf Schiefer (Hunsrück), Buntsandstein (unteres Saartal), Muschelkalk (Bitburger Gutland) und Löß über Rotliegendem (Wittlicher Senke) eintreten, ist Gegenstand der vorliegenden Untersuchung. Bei den Böden der Hänge handelt es sich je nach Gründigkeit und Ausgangsgestein um Ranker bzw. Rendzinen bis Braunerden.

2. Material und Methoden

Auf je 4 Standorten der Substrate Schiefer, Buntsandstein, Muschelkalk und Löß über Rotliegendem wurden Oberhangabschnitte mit 30 cm Gründigkeit, Mittelhangabschnitte mit 60 cm und Unterhangabschnitte mit 90 cm ausgewählt (Abb. 1) und auf ihre Ertragsleistung (1985 + 1986) durch vierfach wiederholte Quadratmeterschnitte, bodenchemische und morphologische Eigenschaften sowie Korngrößenverteilung hin untersucht. Die bodenphysikalischen Untersuchungen wurden an einer repräsentativen Ca-

*Universität Trier, FB III Bodenkunde, Postfach 3825, 5500 Trier

tena je Substrat vorgenommen.

3. Ergebnisse

3.1 Erträge

Aus Tab. 1 ist zu ersehen, daß die Erträge mit wachsender Bodenmächtigkeit zunehmen. Das Ertragsniveau fällt vom Löß über den Muschelkalk und Schiefer zum Buntsandstein ab. Im trockeneren Jahr 1986 waren die Erträge niedriger, insbesondere auf den flachgründigen Oberhängen, als im feuchteren Jahr 1985.

Um die Ertragsunterschiede der einzelnen Substrate in Abhängigkeit von Bodenmächtigkeit, Substrat und Jahr zu verdeutlichen, wurden die Relativerträge (30 cm Gründigkeit gleich 100%) dargestellt (Abb. 2). Auf allen Substraten werden kontinuierliche Ertragssteigerungen mit zunehmender Gründigkeit ersichtlich. Auf den Löß- und Muschelkalkstandorten des feuchteren Jahres 1985 sind die Ertragsdifferenzen von Stufe zu Stufe nicht so stark ausgeprägt wie auf den übrigen Standorten.

3.2 Nährstoff- und Humusgehalte

Als mögliche Erklärung für die Ertragsschwäche flachgründiger Oberhänge werden neben der geringen nFK auch Nährstoff- und Humusverluste in Betracht gezogen (KURON 1948, JUNG 1953/56, HARRACH 1975, RICHTER 1965). Das vorliegende Material läßt diese Schlußfolgerung aber nicht zu (Tab. 2). Weder die P_2O_5 und K_2O -Gehalte noch die Humusgehalte spiegeln eine Umlagerung vom Oberhang zum Unterhang wider. Offenbar sind die untersuchten Hänge jetzt relativ stabil. Allerdings sind die Nährstoffvorräte in den tiefgründigen Böden größer als in den flachgründigen.

3.3 Bodenphysikalische Eigenschaften

Aus Platzgründen wird nur das wichtigste Kriterium, die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes angegeben (Tab. 2). Es zeigt sich, daß die nFK vom Löß über den Muschelkalk zum Buntsandstein und Schiefer abnimmt. Die Erträge (Tab. 2) sind demzufolge sehr eng mit der nFK korreliert.

4. Diskussion und Zusammenfassung

Untersuchungen von Erträgen, bodenchemischen und bodenphysikalischen Eigenschaften an Hangcatenen aus Schiefer, Buntsandstein, Muschelkalk und Löß mit einer Bodenmächtigkeit von jeweils 30, 60 und 90 cm ergaben für alle Substrate eine Zunahme der Erträge und der nutzbaren Feldkapazität des durchwurzelbaren Raumes mit zunehmender Gründigkeit. Das Ertragsniveau war bei Böden mit hoher nFK (Löß, Muschelkalk) höher als bei Böden mit geringerer (Buntsandstein, Schiefer). Damit erweist sich die nFK des durchwurzelbaren Raumes als entscheidendes Kriterium für das Ertragsniveau wie auch HARRACH (1975) und STÖRMER, BECHER u. SCHWERTMANN (1982) festgestellt haben. Die Nährstoff- und Humusgehalte der untersuchten Standorte zeigen keine Beziehung zur Hangposition. Über die größeren Vorräte in tiefgründigen Profilen können sie aber ebenfalls ertragswirksam sein.

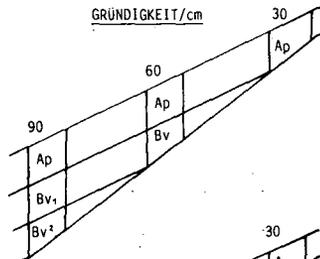
5. Literatur

- BECHER, H.H. (1981): Auswirkungen der Profilverkürzung durch Wassererosion auf den Ertrag. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 30, 341-342.
- GROSSE, B. (1963): Über den Einfluß der Bodenerosion auf die Ertragsfähigkeit von Parabraunerden aus Löß. - *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkde.*, 102, 212-217.
- HARRACH, T. (1975): Die Ertragsfähigkeit von Lößböden unterschiedlichen Erosionsgrades. - *Landwirtschaftl. Forschung*, 28, 3, 190-199.
- HARRACH, T. (1982): Ertragsfähigkeit erodierter Böden. - *Arbeiten der DLG*, Frankfurt.
- JUNG, L. (1953): Bodenabtrag und Ernterückgang. - *Mitt. a.d. Inst. f. Raumforschung Bonn*, 20, 93-102.
- JUNG, L. (1956): Untersuchungen über den Einfluß der Erosion auf die Erträge in hängigem Gelände. - *Schriftenreihe für Flurbereinigung*, 9, 1-45.
- KURON, H. (1948): Veränderungen von Ackerböden unter dem Einfluß der Bodenerosion. - *Z. Pflanzenernähr., Düng., Bodenkde.*, 41; 245-258.
- RICHTER, G. (1965): Bodenerosion - Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. - *Forschungen zur dt. Landeskunde*, 152
- SCHRÖDER, D. (1981): Ertragsminderung durch Erosion in Lößlandschaften. - *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 30, 343-354.
- STÖRMER, H., BECHER, H.H. & SCHWERTMANN, U. (1982): Ertragsbildung bei Mais auf erodierten Hängen. - *Z. Acker- u. Pflanzenbau*, 151, 315-321.

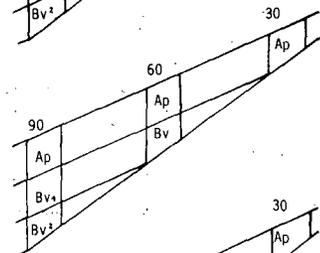
SUBSTRATE

GRÜNDIGKEIT/cm

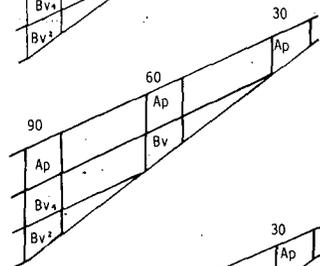
1. SCHIEFERVER-
WITTERUNGSSCHUTT



2. BUNTSANDSTEIN



3. MUSCHELKALK



4. LÖSS Ü. ROT-
LIEGENDEM

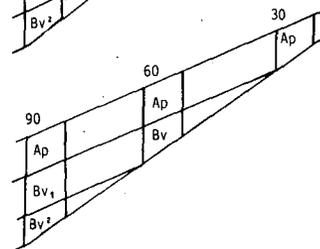


Abb.1: VERSUCHSPLAN

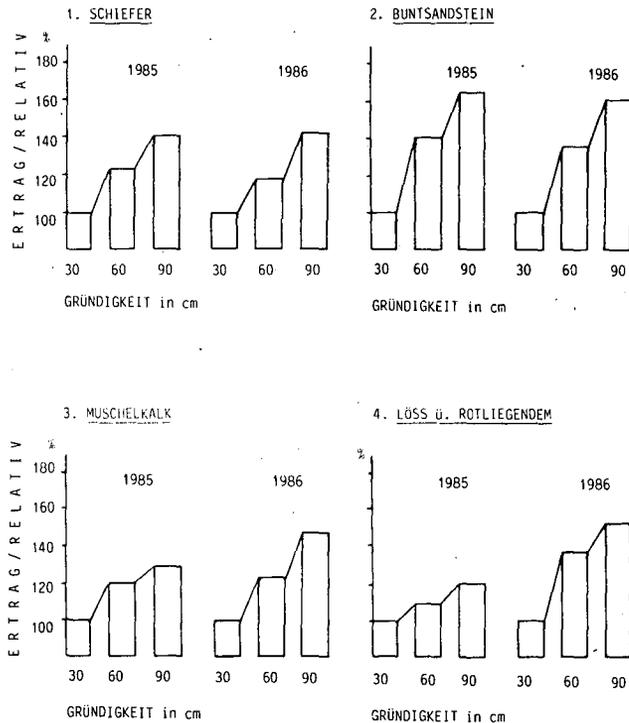


Abb.2: PROZENTUALE ERTRAGSUNTERSCHIEDE IN ABHÄNGIGKEIT VON GRÜNDIGKEIT, SUBSTRAT UND JAHR (Mittelwerte aus 4 Parallelen, 30 cm Bodenmächtigkeit = 100 %).

Tab.1: KORNERTRAGE (dt/ha) DER JAHRE 1985 UND 1986 AUF BÖDEN UNTERSCHIEDLICHER SUBSTRATE UND GRÜNDIGKEITEN.

1. SCHIEFER

STANDORT	GRÜNDIGKEIT (cm)	KORNERTRAG dt/ha	
		1985	1986
NAUMENT	30	40,8	30,1
	60	46,2	40,5
	90	44,8	55,0
FRANZENREITM	30	29,5	32,4
	60	56,2	44,8
	90	67,6	54,8
OLLMUTH	30	41,2	40,5
	60	43,2	45,9
	90	39,1	45,9
KORLINGER MÜHLE	30	47,9	43,7
	60	50,1	41,8
	90	73,3	52,2

2. BUNTSANDSTEIN

STANDORT	GRÜNDIGKEIT (cm)	KORNERTRAG dt/ha	
		1985	1986
KOCKELSBERG	30	48,4	29,1
	60	51,6	46,2
	90	59,1	54,9
FISCH	30	23,8	19,4
	60	50,4	30,8
	90	55,6	29,4
TAWERN	30	32,1	34,6
	60	42,7	44,4
	90	54,9	56,6
RIERFORST	30	46,8	29,4
	60	58,6	31,2
	90	67,7	39,6

3. MUSCHELKALK

STANDORT	GRÜNDIGKEIT (cm)	KORNERTRAG dt/ha	
		1985	1986
SIVENHÖF	30	44,2	49,7
	60	56,9	63,5
	90	59,3	67,3
OLK	30	44,1	37,1
	60	54,2	49,0
	90	55,8	56,5
MÖHN	30	40,4	32,4
	60	45,9	45,1
	90	51,1	67,9
SCHWARZKREUZ	30	27,6	48,9
	60	32,9	51,4
	90	37,1	57,5

4. LOSS ü. ROTLIEGENDEM

STANDORT	GRÜNDIGKEIT (cm)	KORNERTRAG dt/ha	
		1985	1986
FÖHREN H ₁	30	48,7	35,9
	60	53,7	43,4
	90	51,0	48,9
FÖHREN H ₂	30	18,0	30,9
	60	23,0	48,2
	90	28,4	45,9
FÖHREN V ₁	30	73,1	59,1
	60	86,9	60,2
	90	82,8	65,9
FÖHREN V ₂	30	64,4	30,1
	60	59,6	61,8
	90	83,3	77,0

MITTELWERTE FÜR DIE JEWEILIGEN SUBSTRATE DER JAHRE 1985 UND 1986 UND GRENZDIFFERENZEN

GRÜNDIGKEIT (cm)	KORNERTRAGE dt/ha \bar{x}
30	38,3
60	46,1
90	54,1

GD 5% = 8,4

GRÜNDIGKEIT (cm)	KORNERTRAGE dt/ha \bar{x}
30	32,2
60	44,5
90	52,2

GD 5% = 6,0

MITTELWERTE FÜR DIE JEWEILIGEN SUBSTRATE DER JAHRE 1985 UND 1986 UND GRENZDIFFERENZEN

GRÜNDIGKEIT (cm)	KORNERTRAGE dt/ha \bar{x}
30	40,6
60	49,9
90	56,6

GD 5% = 5,0

GRÜNDIGKEIT (cm)	KORNERTRAGE dt/ha \bar{x}
30	45,0
60	54,6
90	60,4

GD 5% = 9,3

Tab.2.: P_2O_5 -, K_2O - u. C - GEHALTE SOWIE nFK UND KORNERTRÄGE AUF BÖDEN
AUF 4 SUBSTRATEN UNTERSCHIEDLICHER MÄCHTIGKEIT
(Mittelwerte aus 4 Parallelen)

Gründig- keit(cm)	Tiefe (cm)	P_2O_5	K_2O	C %	nFK (mm)		Kornerträge (\bar{x}) dt/ha 85/86
		mg/100g	mg/100g		Horizont	Profil	
1. SCHIEFER							
30	0-30	20,1	21,1	1,82	51,5	51,5	38,3
60	0-30	16,3	21,9	1,75	53,8	101,3	46,1
	30-60	5,0	15,1	0,72	47,5		
90	0-30	15,5	23,0	1,80	50,6	155,9	54,1
	30-60	3,3	14,1	0,75	56,9		
	60-90	/	/	/	48,4		
2. BUNTSANDSTEIN							
30	0-30	13,1	15,0	0,85	54,9	54,9	32,2
60	0-30	15,7	16,3	0,82	58,1	108,4	44,5
	30-60	8,1	13,2	0,34	50,3		
90	0-30	12,0	12,5	0,88	56,3	156,9	52,2
	30-60	3,0	10,8	0,41	55,3		
	60-90	/	/	/	45,3		
3. MUSCHELKALK							
30	0-30	29,3	30,1	1,81	61,5	61,5	40,6
60	0-30	23,6	26,9	1,51	61,5	118,5	49,9
	30-60	2,8	13,0	0,58	57,0		
90	0-30	31,3	40,9	1,45	61,5	178,5	56,6
	30-60	2,7	13,1	0,59	60,0		
	60-90	/	/	/	57,0		
4. LÖSS Ü. ROTLIEGENDEM							
30	0-30	19,5	12,9	1,16	68,8	68,8	45,0
60	0-30	10,4	12,7	1,04	69,9	133,3	54,6
	30-60	1,2	12,6	0,27	63,4		
90	0-30	15,6	15,6	1,09	73,0	204,2	60,4
	30-60	4,3	14,0	0,50	63,4		
	60-90	/	/	/	67,8		

Einfluß der Bodenbearbeitung auf die Regenwurmaktivität

von

Henke, W. *)

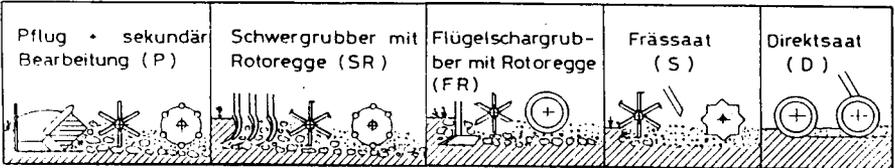
Probleme mit der Bodenstruktur lenken den Blick verstärkt auf ackerbauliche Gegenmaßnahmen. Einen Teil betrifft die Bodenbearbeitung und sie wird in Zukunft danach beurteilt werden inwieweit sie einen Beitrag zur Erhaltung, Verbesserung oder auch zur Wiederherstellung einer krümeligen Bodenstruktur leisten kann.

Sichtbare Zeichen des schleichenden Verlustes an "natürlicher Bodenfruchtbarkeit" sind Bodenabtrag durch Wasser und Wind, Verschlammung und Verkrustung der Ackeroberfläche sowie tiefreichende Verdichtungen, die die Wasserinfiltration und das Wurzelwachstum behindern.

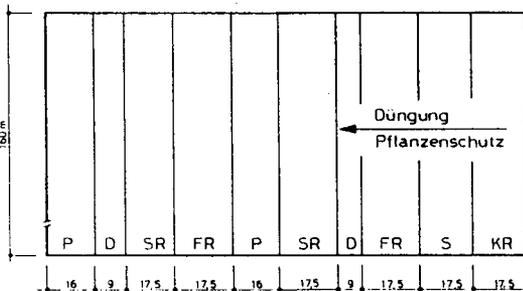
Eine weitgehende Vermeidung dieser negativen Erscheinungen kann durch vermehrten Einsatz reduzierter Bodenbearbeitungsverfahren in der Praxis beobachtet werden.

Einer mechanischen Krümelung des Bodens, die zunächst nur eine Aggregation des Bodens darstellt, muß eine Lebendverbauung der Krume durch die Stoffwechselprodukte der Bodenlebewesen folgen, um die gewünschte Krümelstabilität zu erreichen. Einen wesentlichen Teil trägt der Regenwurm dazu bei, indem er den Boden durch seine Bohrgänge lockert und durchlüftet und somit auch die Wasserführung verbessert. Abbau der organischen Substanz und Bildung von Ton-Humus Komplexen sind ebenfalls ein Beitrag zur Erhaltung des Gefüges der Biozönose.

Im folgenden Teil sollen nun zum Bereich "Die Bodenbiologie unter dem Einfluß verschiedener Bodenbearbeitungsvarianten" am Beispiel der Lumbriciden-Population, einige Ergebnisse vorgestellt werden.



abnehmende Eingriffsintensität



Getreidefruchtfolge mit
jährl. Strohdeckung:

- 79/80 W. Weizen
- 80/81 W. Weizen
- 81/82 W. Gerste und Senf-Zwischenfrucht
- 82/83 Hafer
- 83/84 W. Weizen
- 85 S. Gerste

Abb. 1: Bodenbearbeitungsvarianten und Versuchsanlage

Institut für Landtechnik, Braugasse 7
6300 Gießen

Die Untersuchung des Einflusses von Bodenbearbeitungsverfahren setzt eine geeignete Geräteauswahl voraus.

Teilt man die Bodenbearbeitungsgeräte nach ihrer Werkzeugform und deren Funktion ein, so kristallisieren sich wenige Bodenbearbeitungsverfahren heraus, die sich durch Eingriffsintensität, Eingriffstiefe klar voneinander unterscheiden. Siehe Abbildung 1.

Auf der Abbildung 2 sind die Aussagen über die Lumbricidenpopulation mit weiteren Berechnungen, die im Zusammenhang mit der Stabilität der Krümel, dem Bodenschutz und der Erosionsminderung von Bedeutung sind, in Form von Biomasse, Individuenzahl, Nahrungsbedarf, Röhrenvolumen und Kotproduktion den Bodenbearbeitungsverfahren zugeordnet. Die Werte bezüglich Nahrungsbedarf, Röhrenvolumen und Kotproduktion sind nach Angaben mehrerer Autoren berechnet worden (Appel, Bauchhens, Graff).

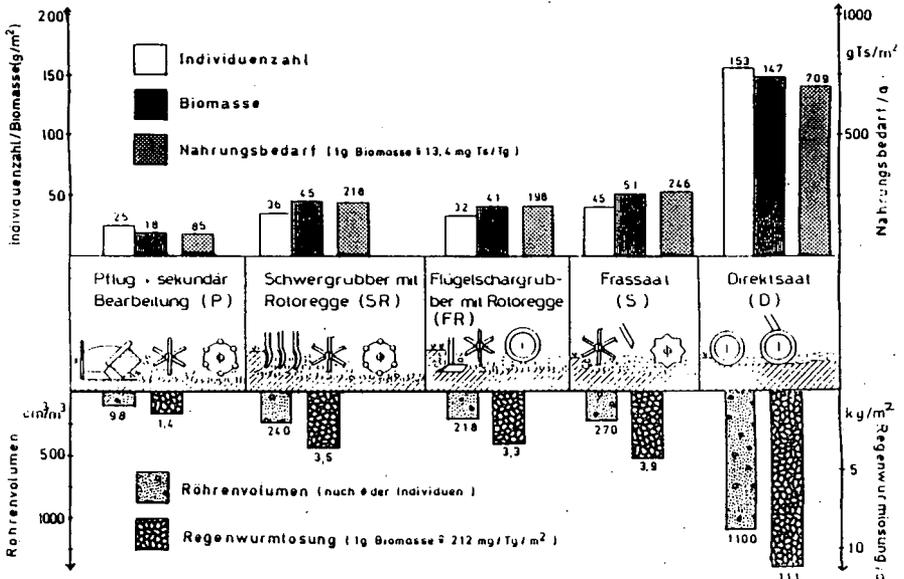


Abb.2: Individuenzahl, Biomasse, Nahrungsbedarf, Röhrenvolumen und Regenwurmlosung bei verschiedenen Bodenbearbeitungsvarianten

Die Regenwurmpopulation bei der Direktsaatvariante hat einen Nahrungsbedarf von 70 dtTs/ha (1g Biomasse = 13,4 mg/Ts/Tg), wohingegen bei der Pflugvariante die Regenwürmer nur 8,5 dtTs/ha aufgrund ihrer Besatzdichte verarbeiten können. Bei den übrigen Varianten errechnet sich ein Nahrungsbedarf von 20-26 dtTs/ha. Durch den hohen Bedarf an organischer Substanz kommt es insbesondere bei der D-Variante nicht zu einer Rohhumusaufgabe, welches auch durch die angepaßte Artenzusammensetzung erklärt werden kann.

Auf den Untersuchungsflächen sind drei Regenwurmarten gefunden worden: *Lumbricus terrestris*, *Allolobophora caliginosa* und *Allolobophora rosea*, wobei die Art *Lumbricus terrestris* vermehrt auf den Direktsaatflächen auftrat. Dies läßt sich eindeutig auf die artspezifische Nahrungsaufnahme, welche von der Bodenoberfläche erfolgt, zurückführen (Tab.1).

Tab.1: Gefundene Regenwurmarten und deren Biomasse in g im April 1985

	P		D		SR		FR		S ¹⁾	
	Anz.	Biom.	Anz.	Biom.	Anz.	Biom.	Anz.	Biom.	Anz.	Biom.
<i>Lumbricus terrestris</i>	-	-	8	34,5	1	7,4	1	4,9	2	13,9
<i>A. caliginosa</i>	2	2,3	7	9,1	10	15,0	10	15,9	3	4,4
<i>A. rosea</i>	1	0,6	4	2,4	1	0,5	-	-	-	-
Summe adulte Tiere	3	3,0	19	46,0	12	23,0	11	20,8	5	18,2
Summe juvenile Tiere	14	6,8	101	37,2	13	6,6	11	6,2	5	6,9

¹⁾ Biomasse/Individuenzahl pro Variante aus acht bzw. vier Wiederholungen á 0,09 m².

Die Bodensubstanz, die mit der Nahrungsaufnahme den Körper der Regenwürmer passiert, kann erheblich sein (1g Biomasse = 212mg/Tg.) und liegt in der Größenordnung von etwa 111 t/ha bei der Direktsaatvariante, bei der Pflug-Variante nur bei ca. 14 t/ha. Bei den Varianten SR, FR und S werden etwa 33-35 t/ha an Bodenmaterial mit der Nahrung durch die Lumbriciden aufgenommen.

Die Bildung von Ton-Humus-Komplexen durch die Lumbriciden führt zu einer wesentlichen Erhöhung der Stabilität in der Krume. Über diesen Bereich hinaus sind die Regenwurmröhren für die Bodenstruktur und das Pflanzenwachstum von Bedeutung, da sie den Pflanzenwurzeln gewissermaßen als Leitbahnen dienen und Überschußwasser rasch infiltrieren kann.

Betrachtet man in einer Funktionsgleichung (Köhnlein, 1960) die einzelnen Faktoren Humus, Tonanteil, Basensättigung und Unterbodenzugänglichkeit für die Bodenfruchtbarkeit, so zeigt sich, daß sie alle ausgleichend auf den Wasserhaushalt wirken. Die stärkste den Wasserhaushalt ausgleichende Wirkung kommt dabei der Unterbodenzugänglichkeit z. B. in Form eines kontinuierlichen Röhrensystems zu.

Die Lumbriciden tragen einen erheblichen Teil bei der Porenbildung dazu bei.

So liegt das Röhrenvolumen auf der Direktsaat-Variante im 5. Versuchsjahr um 4-5 mal höher als auf den Varianten SR, FR, S und 11 mal höher als auf der Pflugvariante.

Aus diesen Ergebnissen läßt sich ableiten, daß eine hohe Regenwurmpopulation die Bodenstruktur in einem erheblichen Maße beeinflußt. Es kann so durch die verbesserte Wasserdurchlässigkeit, Wasseraufnahmefähigkeit und Luftdurchlässigkeit auch der Erosion erheblich entgegen gewirkt werden.

Der Abbau der organischen Substanz von der Bodenoberfläche kann als ein Aktivitätskriterium der Lumbriciden angesehen werden. In welchem Maße es Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten in der Nahrungsaufnahme der Regenwürmer gibt, sollte folgende Versuchsanstellung verdeutlichen. Es wurden am 15. April 87 Holzkästen (0,5m²) mit unterschiedlich großen Maschengewebe (5mm/0,5mm) auf die Bodenoberfläche jeweils in 10-facher Wiederholung ausgelegt. Die Holzkästen wurden mit Strohhacksel entsprechend der jährlich anfallenden Strohmenge von 60 dt/ha gefüllt. Bei der engen Maschenweite war es den Regenwürmern nicht möglich an das Stroh heranzukommen. Der Versuch wurde am 15. Sept. 87 beendet. Die Ergebnisse sind in Abb.3 dargestellt.

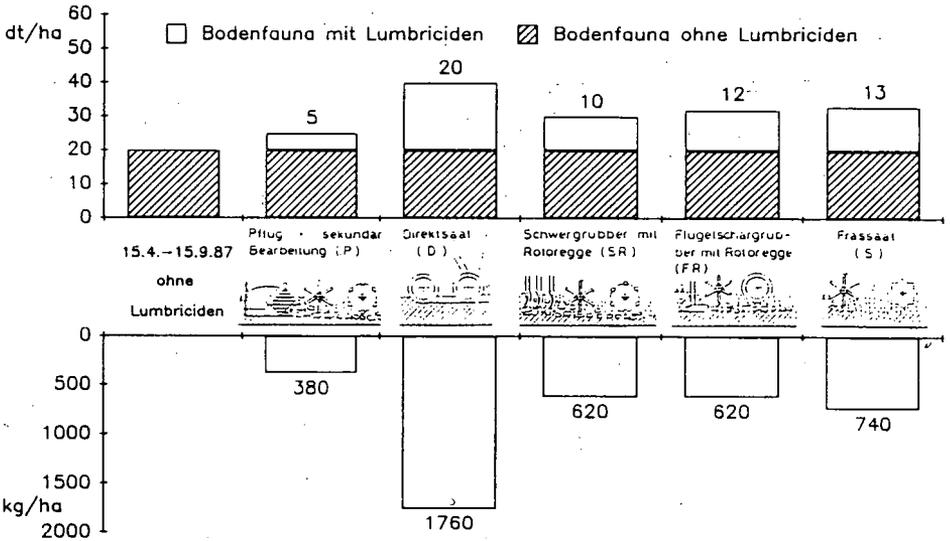


Abb.3: Abgebaute Strohhackselauflage (60 dt/ha) durch die Bodenfauna insbesondere der Lumbriciden. 15.4.-15.9.87

Durch den mikrobiellen Abbau sind über alle Varianten jeweils 20 dt/ha an Strohhacksel abgebaut worden. Auf der Direktsaatvariante sind umgerechnet zusätzlich etwa 20 dt/ha durch Lumbriciden verarbeitet worden, wohingegen es auf der Pflugvariante durch die geringere Besatzdichte nur 5 dt/ha mehr waren. Bei den übrigen Bearbeitungsvarianten ist durch die Regenwürmer 10-13 dt/ha an Strohhacksel abgebaut worden. Aus diesen Ergebnissen läßt sich deutlich erkennen, daß das der Regenwurm maßgeblich am ab- und Umbau der organischen Substanz beteiligt ist. Es zeigt sich außerdem das eine reduzierte Bodenbearbeitung indirekt über die Besatzdichte einen großen Einfluß auf die Regenwurmmaktivität hat.

Zusammenfassung:

Aus der Sicht bodenbiologischer Aspekte läßt sich ableiten, daß reduzierte, nicht wendende Bodenbearbeitung bis hin zur Direktsaat das Bodenleben fördern können, in deren Folge die sogenannte "Lebendverbauung" eine beständige Krümelstruktur bildet und es zu einer biologischen Auflösung von bestehenden Bodenverdichtungen kommen kann. Darüberhinaus kann ein derart bewirtschafteter Boden z.B. schwere Radlast durch seine Strukturstabilität wesentlich besser verkraften.

Wer bodenlebenbewußte Bodenbearbeitung betreibt, kann heute viele technische Hilfen in Anspruch nehmen. Schwieriger als die richtige Gerätewahl ist in der Praxis allerdings dann oft der Blick für den bodengerechten Einsatz und richtigen Zeitpunkt.

Literatur:

- Henke, W.: Die Regenwurmpopulation, Unkrautflora und physikalisch-chemische Eigenschaften auf einen Schieferverwitterungsboden bei verschiedenen Bodenbearbeitungsvarianten. Diplom-Arbeit, Univ. Gießen 1985
- Küster, E.: Bodenbearbeitungsmaßnahmen und Mikroflora des Bodens und ihren Aktivitäten. Tagungsbericht zum Symposium "Beurteilung von Bodenbearbeitungssystemen", April 1983 Institut für Landtechnik, Gießen
- Appel, G.: Einfluß von alternativen und konventionellen Bewirtschaftungsmaßnahmen auf das Leben der Regenwürmer. Diplom Arbeit, Univ. Göttingen 1980
- Bauchhenß, J.: Die Bedeutung der Bodentiere für die Bodenfruchtbarkeit und die Auswirkung landwirtschaftlicher Maßnahmen auf die Bodenfauna. Kali-Briefe 16, 1983, 529-548.
- Graff, O.: Untersuchungen über die Bodenfauna im Ackerboden, Habil.-Schrift Landwirtschaftliche Fak., Gießen 1984
- Graff, O.: Regenwurm-tätigkeit im Ackerboden unter verschiedenem Bedeckungsmaterial, gemessen an der Lösungsabgabe. Pedobiologia 9, 1969, 120-127.

Die Modellierung der Infiltration
bei künstlichem Starkregen

von
Kainz, M. *

Auf Versuchspartzen (4 x 10 m, 5 % Hangneigung, erod. Parabraunerde) mit Zuckerrüben wurden Abflüsse während künstlicher Starkregen (65 mm/h) gemessen. Die Zeitintervalle betragen 0.4 - 2 min. Die Differenz zwischen Regenrate und Abflußrate wird als Infiltrationsrate bezeichnet.

Es wurde versucht, diese Infiltrationsraten mit Hilfe von über 20 Infiltrationsmodellen zu fitten. Nach ihrer mathematischen Form sind 3 Gruppen von Modellen zu unterscheiden: Wurzelfunktionen, Hyperbelgleichungen und logarithmische Gleichungen. Letztere passen sich den gemessenen Raten in den meisten Fällen am besten an und sind so flexibel, daß sie sowohl den Infiltrationsverlauf bei konventioneller Saat als auch bei Mulch-Direktsaat adäquat beschreiben. Diese logarithmische Abnahme der Infiltrationsraten von Regenbeginn bis zu einem Endwert legt nahe, daß es sich um einen "Erschöpfungsvorgang" in und an der obersten Oberfläche handeln muß. Als Prozesse kommen Einregeln von Partikeln, Bildung einer infiltrationshemmenden "Haut" (seal), Schwellung u. ä. in Frage. Erosionsmodelle, die in ihrem hydrologischen Teil andere math. Ansätze verwenden, wie CREAMS und ANSWERS, führen unter den gegebenen Voraussetzungen zu falschen Aussagen.

* Lehrstuhl für Bodenkunde, Technische Universität München, 8050 Freising-Weihenstephan, F.R.G.

Einfluß von Bewässerung auf die Eigenschaften von Böden des Algarve, Portugal

von

Kebede, A. und K. Stahr

Aufgabe dieser Untersuchung ist es festzustellen, wie die Veränderung der Böden durch Bewässerung sich auf die Standortseigenschaften auswirkt. Es wird dabei für den semiariden mediterranen Raum eine Langzeitprognose angestrebt.

Als Untersuchungsobjekt wurden Böden des Algarve im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojektes der TU Berlin ausgewählt. Sie liegen im Zentrum landwirtschaftlicher Produktion Südportugals und zwar etwa 15 km nördlich der Stadt Faro (37°N, 8°O öst. Länge) zwischen 37 und 300 m Ü NN.

Das Großklima typisch mediterran geprägt und damit nach KÖPPEN Csa. mit durchschnittlich 453 mm Niederschlag und 18,9°C in Faro.

Der geologische Untergrund wird von Kalkstein- und Dolomitschichten des unteren und mittleren Jura gebildet. Die Bodengesellschaften des Gebietes werden von chromic Luvisol und calcic Cambisol dominiert. Daneben treten Regosols und Rendzina einerseits sowie Acrisols und Nitosols andererseits auf (STAHR et al, 1984). Durch den Vergleich von zwei bis über 30 Jahre lang bewässerten Profilen mit benachbarten nicht bewässerten Profilen wurde eine Beurteilung zunächst für vier Untersuchungspaare durchgeführt. Diese Profilaare wurden detaillierten physikalischen, chemischen und mikromorphologischen Untersuchungen unterzogen. Für die Parameter, wo sich bewässerungsbedingte Unterschiede andeuteten, wurden die Analysen auf 30 Profilaare ausgedehnt.

Bei Betrachtung der Korngrößenverteilung ist ein höherer Tonanteil in den bewässerten Profilen festzustellen (Abb. 1). Die kontinuierliche Zunahme von Ton - von den oberen zu den unteren Horizonten - läßt Tonverlagerung bereits vermuten. Diese Illuviation ist bereits makroskopisch durch Tonhäutchen (argillans) zu erkennen und wird im Dünnschliff eindeutig bestätigt.

Es ist unwahrscheinlich, diese generelle Tendenz allein primären Inhomogenitäten zuzuschreiben. Durch Bewässerung kann Tonverlagerung verstärkt, Sandausstoßung begünstigen oder Aggregation zerstört werden und damit den Tongehalt scheinbar zunehmen. In den relativ stark verwitterten Profilen ist verstärkte Tonbildung nicht anzunehmen.

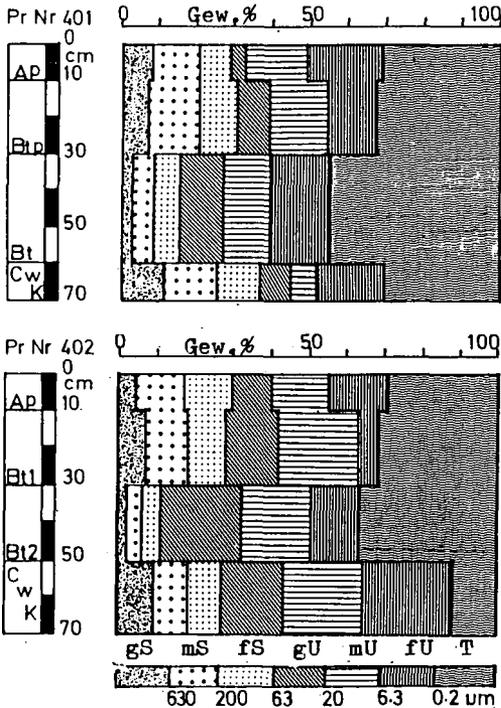
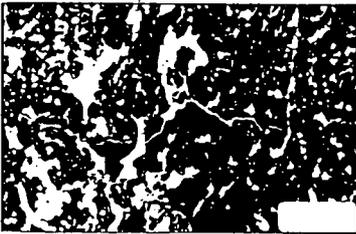


Abb. 1: Tiefenfunktion der Körnungsverteilung bezogen auf Gew. % kalkfreie Feinerde für ein typisches Profilpaar eines bewässerten (oben 401) und unbewässerten chromic Luvisols

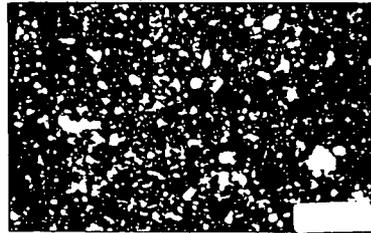
Die Struktur und besonders die Umverteilung der Poren kann durch Lagerungsdichte charakterisiert werden. Die Porenvolumina der A-horizonte bewässelter Profile liegen mit 54 % höher als bei nicht bewässerten Böden, wobei bewässerte Horizonte Größtporen zwischen 9 und 16% haben.

Die Bt-Horizonte der bewässerten Profile haben mit 7 % geringere Anteile an Größtporen. Diese Verschiebung geht deutlich zugunsten der Feinporen, wobei

eine Beziehung zum "scheinbar" erhöhten Tongehalt im Unterboden besteht. Im Oberboden der bewässerten Profile ist das Porenvolumen vergrößert, aber eine erhebliche Kompaktierung des Materials im Unterboden besonders in den Bt-Horizonten ist zu erkennen. Diese Änderung ist auch für Wasserleitfähigkeitsänderungen verantwortlich zu machen. Die Mikromorphologie zeigt an Dünnschliffen die Hohlraumveränderung deutlich (Abb. 2).



(a) profil 101, Ah



(b) profil 102, Ap

Abb. 2 : Aufnahme von vertikalen Dünnschliff aus dem A-Horizont von chromic Luvisols
(a) bewässerte (b) unbewässerte Variante

Der organische Kohlenstoffgehalt zeigt in den bewässerten Flächen einen stärkeren Rückgang mit zunehmender Tiefe. Verstärkter Abbau durch die Bewässerung begünstigt in den Böden keine größere Humusakkumulation. Ein zu erwartender Umwandlungsprozeß bei Bewässerung besteht in der Mobilisierung des Carbonats. Anhand der Verteilung des Calcium Carbonats in den bewässerten Profilen, läßt sich eine Anreicherung der Carbonate (2.19 %) mit zunehmender Tiefe vermuten, aber nicht beweisen (Tab. 1). Mit dem Bewässerungswasser wird gleichzeitig Kalk zugeführt und verlagert.

Tab. 1: Statistisch bewertete Eigenschaften der 30 Profile

<u>(a) Bewässerte Flächen</u>								
	Tiefe (cm)	pH (1:2.5)		Na mval/l	elektr. Leitf. mS/cm		Humus %	CaCO ₃ %
		0.01 m			Ecm	Ece		
		H ₂ O	CaCl ₂					
∅	0-10	7.81	7.27	2.44	0.32	0.24	1.76	18.90
± s		0.33	0.33	1.13	0.20	0.12	1.07	21.16
∅	10-30	7.85	7.33	2.45	0.27	0.21	1.16	20.88
± s		0.42	0.36	1.21	0.13	0.09	0.83	24.55
<u>(b) Unbewässerte Flächen</u>								
∅	0-10	7.81	7.21	0.67	0.11	0.11	2.39	17.98
± s		0.38	0.38	0.38	0.05	0.04	1.27	20.65
∅	10-30	7.84	7.26	0.61	0.09	0.11	2.02	19.12
± s		0.39	0.42	0.29	0.03	0.04	1.37	22.36

Die gemessenen pH-Werte (CaCl₂) liegen in dem Bereich von 7.21 bis 7.33. Sie schwanken damit nur minimal.

Kationbelegung der Böden zeigt eine Abhängigkeit von Bodenart und Wasserhaushalt. Bei stark kalkhaltigen Böden, wie calcic Cambisol (301) wurde eine relative Anreicherung von Magnesium aus dolomitischem Gestein nachgewiesen. Allgemein scheinen die bewässerten Profile geringere Austauschkapazitäten zu haben. Die KAK beträgt bis 20⁰mval/ kg Boden bzw. bis 60⁰mval/ kg Ton. Röntgenanalysen bestätigen hohe Illit- und Kaolinit-Gehalte (Tab. 2).

Tab. 2: Austauschbare Kationen

Profil	Horiz.	Tiefe cm	Ca ⁺²	Mg ⁺²	K ⁺ mval/ kg	Na ⁺ Boden	KAK	P ppm
1o1	Ah	1o	4.4o	7.15	1.25	o.2o	15.oo	o.57
	Bt	25	1o.oo	7.74	o.65	o.21	18.6o	o.3o
	BtwR	4o	1o.85	8.18	o.43	o.34	19.8o	o.26
1o2	Ap	1o	7.51	5.32	o.95	o.14	13.92	o.25
	Bt	23	4.o8	5.58	o.6o	o.14	1o.4o	o.26
	BtR	35	4.93	5.52	o.46	o.15	11.o6	o.37
2o1	Ap	15	11.92	5.31	o.73	o.31	18.27	o.39
	Btw	3o	14.41	2.88	o.48	o.28	18.o5	o.36
	BtR	5o	14.96	2.41	o.43	o.24	18.o4	o.35
2o2	Ah	1o	15.61	2.4o	1.21	o.13	19.35	o.42
	Bt	3o	14.43	2.35	o.69	o.14	17.61	o.37
	BtR	5o	14.94	2.34	o.59	o.18	18.o5	o.42
3o1	Ap	1o	1.62	4.23	o.55	o.49	6.89	o.15
	Bw	25	1.48	3.73	o.37	o.22	5.8o	o.1o
	BwK	5o	o.87	3.o6	o.19	o.23	4.35	o.o8
	CwgK	6o	1.36	2.67	o.12	o.2o	4.35	o.o7
3o2	Ap	15	5.o3	1.o7	o.46	o.o8	6.64	o.11
	BwK	3o	12.o6	1.11	o.44	o.o9	13.7o	o.o7
	CwK	5o	12.69	1.21	o.39	o.o6	14.35	o.o9
4o1	Ap	1o	12.49	2.47	2.19	o.1o	17.25	o.59
	Btp	3o	12.39	2.6o	1.19	o.12	16.3o	o.36
	Bt	6o	1o.91	3.23	o.62	o.24	15.oo	o.34
	CwK	7o	1.17	2.63	o.35	o.18	4.33	o.16
4o2	Ap	1o	17.33	1.39	1.48	o.1o	2o.3o	o.2o
	Bt1	3o	15.99	1.36	1.33	o.1o	18.78	o.2o
	Bt2	5o	17.38	1.83	1.81	o.15	21.17	o.42
	CwK	7o	8.41	1.41	o.96	o.15	1o.93	o.12

Der Anteil austauschbaren Natriums an der KAK ist um 10% erhöht. Diese Veränderung ist signifikant, wirkt sich auf die Aggregation aus. Auf das Pflanzenwachstum hat sie noch keinen Einfluß, sollte aber in kritischen Fällen beobachtet werden. Die Versalzung der bewässerten Flächen ist eng mit der Wasserqualität (0.73-1.44 mS/cm) und der Bewässerungsmethode (Furchen) verknüpft. Durch die regelmäßige Auswaschung mit dem Winterregen ist es noch nicht zur Versalzung der Böden gekommen.

Aus den bisher ausgewerteten Ergebnissen ergibt sich, daß durch die Bewässerung das Porensystem, der Humusgehalt, die Kationenbelegung sowie Salzgehalt verändert worden ist. Der pH-Wert bleibt dagegen im alkalischen stabil. Die Veränderungen führen im allgemeinen zu einer geringfügigen Verschlechterung der Standorteigenschaften und sind von der Dauer der Bewässerung abhängig. Wegen der sehr günstigen klimatischen und bodenhydrologischen Bedingungen wurden bisher kaum irreversible und nutzungsbegrenzende Schäden beobachtet.

Literatur:

- STAHR, K. et al (1984): Bodenvergesellschaftung vom Mediterranraum in die Vollwüste Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Ges. 40
- WOERNER, M.(1987): Die bodenphysikalischen Eigenschaften der wichtigsten Böden d.Algarve und ihre Eignung zur Bewässerung. Diss.Bonn, 1735
- DUDAL, R. (1979): Soil survey investigations for irrigation. FAO Soils Bulletin 42, 15-35.
- YARON, D. (1981): Salinity in irrigation and water resources. Hebrew University of Jerusalem, 1-43.

BODENEROSION IN PARANÁ

von

Kronen, M. *

Der im Ablauf der Agrarkolonisation Paranas seit 1925 expandierende Kaffeeanbau löste die permanente Landnutzung dieses ehemals zu 85% mit Primärwald bedeckten Staates von Brasilien aus. Durch die z.T. unangepasste Nutzung, besonders durch die seit 1970 begonnene Diversifizierung (Soja/Weizen) sowie Intensivierung der paranaensischen Landwirtschaft, entstanden gravierende Bodendegradations- und Erosionsschäden.

Der historische Ablauf der Landnutzungsänderungen und damit die Entwicklung der Bodenerosionsschäden wurde im Staat Paraná exemplarisch an vier je 100.000 ha großen Untersuchungsgebieten analysiert. Diese repräsentieren sowohl die Naturräume als auch die landwirtschaftlichen Intensivräume des Staates. Methoden für das o.g. Monitoring sind die sequentielle Luftbildinterpretation panchromatischer schwarz-weiß Stereobildpaare (1952, 1963, 1970, 1980) im Maßstab 1:25.000 und aktualisierende, flächendeckende ground-truth Erhebungen für das Sommer- und Winterhalbjahr. Zur Erfassung der geogenen und anthropogenen Einflußfaktoren des Bodenerosionsgeschehens wurden chemische und physikalische (besonders Aggregatstabilitätsbestimmung im Tauchsiebverfahren) Bodenanalysen, Befragungen zu Bearbeitungsmethoden und Betriebsgrößenstruktur, Auswertung topographischer Karten herangezogen.

Ergebnisse:

Nach ihrer Aggregatstabilität (YODER, SEKERA) wurden die Hauptbodentypen aller Untersuchungsgebiete in die dargestellte Rangfolge von der höchsten (1) bis zur geringsten (8) Erodibilitätsstufe eingeordnet:

1. Podzólico Vermelho Amarelo abruptico (Ferric Luvisols; Gebiet 4, Umuarama; Sandsteinregion),
2. Podzólico Vermelho Amarelo (Ferric/Humic Acrisols; Gebiete 1, Ponta Grossa und 4, Umuarama; Sediment- u. Sandsteinregion),
3. Solos Litólicos (Lithosols; Gebiete 2, Corbélia und 3, Rolândia; Basaltregion),
4. Solos Hidromórficos u. Solos Aluviais (Gleysols u. Eutric/Dystric Fluvisols; Gebiete 1, Ponta Grossa u. 4, Umuarama; Sediment -u. Sandsteinregion),

5. Brunizem Avermelhado (Luvic Phaeozems; Gebiete 2, Corbélia u.3, Rolândia; Basaltregion),
6. Latossolo Vermelho Escuro (Rhodic/Humic Ferralsols; Gebiete 1, Ponta Grossa u. 4, Umuarama; Sediment -u. Sandsteinregion),
7. Terra Roxa Estruturada (Eutric Nitosols; Gebiete 2, Corbélia u. 3, Rolândia; Basaltregion),
8. Latossolo Roxo (Rhodic Ferralsols; Gebiete 2, Corbélia u. 3, Rolândia; Basaltregion).

Der gemeinsame Einfluß von Schluff- zu Tongehalt, den Verhältnissen von pedogenem- zum Gesamt- Eisen-, Aluminium- und Mangangehalt, Kohlenstoffgehalt und dem Summenwert der austauschbaren Kalzium-, Magnesium- und Kaliumionen auf den gewogenen mittleren Aggregatdurchmesser (GMD) der Proben aus 0-20 cm Entnahmetiefe konnte mittels der multiplen linearen Regression zu ~77%-90% bei Bodentypen der Basaltregion und zu 90%- ~100% bei Bodentypen der Sediment- und Sandsteinregion erklärt werden.

Von der anhand der Aggregatstabilität erstellten Rangfolge stark abweichend, erwies sich die rangmäßige Einstufung der Bodentypen nach ihrem flächenmäßigen Bodenerosionsschädigungsgrad von 1980 (Luftbildinterpretation; höchste Schädigung=1; geringste=8):

1. Terra Roxa Estruturada (Eutric Nitosols),
2. Podzólico Vermelho Amarelo abruptico (Ferric Luvisols),
3. Latossolo Vermelho Escuro (Rhodic/Humic Ferralsols),
4. Latossolo Roxo (Rhodic Ferralsols),
5. Podzólico Vermelho Amarelo (Ferric/Humic Acrisols),
6. Solos Hidromórficos u. Solos Aluviais (Gleysols u. Eutric/Dystric Fluvisols),
7. Brunizem Avermelhado (Luvic Phaeozems),
8. Solos Litólicos (Lithosols).

Als Gründe für diese Abweichungen sind Tendenzen zur Bildung unterschiedlicher Bodenerosionsformen und die verschiedenen Nutzungsarten der einzelnen Bodentypen anzusehen. Die gegenüber dem Anbau annueller Kulturen erosionshemmendere Weidewirtschaft wird überwiegend auf den potentiell erosionsanfälligeren Böden betrieben, so daß die über eine hohe Aggregatstabilität verfügenden Böden (vorwiegend der Basaltregion) durch die intensivere Nutzung stärker geschädigt wurden.

Die Verbreitung der Böden und die Nutzungsart stehen darüberhinaus im engen Zusammenhang mit den Hangneigungsverhältnissen. Dies-

bezüglich ergab sich 1980 (Luftbildinterpretation) folgende Rangordnung von der flächenmäßig höchsten zur flächenmäßig geringsten Bodenerosionsschädigung:

1. Hangneigungsklasse 3 (> 5 - 10%),
 2. Hangneigungsklasse 4 (> 10 - 15%),
- Diese beiden Klassen repräsentieren die kritischen Hangneigungen für den mechanisierten Anbau annueller Kulturen.
3. Hangneigungsklasse 5 (> 15 - 25%),
- Sie stellt die kritische Hangneigung für den Kaffeeanbau und die Weidewirtschaft dar.
4. Hangneigungsklasse 2 (> 2 - 5%),
 5. Hangneigungsklasse 1 (0 - 2%),
- Diese beiden Klassen erweisen sich als relativ unproblematisch für jede Nutzungsart.
6. Hangneigungsklasse 6 (> 25 - 45%),
 7. Hangneigungsklasse 7 (> 45%).
- Diese beiden Klassen weisen die geringsten Schäden auf, da sie der extensiven Weidewirtschaft oder keiner landwirtschaftlichen Nutzung unterliegen.

Die Untersuchung der Landnutzungsänderungen von 1952 bis 1985 in den vier Untersuchungsgebieten mittels Stereobildauswertung und Geländekartierung erbrachte folgende Feststellungen:

Von 1970 bis 1980 vollzog sich in allen Untersuchungsgebieten ein deutlicher Landnutzungswechsel, dabei in den Regionen 1 bis 3 (Ponta Grossa, Corbélia, Rolandia) durch die Expansion annueller Kulturen mit vorwiegend Weizen als Winter- und Soja (Mais) als Sommerfrucht (Gebiete 1 und 2 zu ungunsten der Weidewirtschaft; Gebiet 3 zu ungunsten des Kaffeeanbaues). Im Untersuchungsgebiet 4 (Umuarama) expandierte die Weidewirtschaft zu ungunsten des Kaffeeanbaues.

Die Dominanz der Anbauflächen annueller Kulturen und der Weidewirtschaft mit Tendenzen zum Überbesatz des Viehbestandes, äußerte sich in der Zunahme von Rillen- und Rinnenerosion sowie der Viehtrittschäden von 1970 bis 1980.

Ebenso wurde ein Anstieg der mit Konturdämmen versehenen Anbaufläche von 1970 bis 1980 in den Gebieten 1 bis 3 auf 25% - 50%, jedoch im Gebiet 4 nur auf 8% der Gesamtfläche verzeichnet. Dies schlug sich in einer Reduzierung der Gullyerosion besonders in den Gebieten 1 bis 3 von 1970 bis 1980 nieder.

Als Gründe für den allgemeinen Landnutzungswchsel ab 1970 sind die Konsequenzen der Quotenverteilung im Rahmen des International Coffee Agreements und des Nationalen Entwicklungsplanes zur Diversifizierung der paranaensischen Landwirtschaft anzusehen. Klimatische Faktoren (Frostgefährdung für den Kaffeeanbau) und limitierende Eigenschaften der Bodentypen (Sandböden erweisen sich als ungeeignet für den mechanisierten Anbau annueller Kulturen) stellen die Ursachen für die unterschiedliche Landnutzung zu Beginn der Agrarkolonisation sowie für die Landnutzungsänderungen nach 1970 in den vier Untersuchungsgebieten dar. Diese Ergebnisse bestätigen sich in der rangmäßigen Einstufung der Landnutzungstypen von der flächenmäßig höchsten zur flächenmäßig geringsten Boden-erosionsschädigung von 1980 (Luftbildinterpretation):

1. Annuelle Kulturen,
2. Weidewirtschaft (durch Tendenz zum Überbesatz),
3. Sekundärwälder, Aufforstungen und Verbuschungen (darunter fallen z.T. ehemalige unter landwirtschaftlicher Nutzung gestandene, bereist erodierte Flächen),
4. Kaffeepflanzungen (Abnahme der Schadensflächen seit 1970 durch die Installation von Konturdämmen in den meisten Kulturen).

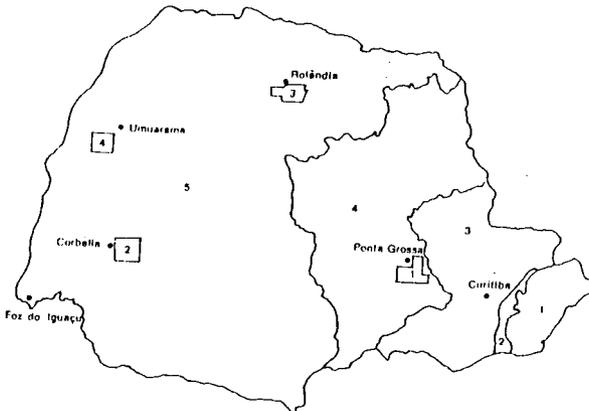
Die Verwendung unangepaßter Bearbeitungsmethoden zeigte sich in der Befragung von 161 Betrieben unterschiedlicher Größe, wobei sich das konventionelle Bearbeitungsverfahren als dominant herausstellte. Insgesamt 38 Betriebe der Gebiete 1 bis 3 betreiben Direktsaat. Als wirtschaftlich erwies sich dieses Verfahren vorwiegend in Mittelbetrieben der fertileren Böden der Basaltregion, dagegen vorwiegend in Großbetrieben der unfruchtbareren Böden auf Sedimentgesteinen. Die Anwendung von Pflanzstock und Pferdepflug ist als Ausnahme zu betrachten (meist in Subsistenzwirtschaft).

Den geogenen Faktoren: Wassereinzugsgebiete, Hangneigung und Erodibilität der Böden entsprechend wurden die vier Gebiete nach fünf möglichen Landnutzungskapazitätsklassen untergliedert:

Landnutzungskapazitätsklasse A mit relativ unproblematischen Anbaumöglichkeiten aller Nutzungsarten über zunehmend restriktive Anbaumaßnahmen und verstärkter Bodenkonservierungsmaßnahmen der Klassen B, C und D bis hin zur Klasse E auf Flächen, die landwirtschaftlich nicht genutzt werden sollten.

Da sich die Verwendung der Luftbildinterpretation als zeit- und kostensparende Methode erwiesen hat, deren Ergebnisse durch die ground-truth Erhebungen auf den aktuellen Stand gebracht werden konnten und unter Hinzunahme der Resultate aus der Aggregatstabilitätsmessung zur qualitativen Erodibilitätsbewertung der Bodentypen sowie den weiteren, erfaßten geogenen und anthropogenen Faktoren, konnten für die vertretenen Landnutzungstypen und unterschiedlichen Betriebsgrößen detaillierte Vorschläge zur Bodenkonservierung bei Beibehaltung der bestehenden Landnutzungssituation gegeben werden.

Lage der vier Untersuchungsgebiete im Staat Paraná



- 1 - Untersuchungsgebiet 1 (Ponta Grossa)
- 2 - Untersuchungsgebiet 2 (Corbélia)
- 3 - Untersuchungsgebiet 3 (Rolândia)
- 4 - Untersuchungsgebiet 4 (Umuarama)

Die Eignung vegetationskundlicher Methoden zur Bewertung von
Grünlandstandorten für Landwirtschaft und Naturschutz

von

KUNZMANN, G., T. HARRACH* und H. VOLLRATH**

A Einleitung

In der gegenwärtigen agrar- und umweltpolitischen Diskussion hat das Grünland einen hohen Stellenwert. Im Blickfeld steht vor allem die Bewirtschaftungsintensität, da diese sowohl die Ertragsleistung als auch das Artengefüge der Grünlandgesellschaften prägt. Daneben spielen aber auch die Standorteigenschaften eine wesentliche Rolle.

Im folgenden wird über Untersuchungen berichtet, deren Zielsetzung die Überprüfung vegetationskundlicher Methoden zur Bewertung von Grünlandstandorten für die landwirtschaftliche Produktion und den Naturschutz war.

B Untersuchungsstandorte

Die Untersuchungen wurden auf Wiesen und Weideflächen in Mittelhessen durchgeführt. Drei Untersuchungsgebiete können unterschieden werden:

- a) Lahntal westlich von Gießen, überwiegend Auenbereich
- b) Lahn-Dill-Bergland im Rhein. Schiefergebirge, Grünlandflächen in Hanglagen und in Bachniederungen der Gemarkung Frankenbach
- c) Wetterau, größtenteils in der Horloffau, darüber hinaus kleinere Flächen auf angrenzenden Basalt des Vorderen Vogelsberges und am Münzenberger Rücken.

C Untersuchungsmethoden

In den o.g. drei Untersuchungsgebieten wurden auf 377 Standorten Vegetationsaufnahmen angefertigt und der ökologische Feuchtegrad nach Zeigerpflanzen sowie unter Berücksichtigung der Feuchtezahlen von ELLENBERG (1979) aller im Bestand

*Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Wiesenstr. 3-5, D-6300 Gießen

** Hessische Lehr- und Forschungsanstalt für Grünlandwirtschaft und Futterbau, Eichhof, D-6430 Bad Hersfeld

vorkommenden Arten bestimmt. Mit dem Programm OEKSYN (SPATZ et al. 1979) erfolgte die Berechnung der Bestands-Feuchte-, -Stickstoff- und -Futterwertzahl (mF, mN, mWZ) sowie der Anteile der Wechselfeuchte- und Überschwemmungszeiger auf Grundlage der Zeigerwerte ELLENBERG's (1979) bzw. der Futterwertzahl nach KLAPP et al. (1953).

Anhand des Aufnahmematerials konnten soziologische und ökologische Artengruppen ausgeschieden werden, welche als Kenn- und Trennarten zur Gliederung der Vegetation herangezogen wurden. Insgesamt wurden 83 Vegetationseinheiten (inkl. Faziesbildungen) unterschieden.

Nach Angaben aus der Literatur über die Durchschnittserträge der Pflanzengesellschaften (KLAPP 1965) und unter Berücksichtigung der Futterqualität (Bestands-Futterwertzahl mWZ) wurde auf die landwirtschaftliche Nutzungseignung geschlossen. Das Vorkommen von gefährdeten Arten (Rote Liste Hessen, KALHEBER et al. 1979) und die Artenzahl waren Maßstab bei der Bewertung der Grünlandflächen für den Naturschutz.

An sämtlichen Aufnahmepunkten wurden Profilbeschreibungen angefertigt und mit Hilfe von Tabellen in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODENKUNDE 1982) die nutzbare Wasserkapazität (nFK), kapillare Aufstiegsrate (KRWe), pflanzenverfügbares Bodenwasser (Wpfl) und die Grundwasserstufe (GWS) der Böden ermittelt.

D Ergebnisse

Während der ökologische Feuchtegrad auch mit geringer Artenkenntnis und ohne großen Zeitaufwand zu bestimmen ist, bietet die Berechnung der mittleren Feuchtezahl mF oder der Anteile der Überschwemmungs- und Wechselfeuchtezeiger den Vorteil, den Wasserhaushalt vieler Standorte numerisch vergleichen zu können. Die Beziehungen zwischen den einzelnen vegetationskundlich ermittelten Parametern für die Wasserversorgung sind sehr eng; die Korrelationskoeffizienten (r) liegen zwischen 0,7 und 0,9.

Werden hydrologische und bodenkundliche Kenngrößen in diese Betrachtungen einbezogen, ergeben sich ebenfalls enge, aber meist nichtlineare Zusammenhänge. Als Beispiel sei hier der Zusammenhang von ökologischem Feuchtegrad und dem Gesamtwasserangebot des Standortes (nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung "pflanzenverfügbares Bodenwasser" = Wpfl) angeführt (Abb. 1). Die lineare Korrelation ist relativ eng ($r = 0,76^{***}$). Die getrennte Betrachtung der wechselfeuchten Standorte ist meist sehr hilfreich zur Erklärung der Streuung.

Wechselfeuchte Standorte wurden nach vegetationskundlichen Kriterien abgetrennt. Kennzeichnend für solche Bestände war das Auftreten mehrerer von ELLENBERG (1979) als Wechselfeuchtezeiger eingestufteten Arten, wobei aber stets berücksichtigt

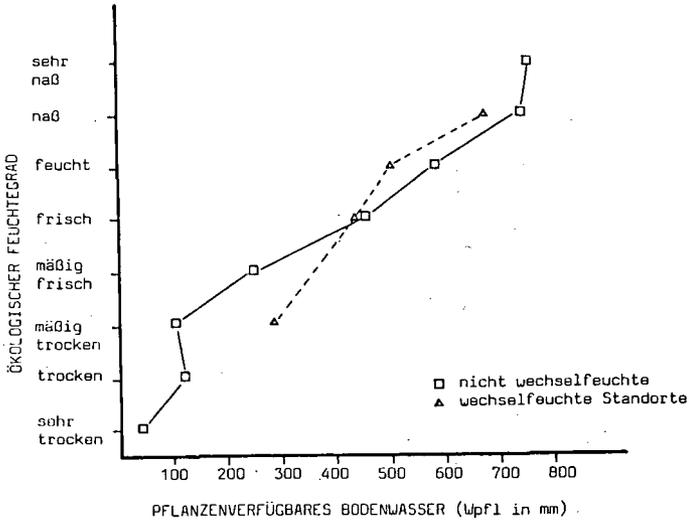


Abb. 1: Mittleres Dargebot an pflanzenverfügbarem Bodenwasser (Wpfl in mm) der Untersuchungsstandorte bei unterschiedlichem Ökologischem Feuchtegrad (n = 377)

wurde, ob nicht Bewirtschaftungsfehler oder Narbenverletzungen das Auftreten dieser Zeigerarten verursachten und somit die "Wechselfeuchte" nur vorgetäuscht wurde. Wechselfeuchte Standorte sind gekennzeichnet durch zeitweilige Vernässung (Luftmangel) und phasenweisen Wassermangel.

Ähnlich dem in Abb. 1 gezeigten Kurvenverlauf ist auch der Graph für die Beziehung Grundwasserstufe (GWS) - Ökologischer Feuchtegrad. Dagegen zeigt die Beziehung zwischen Feuchtestufe und nutzbarer Feldkapazität einen nichtlinearen Verlauf mit Maximalwerten der nFK im frischen Bereich.

Die Vegetation zeigt also die mit bodenkundlichen oder hydrologischen Methoden meßbaren Verhältnisse recht gut an. Ähnliches gilt auch für die Beziehungen mit ertragskundlichen Daten. Hierbei sollte aber stets die Nährstoffversorgung der Standorte berücksichtigt werden.

In Abb. 2 sind die Durchschnittserträge für den jeweiligen Ökologischen Feuchtegrad bei unterschiedlicher Nährstoffversorgung (nach der mittleren Stickstoffzahl mN der Bestände) aufgetragen. Die Ertragshöhe hängt demnach sehr stark vom Nährstoffangebot und dem Wasserhaushalt ab.

Durch Multiplikation des Ertrags (in dt/ha) mit der Bestands-Futterwertzahl (mWZ) erhält man die sog. Ertrags-Futterwert-Einheit EFE (MOTT 1957), nach der alle Bestände bewertet werden können, da mit der EFE die Ertragsleistung und die

Futterqualität berücksichtigt werden (Abb. 3). Demnach sind die für die Landwirtschaft wertvollsten Flächen im frischen Bereich, die minderwertigsten auf trockenen oder sehr nassen Flächen zu finden.

Zur Beurteilung der Schutzwürdigkeit von Grünlandflächen dienten die durchschnittliche Artenzahl und das Vorkommen von gefährdeten Arten (Rote Liste Hessen, KALHEBER et al. 1979) als Maßstab. Mit dem Nährstoffangebot - die mittlere Stickstoffzahl mN als Maßstab angelegt - und ertragskundlichen Parametern (mWZ, dt/ha, EFE) ist die Artenvielfalt negativ korreliert ($r = -0,5$ bis $-0,6^{***}$). Die artenreichsten Pflanzengemeinschaften wachsen auf trockenen und wechselfeuchten, die artenärmsten auf frischen oder nassen bis sehr nassen Flächen.

Dagegen liegt das Hauptvorkommen der gefährdeten Arten eindeutig auf stark vernässten Böden wie Naß- und Anmoorgley oder Niedermoor. Über nähere Einzelheiten in diesem Zusammenhang wurde bereits an anderer Stelle berichtet (KUNZMANN et al., 1985).

E Zusammenfassende Bewertung

Günstige Verhältnisse für die landwirtschaftliche Produktion auf Grünlandstandorten liegen dort vor, wo tiefgründige Böden anstehen, die genügend pflanzenverfügbares Wasser speichern können oder deren kapillare Nachlieferung den Wasserbedarf der Vegetation deckt, ohne mit nachteiligen Vernässungen verbunden zu sein. Günstig sind mittlere Grundwasserstände zwischen 13 und 20 dm. Das ist in der Regel auf mäßig frischen bis feuchten Standorten der Fall. Diesen ökologischen Feuchtegraden entspricht in etwa eine mittlere Feuchtezahl mF von 5,0 bis 6,0. Auf solchen Standorten sind die Erträge sowohl hinsichtlich Menge als auch Qualität optimal. Trockene und nasse bis sehr nasse Flächen ($mF < 5,0$ bzw. $> 6,6$) fallen demgegenüber entweder wegen geringerer Erträge oder verschlechterter Futterqualität deutlich ab.

Für den Biotop- und Artenschutz sind jedoch gerade diese ertragsunsicheren oder ertragsschwachen Standorte besonders interessant, da hier entweder artenreiche Grünlandgesellschaften oder viele gefährdete Arten wachsen. Auf solchen Standorten können auch die gefährdeten Pflanzengesellschaften des Grünlandes (Großseggen-Gesellschaften, Feuchtwiesen-Gesellschaften, trockenen und mageren Glatthaferwiesen, Halbtrocken- und Magerrasen) angetroffen werden.

F Literatur

AG BODENKUNDE der Geologischen Landesämter (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Aufl. Hannover

ELLENBERG, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica IX, 2. Aufl., Göttingen

- KALHEBER, H., D. KORNECK, R. MÜLLER, A. & CH. NIESCHALK, S. SAUER und A. SEIBIG (1979): Rote Liste der in Hessen ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen. 2. Fassung, Stand: 31.12.1979. Hrsg.: Hessisches Landesamt für Umwelt
- KLAPP, E. (1965): Grünlandvegetation und Standort. Berlin und Hamburg
- KLAPP, E., P. BOEKER, F. KÖNIG und A. STAHLIN (1953): Wertzahlen der Grünlandpflanzen. Das Grünland 2, S. 38-40
- KUNZMANN, G., T. HARRACH und H. VOLLRATH (1985): Artenvielfalt und gefährdete Arten von Grünlandgesellschaften in Abhängigkeit vom Feuchtegrad des Standortes. Natur und Landschaft 60, S. 490-494
- MOTT, N. (1957): Die Anwendung von Futterwertzahlen bei der Beurteilung von Grünlandbeständen. Das Grünland 6, S. 53-56
- SPATZ, G., L. PLETL und A. MANGSTL (1979): Programm OEKSYN zur ökologischen und systematischen Auswertung von Pflanzenbestandsaufnahmen. In: ELLENBERG, H., 1979, S. 29-38

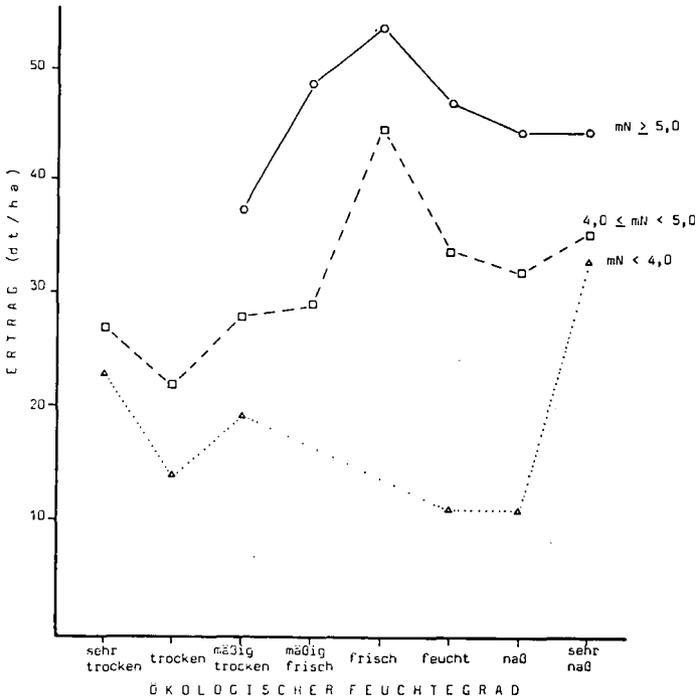


Abb. 2: Durchschnittserträge (dt/ha) der untersuchten Grünlandgesellschaften in Abhängigkeit vom Ökologischen Feuchtegrad und der Nährstoffversorgung (mittlere Stickstoffzahl mN) der Standorte (n = 377)

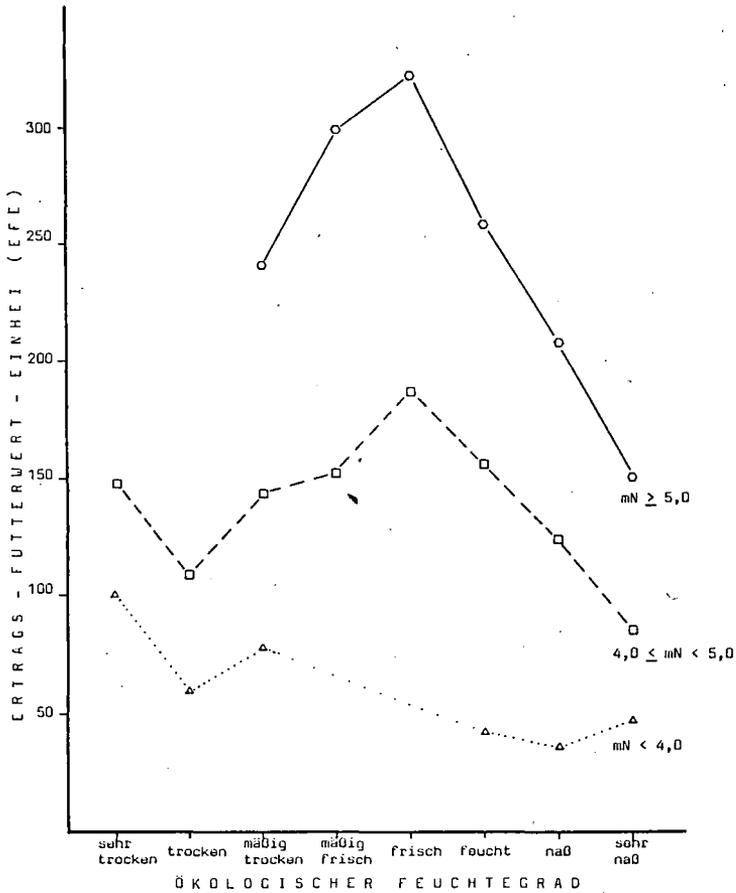


Abb. 3: Mittlere Ertrags-Futterwert- Einheit (EFE) der untersuchten Grünlandgesellschaften in Abhängigkeit vom Ökologischen Feuchtegrad und der Nährstoffversorgung (mittlere Stickstoffzahl mN) der Standorte (n = 377)

K-Faktoren von 32 bayerischen Böden

von
Martin, W. ⁺

Die "Allgemeine Bodenabtragungsgleichung" (ABAG) gewinnt zunehmend an Bedeutung. Da in Bayern Böden landwirtschaftlich genutzt werden, deren Bodenarten nicht durch die Böden, an denen das K-Nomogramm entwickelt wurde, repräsentiert sind (Tab. 1) (WISCHMEIER and MANNERING 1969, WISCHMEIER et al. 1971), schien es notwendig, das K-Faktoren-Nomogramm auf seine Anwendbarkeit hin zu überprüfen.

Material und Methoden:

An Dauerbeobachtungspartellen (8m lang, 1m breit, 9% Hangneigung) mit eingefüllten Ap-Horizonten von 32 Böden wurde der Abtrag unter Starkregensimulation (SWANSON 1965, SCHWERTMANN et al. 1983) gemessen, wobei vor Beregnungsbeginn stets Saatbettbedingungen vorlagen. Während des gesamten Meßzeitraumes von 2 Jahren befanden sich die Partellen unter Schwarzbrache.

Tabelle 1: Vergleich von Bodeneigenschaften

%	USLE-Böden			32 bayerische Böden		
	Min.	\bar{x}	Max.	Min.	\bar{x}	Max.
Sand	5	22	64	2	36	86
Schluff	24	58	81	8	41	79
Ton	7	20	42	5	23	63
Org.Sub.	0.9	2.2	5.5	0.9	2.4	5.5

Berechnet wurde mit einem Trockenlauf, dem 24 Stunden später ein Feuchtlauf und nach weiteren 20 Minuten Unterbrechung ein Naßlauf folgen konnte. Insgesamt erfolgten bei 6 Beregnungsterminen 416 Partellenläufe.

⁺ Institut f. Bodenkunde TUM, Hohenbachernstr, 8050 Freising

Ergebnisse:

K-Faktoren, bestimmt durch Einzelberechnungen, streuen auch unter standardisierten Bedingungen stark. Um daher einen K-Faktor zur langfristigen Erosionsabschätzung anzugeben, müssen mindestens so viele Messungen vorgenommen werden, bis der Mittelwert sicher konstant ist. Da dies hier der Fall ist, scheinen die K-Faktoren, errechnet aus allen Berechnungen, hinreichend gesichert, um mit den K-Faktoren des Nomogramms verglichen zu werden. Die Abweichung der gemessenen K-Faktoren von den aus dem Nomogramm ermittelten läßt sich als Funktion des Schluffgehalts darstellen:

$$\text{Abweichung \%} = ((K_{\text{Nomo.}} - K_{\text{gem.}}) / K_{\text{gem.}}) \cdot 100$$

$$\text{Abweichung \%} = -58 + 0.96 \cdot \text{Schluff \%} \quad r = 0.61 \quad ***$$

$$\text{Standardfehler} \quad 10 \quad 0.23 \quad n = 32$$

Signifikanz *** ***

Irrtumswahrscheinlichkeit $p=5\%$ *; $p=1\%$ **; $p=0.1\%$ ***

Zusammenfassung:

Die aus dem Nomogramm von Wischmeier entnommenen K-Faktoren weichen von den gemessenen K-Faktoren vor allem bei schluffarmen Sand- und Tonböden ab. Für Böden mit etwa 60% Schluff trifft das Nomogramm zu.

Literatur:

SWANSON, N.P. (1965)

Rotating-boom rainfall simulator

TRANSACTIONS of the ASAE 8: 71-72

SCHWERTMANN, U.; AUERSWALD, K. und BERNARD, M. (1983)

Erfahrungen mit Methoden zur Abschätzung des Bodenabtrags durch Wasser

Geomethodica 8: 87-116

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B. and CROSS, B.V. (1971)

A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites

Jour. Soil & Water Cons. 26: 189-193

WISCHMEIER, W.H. and MANNERING, J.V. (1969)

Relation of soil properties to its erodibility

Soil Sci. Soc. Amer. Proc. 33: 131-137

Die bodenphysikalischen Kenndaten des Drängrabens
im Vergleich zum ungestörten Boden

von
Martins, O.*

Im Rahmen einer Untersuchung über die Ursachen von Wurzeleinwachsungen in landwirtschaftlichen Dränanlagen, erfolgte auch ein Vergleich zwischen den physikalischen Eigenschaften des ungestörten Bodens und der Drängrabensfüllung.

Die untersuchten Standorte (Tab.1) befinden sich alle im mittel- und oberhessischen Raum. Die Böden dieser Region sind stark durch den Löß beeinflusst, so daß in der Korngrößenverteilung der Schluff eine dominierende Rolle spielt (bis zu 70.5 Gew.% U in Niederquembach 1). Die Bodenart bewegt sich aufgrund dieser vorherrschenden Fraktion im Bereich IU bis suL. Bei den Bodentypen herrschen die Gleye und Pseudogleye vor. Bei einer Fläche (Wölfersheim) handelt es sich um einen Auftragsboden, der im Rahmen einer Rekultivierungsmaßnahme entstanden ist. Bezüglich der Nutzung wurden sowohl Acker- als auch Grünlandflächen untersucht. Das Alter der Dränanlagen variierte sehr stark. Die älteste Anlage datiert aus dem Jahr 1881, also nahezu aus den Anfängen der Tonrohrdränung. Die jüngeren Anlagen stammen aus den achtziger Jahren. Die Dräntiefe schwankt in Abhängigkeit von der Vorflut zwischen 60 und 140cm.

Bei der Bewertung der physikalischen Eigenschaften war es sinnvoll, zwischen Ober- (max. Entnahmetiefe 40cm) und Unterboden (max. Entnahmetiefe 100cm) zu unterscheiden. Für das Gesamtporenvolumen ergab sich ein signifikanter Anstieg im unteren Bodenbereich der Drängrabensfüllung. Die maximale Zunahme gegenüber dem ungestörten Boden betrug 13.3 Vol.% auf 61.9 Vol.%. Der Oberboden der Drängrabensfüllung weist dagegen teilweise eine starke Verdichtung auf, so daß das Porenvolumen um bis zu 9.6 Vol.% unter dem des natürlichen Bodens liegt. Verursacht wird die Dichtlagerung auf den Ackerstandorten durch die intensive Bodenbearbeitung, die auf diesen schluffreichen Böden in den meisten Fällen zu einer Pflugsohle führt, welche im Drängrabens aufgrund der tiefen Lockerung und Durchmischung des Bodens und der damit verbundenen geringeren Aggregatstabilität des Verfüllmaterials (MOHN 1975), noch stärker ausgeprägt ist. Auf den Grünlandflächen sind diese Verdichtungen ebenfalls vorhanden, aber sie sind wegen der fehlenden Bodenbearbeitung nicht so stark ausgeprägt.

*Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - Landeskultur- der Justus-Liebig Universität, Senckenbergstr. 3, D-6300 Gießen.

Tabelle 1: Kenndaten der untersuchten Standorte und Dränagen

Standort	Nutzung	Bodentyp	Bodenart	Baujahr der Dränung	Dräntiefe
Ilbenstadt	Acker	Pseudovergleyte Braunerde auf Löß	uL	1881	90 cm
Berstadt	Acker	Gley aus Hochflut-sedimenten	uL	1955	80 cm
Großen-Buseck	Acker	Pseudogley aus Löß-lehm über tertiären Sanden mit Basalt-material durchmischt	suL	1933/34	100 cm
Ossenheim	Acker	Pseudogley-Parabraun-erde aus Löß	uL	1920	90 cm
Trais-Münzenberg	Wiese	Gley aus Hochflutlehm	suL	1980	100 cm
Waßmuths-hausen	Weide	Pseudogley z.T. kol-luvial überlagert	slU	1983	100 cm
Reiskirchen 1	Mähweide	Gley aus Tonschiefer z.T. kolluvial über-lagert	uL	1981	60 cm
Nieder-Weisel 1	Acker	Pseudogley-Parabraun-erde aus Lößlehm	uL	1981	100 cm
Nieder-Weisel 2	Acker	Gley aus Hochflutlehm	uL	1979	110 cm
Nieder-quembach	Mähweide	Pseudogley-Braunerde mit eingelagerten Kies- und Grauwacken-splittern	lU	1979	90 cm
Nieder-quembach 2	Acker	Gley aus Hoch-flutlehm	lU	1978	100 cm
Wölfersheim	Acker	Auftragsboden aus Lößlehm mit Ver-gleyungserscheinungen	utL	1970	140 cm

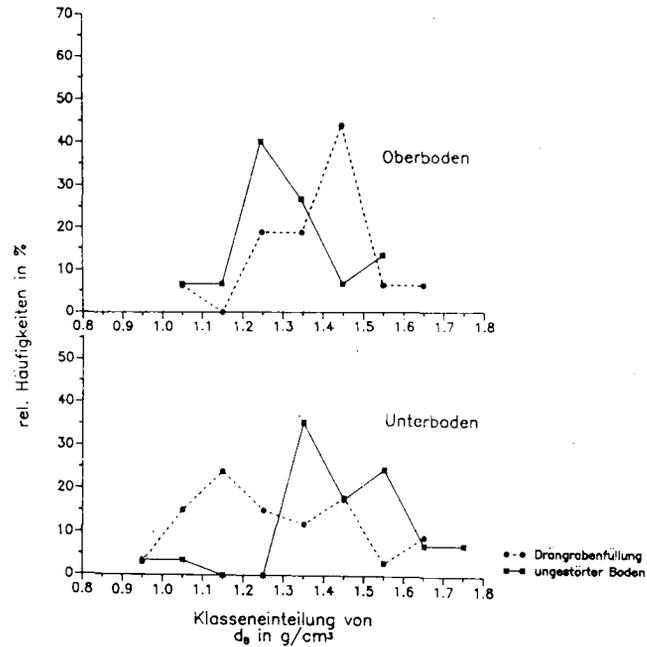
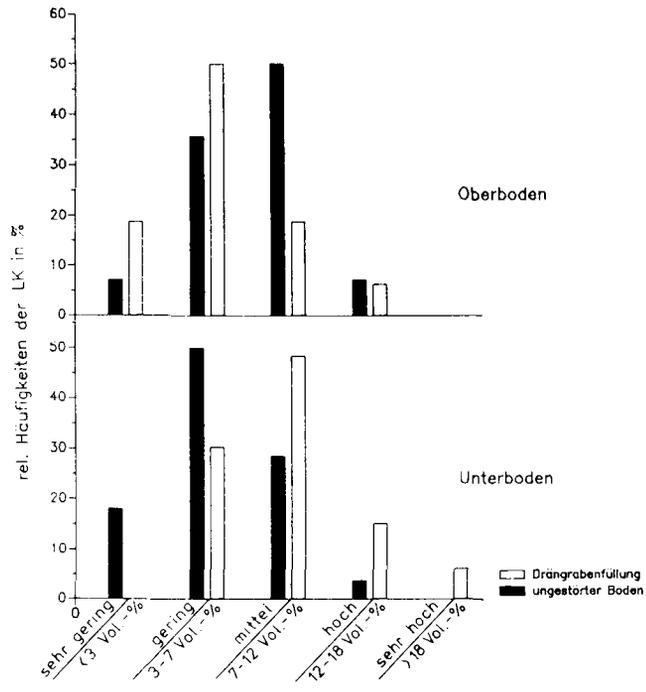


Abb. 1: Relative Häufigkeiten (%) der Luftkapazität (Poren > 50 µm) im Unter- und Oberboden des ungestörten Bodens und der Drängabenfüllung. Klasseneinteilung nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG Bodenkunde 1982)

Abb. 2: Häufigkeitspolygone des Trockenraumgewichtes in der Drängabenfüllung und im ungestörten Boden.

Die Erhöhung des Gesamtporenvolumens läßt sich primär auf eine Steigerung des Grobporenanteiles ($>10\mu\text{m}$) zurückführen. Bei den Grobporen sind es aber lediglich die sehr weiten Grobporen ($>120\mu\text{m}$), die eine signifikante Erhöhung in der Drängrabenfüllung gegenüber dem ungestörten Boden aufweisen. Der Anstieg kann bis zu 10.4 Vol.% auf 21.2 Vol.% betragen. Diese deutliche Erhöhung des Anteiles der sehr weiten Grobporen bedingt eine Verbesserung der Luftkapazität im Unterboden der Drängrabenfüllung gegenüber dem ungestörten Boden (Abb. 1). Im Oberboden des Drängrabens hingegen zeigt sich aufgrund der Verdichtungen in diesem Bereich eine Abnahme der Luftkapazität.

Die lockere Lagerung, vor allem die verbesserte Luftkapazität, des eingefüllten Bodenmaterials kann sehr lange vorhalten, da sie auch bei den sehr alten Dränanlagen (Ilbenstadt, Berstadt, Ossenheim) nachzuweisen ist. Dies bestätigt entsprechende Beobachtungen von SCHLEIFER und FEICHTINGER 1954 sowie WATZIK 1980.

Bei den Änderungen des Fein- und Mittelporenanteiles in der Drängrabenfüllung lassen sich keine eindeutigen Tendenzen feststellen. Die Aufgrabung und Durchmischung des Bodens und die dadurch verursachte Änderung der Korngrößenverteilung wirken sich sehr unterschiedlich auf diese beiden Porenbereiche aus. So erhöhen sich die Mittelporen in einigen Drängrabenfüllungen um bis zu 20 Vol.%, in anderen hingegen lassen sich Reduzierungen bis zu 15 Vol.% feststellen. Bei den Feinporen schwanken die Zu- und Abnahmen zwischen 23 und 11 Vol.%.

Die lockere Lagerung des Unterbodens im Drängraben gegenüber dem natürlich gelagerten Boden äußert sich auch in einer signifikanten Abnahme des Trockenraumgewichtes um bis zu 0.35g/cm^3 . Der Oberboden weist dagegen keinen statistisch gesicherten Unterschied auf, aber die Tendenz einer Erhöhung des TRG in diesem Bereich ist vorhanden und kann bis zu 0.25g/cm^3 betragen (Abb.2).

Mit der signifikanten Zunahme der sehr weiten Grobporen wurde auch eine Erhöhung der Luftdurchlässigkeit in der Drängrabenfüllung vermutet, was sich allerdings nicht bestätigte, wie aus den Häufigkeitspolygonen der Luftdurchlässigkeit (Abb.3) ersichtlich wird. Die Kurvenverläufe im ungestörten Boden und in der Drängrabenfüllung unterscheiden sich nur unwesentlich voneinander. Dies ist wahrscheinlich auf die geringere Kontinuität der Poren im Drängrabenbereich zurückzuführen.

Die veränderten bodenphysikalischen Bedingungen im Drängraben wirken sich auch auf dessen Durchwurzelung aus. Diese wurde über die Trockenmasse der aus den Stechzylinderproben ausgewaschenen Proben erfaßt als auch über das Auszählen der Wurzeln an den Bruchflächen von Bohrkernen (Bohrkernmethode). Bei der Ermittlung der Wurzelrockenmasse ergab sich lediglich auf den Grünlandstandorten eine signifikant bessere Durchwurzelung des Unterbodens der Drängrabenfüllung (Abb.4). Auf den Ackerstandorten war dies nicht feststellbar, bedingt durch die geringen Wurzelmassen ($<10\text{mg}$), die wiederum einen hohen Meßfehler verursachen. Mittels der

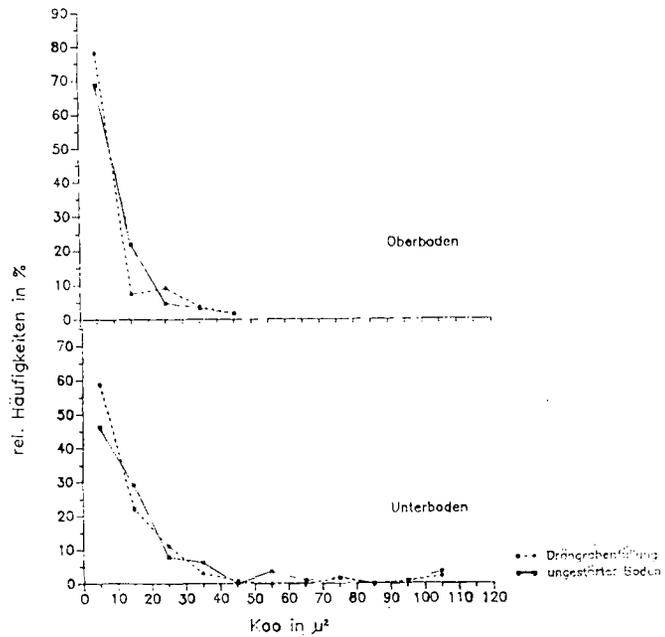


Abb. 3: Häufigkeitspolygone der Luftdurchlässigkeiten (Koo) im ungestörten Boden und in der Drängrabenfüllung. Klasseneinteilung in Zehnerschritten von μ^2 .

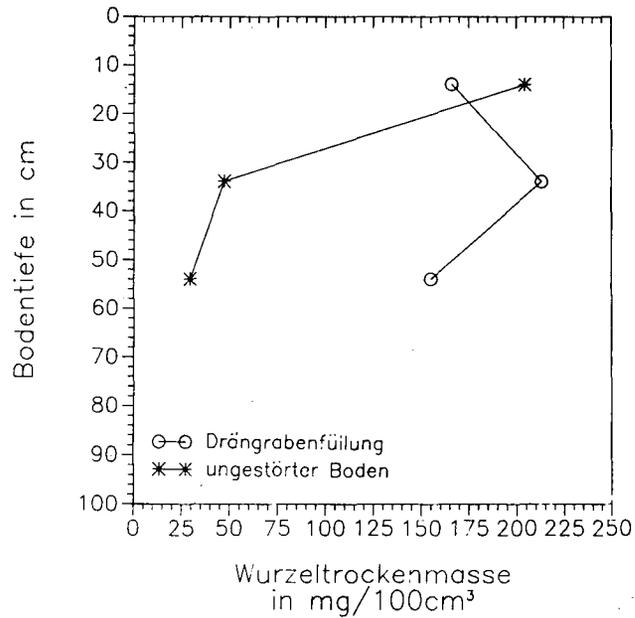


Abb 4: Wurzeltrockenmasse in der Drängrabenfüllung und im ungestörten Boden am Standort Reiskirchen

Bohrkernmethode konnte aber auch auf den Ackerstandorten eine intensivere Durchwurzelung im Drängaben nachgewiesen werden (Abb.5).

Vor allem die Erhöhung der Luftkapazität im Drängaben dürfte sich positiv auf die Wurzelentwicklung ausgewirkt haben. Hieraus erklärt sich auch die häufig anzutreffende Erscheinung, daß der Drängabenverlauf schon anhand des üppigeren Pflanzenbestandes erkennbar ist.

Verdichtungen von Drängabenfüllungen, wie sie von KOWALD (1968) und MANN (1970) beschrieben werden, sind hauptsächlich dort anzutreffen, wo der Drängaben mittels Fräskettenmaschine ausgehoben und dann verfüllt wurde. Die Fräskette bedingt ein Zerschlagen des Bodens in sehr kleine Bodenfragmente, die stark verdichtungsanfällig sind. Auf den hier beschriebenen Standorten hingegen erfolgte das Ausheben und Verfüllen der Drängäben wesentlich strukturschonender mit der Hand, bei den älteren Anlagen, oder mit dem Löffelbagger bei den neueren.

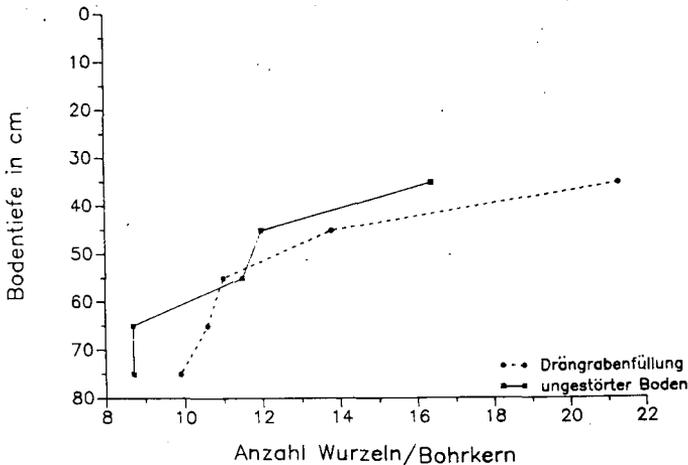


Abb. 5: Durchwurzelung der Drängabenfüllung und des ungestörten Bodens am Standort Ilbenstadt.

Literaturverzeichnis:

KOWALD, R. 1968: Technische, hydraulische und bodenkundliche Probleme der Tonrohrdränung, insbesondere in Marschgebieten. Habilitationsschrift Gießen.

MANN, G. 1970: Untersuchungen über den Einfluß der Eintrittsöffnungen und des Verfüllbodens auf die Dränfunktion. Dissertation Kiel.

SCHLEIFER, H. und F. Feichtinger 1954: Die Dränung tagwasservernäßter Böden. Österreichische Wasserwirtschaft 6, S.237-249.

WATZIK, F. 1980: Die Dränung tagwasservernäßter Böden in Oberösterreich. Österreichische Wasserwirtschaft 32, S.19-25.

Ein einfacher Modellansatz zur Berechnung von Bestandes-
niederschlägen höherwüchsiger Vegetationsformen

von
Meuser, A⁺

1. Einleitung

Für die Bilanzierung des Bodenwasserhaushaltes müssen in der Regel als Eingabegrößen zeitlich entsprechend aufgelöste Bestandesniederschläge bekannt sein. Dies gilt in besonderem Maße für höherwüchsige Vegetationsformen wie Bäume oder Büsche. Läßt sich ein Rechenmodell zur Ermittlung der Bestandesniederschläge aufstellen, so ist man in der Lage, die Wirkungen eines Vegetationswandels bei der Bodenwasserbilanzierung zumindest auf der Eingabe-seite näher zu erfassen.

Der Bestandesniederschlag ist bekanntlich eine Funktion des Vegetationsbestandes (Dichte, Höhe, Alter, Belaubungszustand...) und der Witterung (Niederschlag, Temperatur, Luftfeuchte, Wind...). Es ist somit klar, daß der Interzeptionsvorgang komplexer Natur ist.

Es existiert eine Vielzahl von Modellen, um den Interzeptionsverlust bzw. Bestandesniederschlag rechnerisch zu ermitteln. Die Modellpalette reicht von linearen Regressionsbeziehungen zwischen Freiland- und Bestandesniederschlägen (ZINKE 1967) bis hin zu physikalisch determinierten, kontinuierlich bilanzierenden Gleichungen (RUTTER & MORTON 1977). Letztere haben zwar den Vorteil einer recht genauen Ermittlung der Bestandesniederschläge, dafür benötigen sie allerdings zeitlich hoch aufgelöste Eingangsdaten (u.U. in 5 Min.-Schritten). Die einfacheren Regressionsmodelle liefern dagegen oft nur brauchbare Resultate für längere Zeitintervalle (Monat, Jahr). Das Problem regionaler Übertragung der Modellparameter besteht bei allen Modellen, obwohl auch hier in letzter Zeit erhebliche Fortschritte erzielt wurden (KANDLER 1986).

⁺Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - Landeskultur - der
Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, D-6300 Gießen

2. Modellbeschreibung

Das hier erörterte Bestandesniederschlagsmodell ist in die zweite Modellgruppe einzuordnen. Als Eingangsdaten werden Freilandniederschläge, Lufttemperaturen und relative Luftfeuchte (Freilandbedingungen in 2 Meter Höhe) mit einer Zeitschrittweite $\Delta t = 1$ Stunde benötigt. Im vorliegenden Fall wurden die Temperaturen und die relative Luftfeuchte über ein hier nicht näher beschriebenes Verfahren aus entsprechenden 14⁰⁰ MOZ- und Tagesmittelergebnissen berechnet.

Das Bestandesniederschlagsmodell wird anhand der Abbildung 1 erläutert.

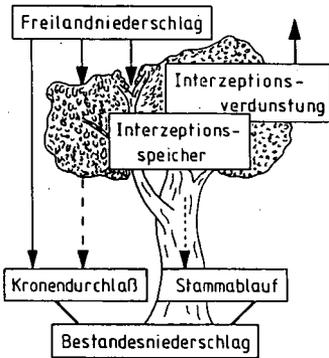


Abbildung 1 : Komponenten des Bestandesniederschlagsmodelles

Niederschlag wird als Kronendurchlaß bezeichnet. Der Bestandesniederschlag ist die Summe aus Kronendurchlaß und Stammabfluß. Im folgenden wird der tatsächlich abfließende Stammablauf vernachlässigt, da er aus meßtechnischen Gründen nicht erfaßt werden konnte. Die Höhe des Stammablaufes kann aus der Literatur und aus gemessenen Bodenfeuchtwerten geschätzt werden.

Für die Kroneninterzeptionsspeicherung wird folgende lineare Differentialgleichung aufgestellt:

$$\frac{dS}{dt} = N \times (1 - P - P_T) - N \times (1 - P - P_T) \times \frac{S(t)}{SMAX} - f_I \times (e_s - e_a)$$

N = Freilandniederschlag [mm]
 P = Kronendurchlaßkoeffizient [-]
 P_T = Stammabflußkoeffizient [-]
 f_I = Proportionalitätsfaktor [mm / mm Hg]

e_s = Sättigungsdampfdruck [mm Hg]
 e_a = aktueller Dampfdruck [mm Hg]
 SMAX = maximale Speicherung [mm]
 S(t) = Speicherung zum Zeitpunkt t [mm]

Die Niederschlagsbilanzierung erfolgt über das Kontinuitätsprinzip. Der Freilandniederschlag wird in drei Teile aufgespalten: Zunächst in den Teil, der direkt auf die Bodenoberfläche trifft. Ein weiterer Teil fällt auf den stammnahen Bereich und kann gegebenenfalls als Stammablauf wirksam werden. Der verbleibende Rest fällt auf das Blattwerk, den eigentlichen Interzeptionsspeicher, der je nach Füllungsgrad entweder alles abtropfen läßt oder alles speichern kann. Die Entleerung des Interzeptionsspeichers erfolgt durch die Verdunstung. Die Summe von frei durchfallendem und abtropfendem

in Worten:

Die Speicherinhaltsänderung in Abhängigkeit von der Zeit ist gleich dem auf den Speicher (= Kronendach) fallenden Niederschlag minus dem abtropfenden Anteil des Niederschlages minus der Verdunstung (sofern der Speicher überhaupt mit Niederschlagswasser angereichert ist). Der abtropfende Niederschlagsanteil wird proportional zur Speicherfüllung angenommen. Die Interzeptionsverdunstung wird bestimmt durch das mit einem Faktor multiplizierte Sättigungsdefizit (Freilandbedingungen).

Der eigentliche Kronendurchlaß N_K berechnet sich aus:

$$N_K = N \times P + N \times (1 - P - P_I) - f_I \times (e_s - e_a) - (S(t) - S(t_0))$$

Durch die Festlegung der Zeitschrittweite $\Delta t = 1$ Stunde kann das Modell sparsam parametrisiert werden. Es entfällt v.a. ein Parameter, der das Drainageverhalten des Interzeptionsspeichers beschreibt. Der pragmatische Versuch, die Kroneninterzeptionsverdunstung über das Sättigungsdefizit der Luft unter Freilandbedingungen zu ermitteln, hat sich bewährt. Der Proportionalitätsfaktor f_I beschreibt die bestandsspezifischen Auswirkungen auf die Verdunstung (Bestandeshöhe, -klima, -Blattflächenindex u.ä.). Dies zeigt deutlich der Vergleich der f_I -Werte für unterschiedliche Vegetationsformen (vgl. Tabelle 1). Anzumerken bleibt, daß das Modell nicht für die Berechnung von Bestandesniederschlägen bei Schneefall geeignet ist.

3. Eichung des Modells und Parametersensitivitätsanalyse

Die Eichung des Modells erfolgt anhand gemessener Kronendurchlässe bei unterschiedlichen Vegetationsformen im hydrologischen Brachlandforschungsgebiet KROFDORF C nordwestlich von Gießen. Das Gebiet selbst repräsentiert die unteren Mittelgebirgslagen um 300 m ü NN. Der größte Teil des 33 ha großen Einzugsgebietes ist durch Sozialbrache geprägt. Etwa ein Viertel des Gebietes ist bewaldet.

Der Kronendurchlaß unter fünf ausgesuchten Beständen wurde mit je 16 bis 20 Dosentotalisatoren gemessen. Die Messungen erfolgten ereignisbezogen; in der Mehrzahl in einem etwa wöchentlichen Turnus. Die Eichung des Modells wird also an "Summenwerten" vorgenommen. Der Untersuchungszeitraum umfaßt mit knapp zwei Jahren (August 1985 bis April 1987) die unterschiedlichsten Systemzustände während belaubter und unbelaubter Vegetationsphasen.

Exemplarisch werden hier die Untersuchungsergebnisse zweier Bestände vorgestellt. Es handelt sich einmal um einen etwa 40-jährigen Fichtenbestand, zum anderen um einen Buschbrachebestand, der aus bis zu 2 Meter hohen

Ginster- und Dornenbüschen besteht. Abbildung 2 zeigt den Vergleich zwischen gemessenen und berechneten Kronendurchlässen für beide Bestände.

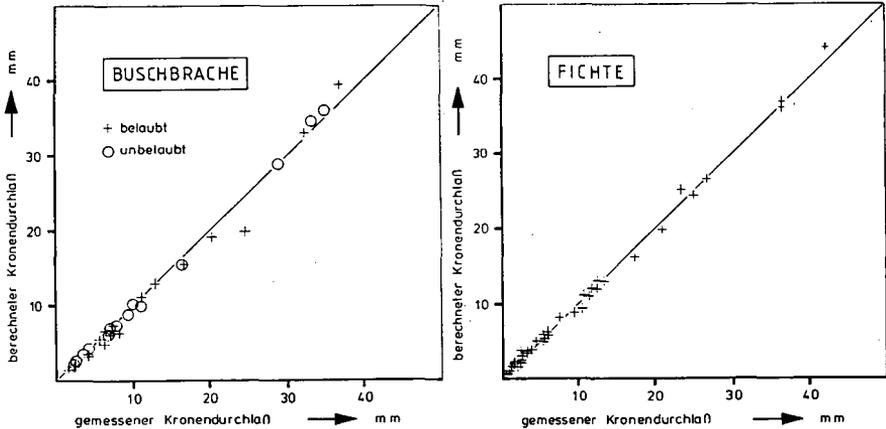


Abbildung 2 : Vergleich gemessener und berechneter Kronendurchlässe für zwei Versuchsbestände

Die Modellparameter wurden zunächst durch Plausibilitätsüberlegungen und anschließend durch mathematische Optimierung bestimmt. Die berechneten Parametersätze sind der Tabelle 1 zu entnehmen.

Bestand	Modellparameter			
	f_I	SMAX	P	P_T
FICHTE	0,24	3,3	0,10	0,07
BUSCHBRACHE				
belaubt	0,03	1,2	0,44	0,24
unbelaubt	0,03	2,5	0,67	0,26

Tabelle 1 : Modellparameter für das Bestandesniederschlagsmodell für zwei Versuchsbestände

Die mittleren Abweichungen liegen für den Fichtenbestand bei 0,6 mm und für den Buschbrachebestand bei 0,9 mm (belaubt) und 0,5 mm (unbelaubt).

Aus Abbildung 3 sind die Ergebnisse einer experimentellen Parametersensitivitätsanalyse zu entnehmen. Es werden die Parameter einzeln um jeweils bis

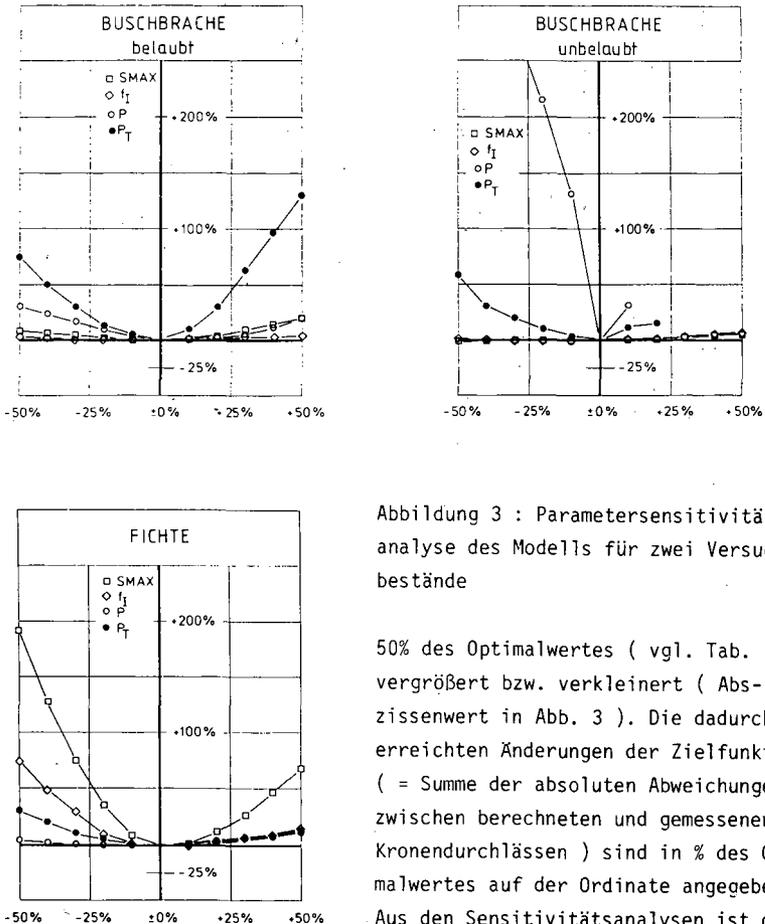


Abbildung 3 : Parametersensitivitätsanalyse des Modells für zwei Versuchsbestände

50% des Optimalwertes (vgl. Tab. 1) vergrößert bzw. verkleinert (Abszissenwert in Abb. 3). Die dadurch erreichten Änderungen der Zielfunktion (= Summe der absoluten Abweichungen zwischen berechneten und gemessenen Kronendurchlässen) sind in % des Optimalwertes auf der Ordinate angegeben.

Aus den Sensitivitätsanalysen ist daher die "Wichtigkeit" der einzelnen Modellparameter zu entnehmen:

Derjenige Parameter, der bei seiner Variation die stärkste Änderung der Zielfunktion bewirkt, ist der wichtigste. Dieser Parameter ist bei der Eichung des Modells daher auch am einfachsten und am sichersten zu bestimmen.

Es spielt also für den Fichtenbestand keine große Rolle, ob der frei durchfallende Niederschlagsanteil 10 % oder 5 % des Freilandniederschlags beträgt. Auch der Anteil des Niederschlags, der auf den stammnahen Bereich fällt,

kann durchaus statt mit 7 % auch mit 5 % angenommen werden. Besonders wichtig dagegen ist die maximale Speicherkapazität S_{MAX} und der Proportionalitätsfaktor f_I . Auf der anderen Seite dürften sich die maximalen Speicherkapazitäten für die Buschbrachevegetation im belaubten und unbelaubten Zustand kaum signifikant voneinander unterscheiden. Dagegen ist der Unterschied beim frei durchfallenden Niederschlagsanteil im belaubten (44 %) und unbelaubten Zustand (67 %) ziemlich sicher ermittelt. Auch der Anteil des Niederschlages, der auf die stengelnahe Bereiche (P_T) fällt, liegt sicherlich bei 25 % . Wieviel davon jedoch tatsächlich als Stengelablauf auf die Bodenoberfläche gelangt, kann nur über Bodenfeuchtemessungen ermittelt werden. Die Größenordnung kann zwischen 5 % (ERNSTBERGER 1987) und 15 % (ROWE 1948, zitiert in ZINKE 1967) angesetzt werden.

Das Problem des Stengelablaufes bei Buschbrachevegetation bedarf sicher weiterer Untersuchungen. Die Problematik wird offenkundig, wenn man bedenkt, daß beispielsweise viele ehemalige Mülldeponien mit einer der Buschbrache vergleichbaren Vegetation bewachsen sind und somit die Abschätzung von Sickerwassermengen aus dem durchwurzelten Bodenraum äußerst problematisch wird.

4. Literaturverzeichnis

- ERNSTBERGER, H. (1987) : Einfluß der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz: Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration von unterschiedlich genutzten Standorten zur Ermittlung der Wasserbilanz von Einzugsgebieten in unteren Mittelgebirgslagen Hessens. Verlag Beiträge zur Hydrologie, Kirchzarten.
- KANDLER, G. (1986) : Die Ermittlung von Bestandesparametern als Eingangsgrößen für Interzeptionsmodelle mit Hilfe aerophotogrammetrischer Verfahren. Mitt. d. Forstl. Versuchs- und Forschungsanstalt Bagen-Württemberg, Freiburg, H. 127 .
- RUTTER, A.J. & MORTON, A.J. (1977) : A predictive model of rainfall interception in forests. III. Sensitivity of the model to stand parameters and meteorological variables. in: J. Appl. Ecol. , 14 , S. 567 - 588 .
- ZINKE, P.J. (1967) : Forest interception studies in the United States. in : SOPPER, W.E. & LULL, H.W. (Hg) : Forest Hydrology. Pergamon Press, Oxford, S. 137 - 161 .

Zur Erosivität der Niederschläge in Hessen

von

Mollenhauer, K., C.-L. Rathjen, Th. Christiansen und Chr. Erpenbeck *)

1. Einleitung

Zur Beschreibung der Erosivität in Hessen wurden umfangreiche Niederschlagsauswertungen durchgeführt. Ziel dieser Auswertungen war es, für eine Reihe von Standorten den rainfall- and runoff-factor (R-Faktor) der Universellen Bodenabtragungsgleichung (USLE) exakt zu ermitteln, die Charakteristik der Niederschlagserosivität und ihre Variabilität im Untersuchungsgebiet darzustellen und eine Karte der Isoerodenten (= Linien gleicher Niederschlagserosivität) für Hessen zu entwickeln. Auch sollten mögliche Verfahren für die Schätzung der Erosivität geprüft werden.

2. Stationen, Auswertungszeiten, ermittelte R-Faktoren

Die Stationen der Auswertung ergeben sich aus Tafel 1. Es handelte sich um 12 Stationen in Hessen und um eine (EB) in Nordrhein-Westfalen nahe der hessischen Grenze. Die auffällige Häufung der zur Auswertung herangezogenen Stationen im mittelhessischen Raum um Marburg und Gießen (RH, MB, AH, GI und FH) ergab sich aus dem Umstand, daß auch solche Standorte in die Untersuchung einbezogen wurden, auf denen zwischen 1951 und 1969 Erosionsstationen der Gießener Bodenkunde betrieben worden waren (KURON, JUNG und SCHREIBER, 1956; JUNG und BRECHTEL, 1980). Aus Tafel 1 ergibt sich auch der Auswertungszeitraum, der nicht für alle Stationen deckungsgleich ist.

Bei den ausgewählten Standorten handelt es sich im wesentlichen um zwei Gruppen: Die größere Gruppe von Standorten liegt in mittleren bis niedrigeren Höhenlagen und weist geringere vieljährige Jahres- und Sommerhalbjahres-Niederschlagssummen (Mai-Okt.) bzw. eine geringere Häufigkeit von Tagesniederschlagssummen ≥ 10 mm auf (RH, MB, AH, NH, GI, FH, HF, KA und GH);

*) Institut für Mikrobiologie und Landeskultur (Landeskultur) der Justus-Liebig-Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, D-6300 Gießen

die kleinere Gruppe (EB, HH, BF und DH) liegt in mittleren bis höheren Höhenlagen (≥ 420 m über NN) und weist höhere vieljährige Jahres- (≥ 700 bis 1189 mm) und Sommerhalbjahres-Niederschlagssummen (≥ 400 bis 592 mm, Mai-Okt.) bzw. eine größere Häufigkeit von Tagesniederschlagssummen ≥ 10 mm (mehr als ca. 18 Fälle pro Jahr im vieljährigen Mittel) auf (Quellen zu den Niederschlagsangaben: SCHIRMER und VENT-SCHMIDT, 1979 ; DEUTSCHER WETTERDIENST, 1981 und 1985). Für die Zeiträume der Erosivitätsauswertung gibt es allerdings Abweichungen von dieser Gruppierung hinsichtlich MB; HF und KA, die zu dieser Zeit ebenfalls mittlere Jahresniederschlagssummen von ≥ 700 mm (bis 761 mm) und mittlere Sommerhalbjahresniederschlagssummen von ≥ 400 mm (bis 457 mm) aufweisen.

Tafel 1: R-Faktoren: vieljährige mittlere Jahressummen (Jan.-Dez.) bzw. Sommerhalbjahressummen (Mai-Okt.) der Einzelniederschlagserositäten R_e in $\text{kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$; Auswertungszeiträume der einzelnen Stationen; mittlere Anzahl (n) der ausgewerteten Ereignisse pro Sommerhalbjahr (Mai-Okt.).

Stationen	Auswertungszeiträume	R - Faktoren			n pro So.- Halbjahr mit Extremen
		(Jan.-Dez.)		(Mai-Okt.)	
		ohne Extreme	ohne Extreme	mit Extremen	
EB Erndtebrück/Rothaargeb.	1954-70	72,1	67,2	72,5	21,1
RH Rauschholzhausen	1960-69	35,5	32,3	32,3	9,8
MB Marburg/Lahn	1955-68	50,3	46,4	46,4	11,3
AH Albacher Hof b.Lich	1954-66	38,0	34,7	34,7	9,8
NH Bad Nauheim	1951-70	44,5	39,5	42,7	9,4
GI Gießen	1950-71	51,9	47,4	49,8	9,9
FH Fronhausen/Lahn	1950-74	51,9	47,9	47,9	10,1
HF Bad Hersfeld	1954-74	48,9	44,4	49,0	10,5
HH Herchenhain/Vogelsberg	1950-74	82,3	76,9	82,7	19,9
KA Kassel	1951-74	44,8	41,1	43,5	10,3
BF Beerfelden/Odenwald	1952-74	66,1	61,5	61,5	16,4
DH Dietershausen/Rhön	1950-74	55,7	51,5	56,1	12,6
GH Geisenheim/Rheingau	1951-74	38,3	34,9	41,4	8,3

Auf Tafel 1 werden sowohl R-Faktoren für das Sommerhalbjahr (Mai-Okt.) als auch ganzjährige R-Faktoren angegeben; außerdem werden für die Sommerhalbjahre R-Faktoren mit und ohne Extremwerte aufgeführt. Bei den Extremwerten handelt es sich um hochoerosive Einzelereignisse mit einer mehr als 30-jährigen Wiederkehr (geschätzt entsprechend ROGLER und SCHWERTMANN, 1981). Extremwerte traten bei EB, NH, GI, HF, HH, KA und DH jeweils einmal, bei GH zweimal auf; sie bewegten sich zwischen $R_e = 52,2$ und $R_e = 122,1 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$.

Die große Masse der R_e - Einzelwerte ist vergleichsweise niedrig. Je nach Standort liegen zwischen 75 und 89 % der Fälle unterhalb $R_e = 5 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$. Je nach Standort 5 bis 16 % der Fälle liegen zwischen $R_e \geq 5$ und $R_e < 10 \text{ kJ}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{mm}\cdot\text{h}^{-1}$. In den folgenden, höheren R_e - Wert-Klassen gehen dann die Häufigkeiten rasch zurück.

3. Erosivität in der Winterperiode

Hinzuweisen ist auf die geringen Unterschiede zwischen den R-Faktoren für das Sommerhalbjahr (Mai-Okt.) und den ganzjährigen R-Faktoren (Tafel 1). Die Ursache dafür liegt in der Art und Weise der Auswertung der WISCHMEIERSchen Erosivität begründet, die in erster Linie die Starkregen erfaßt (die im Winterhalbjahr seltener sind), nicht aber die für das Winterhalbjahr typischen und als erosionsauslösend bekannten schwachen Regen auf hoch mit Wasser gesättigten oder gefrorenen Boden bzw. die Schneeschmelzvorgänge. WISCHMEIER und SMITH (1978) schlagen daher für die Winterperiode eine ergänzende Schätzung vor (vgl. auch SCHWERTMANN und Mitarb., 1981). Würde diese vorgenommen, so wäre z.B. dem R-Faktor von HH ($R = 82,3$) ein Zahlenwert von 46,0 hinzuzufügen. In die hier referierten Erosivitäts-Untersuchungen und in die für das Untersuchungsgebiet erstellten Isoerodenten-Karten wurden solche Ergänzungen, die SCHWERTMANN und Mitarb. (1981) im Falle regelmäßiger Beobachtung von Bodenabträgen durch Schneeschmelze oder durch schwache Winterregen auf gefrorenen bzw. wassergesättigten Boden empfehlen, jedoch nicht einbezogen. Es scheint aber dringend erforderlich, das Problem der winterlichen Erosivität näher zu untersuchen, zumal im Untersuchungsgebiet im vieljährigen Mittel (meist 1931-1960) im Schnitt der ausgewerteten Stationen 44% der Jahresniederschlagssumme im Winterhalbjahr (Nov.-April) fielen.

Die in den ganzjährigen R-Faktoren (Jan.-Dez.) der Tafel 1 enthaltenen winterlichen Anteile (Nov.-April) wurden hier im Prinzip nach dem (auch für sommerliche Regen) üblichen Verfahren errechnet. Diese R_e - Werte konnten aber nur zum geringeren Teil exakt ermittelt werden, da in der Winterperiode die Niederschlagsschreiber-Aufzeichnungen oft sehr lückig waren oder ganz fehlten. Es mußten daher in erheblichem Umfang spezielle Schätzungen vorgenommen werden.

4. Variabilität von R-Faktoren

Zur Klärung der Ursache für die Unterschiede zwischen den R-Faktoren - hier: den mittleren Sommerhalbjahressummen (Mai-Okt.) der Einzelniederschlagserosivitäten R_e - wurde eine statistische Analyse des Datenmaterials vorgenommen. Einbezogen wurden in diese Analyse nur die Daten derjenigen Stationen, die dann auch als Grundlage für die Erstellung der Isoerodenten-Karte von Hessen verwendet wurden, nämlich die Daten von GH, NH, GI, KA, HF, DH, EB, BF und HH. Die Einzelwerte aller Parameter wurden für diese Tests wegen ihrer positiv-schiefen Verteilungsformen in den natürlichen Logarithmus transformiert.

Sowohl bei den der R_e -Wert-Berechnung zugrundeliegenden E_e -Werten (E_e = kinetische Energie eines einzelnen Regenerignisses) und I_{30} -Werten (I_{30} = maximale 30-minütige Intensität eines Einzelereignisses) als auch bei den N_e -Werten (N_e = Niederschlagssummen eines Einzelereignisses) ergab ein multipler Mittelwertvergleich gewisse signifikante Unterschiede (bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5%) zwischen den Mittelwerten einzelner (nicht aller) Stationen: Im Falle der E_e -Mittelwerte unterscheidet sich die niederschlagsreiche Station HH (höchster E_e -Mittelwert) signifikant von den niederschlagsärmeren Stationen NH, GH, GI, HF und KA (niedrigere E_e -Mittelwerte). Der I_{30} -Mittelwert der niederschlagsreichen Station EB (niedrigster Mittelwert) unterscheidet sich ebenfalls signifikant von denen der Stationen KA, NH, GI und GH (höhere Mittelwerte), zudem der der niederschlagsreicheren Station BF (niedriger Mittelwert) von dem der Station GH. Hinsichtlich der mittleren N_e -Werte unterscheidet sich eine Gruppe von niederschlagsreicheren Stationen (mit höheren N_e -Mittelwerten), nämlich HH, BF und EB, signifikant von den niederschlagsärmeren Stationen GH, NH, GI und teilweise auch KA bzw. HF (niedrige N_e -Mittelwerte).

Bei den R_e -Mittelwerten ($R_e = E_e \cdot I_{30}$) ergaben sich bei einer Varianzanalyse jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Stationen. Dies ist auch insofern naheliegend, als sich die E_e - und I_{30} -Mittelwerte hinsichtlich ihrer Höhe zumindest im Trend gegenläufig verhalten; die Gruppe der Stationen mit höheren E_e -Mittelwerten haben die niedrigeren I_{30} -Mittelwerte und umgekehrt. Es muß also davon ausgegangen werden, daß die R_e -Einzelwerte aus einer Grundgesamtheit stammen.

Die Varianz der R-Faktoren, hier der vieljährigen mittleren Summe (für die Sommerhalbjahre) der Einzelniederschlagserosivitäten R_e , kann demnach nur noch von der Anzahl der Ereignisse pro Standort bestimmt worden sein. Eben dies zeigen die Angaben zum mittleren Stichprobenumfang (n) der R_e -Werte pro Sommerhalbjahr (Tafel 1). Angesichts dieser Abhängigkeit der R-Faktoren von der Anzahl der als erosiv ausgewählten Ereignisse muß dann aber auch

die Frage aufgeworfen werden, ob nicht gerade diese Auswahl (Bedingungen: $N_e \geq 10$ mm bzw. $I_{30} \geq 10 \text{ mm} \cdot \text{h}^{-1}$, wenn $N_e < 10$ mm; nach ROGLER und SCHWERTMANN, 1981, in Anlehnung an WISCHMEIER und SMITH, 1978) die Varianz der R-Faktoren in gewisser Weise mitbeeinflußt. Andererseits erlaubt der enge Zusammenhang zwischen dem R-Faktor und der Anzahl der für seine Ermittlungen ausgewählten Ereignisse im Prinzip auch Versuche, den R-Faktor auch mit Hilfe der Anzahl bzw. der Häufigkeit von Niederschlägen bestimmter Höhen oder Intensitäten zu schätzen.

5. Isoerodentenkarte von Hessen

Die R-Faktoren der Tafel 1 stellen die Grundlage dar für eine landesweite Kartierung der Erosivität in Hessen. Da aber für die Interpolation von Linien gleicher Erosivität (Isoerodenten) ein ungleich dichteres Netz von Stationen erforderlich ist, mußte nach mit den R-Faktoren eng korrelierenden Hilfwerten gesucht werden. ROGLER und SCHWERTMANN (1981) haben für Bayern eine enge Beziehung zwischen R-Faktoren und mittleren Sommerhalbjahrsniederschlagssummen (Mai-Okt.) festgestellt und daher eine Isoerodentenkarte unter Verwendung der Isohyeten der mittleren Sommerhalbjahresniederschläge erstellt. Auch für die hessischen Stationen erwies sich diese Beziehung als eng, so daß für Hessen ebenfalls eine Isoerodentenkarte unter Verwendung der Sommerhalbjahrs-Isohyeten (aus SCHIRMER, 1978) erarbeitet werden konnte. Die Karte schließt sich an die o.g. bayerische Karte gut an.

Eine weitere Möglichkeit für eine Karte ergab sich auf der Basis des modifizierten Fournier-Indexes F_m (ARNOLDUS, 1980):

$$F_m = f \left(\sum_{i=1}^{12} p_i^2 \cdot P^{-1} \right)$$

Dabei ist p_i die vieljährige mittlere Niederschlagssumme jedes einzelnen Monats, P der vieljährige mittlere Jahresniederschlag. Die gefundene Beziehung zwischen den ganzjährigen R-Faktoren der Tafel 1 (ohne RH, MB, AH und FH, um eine Überrepräsentation des mittelhessischen Raumes zu vermeiden) und den vieljährigen Fournier-Indices (Niederschlagsdaten dazu aus: SCHIRMER und VENT-SCHMIDT, 1979) erwiesen sich ebenfalls als ausreichend eng. Zur Erstellung der Isolinien der Karte wurden nun für ein äußerst dichtes Netz von Stationen die Fournier-Indices errechnet und daraus - über die ermittelte Regressionsgleichung für die Beziehung zwischen R und F_m - die R-Faktoren geschätzt. Diese mit Hilfe von Fournier-Indices erstellte Karte ergibt ein Bild, das mit dem der mit Hilfe von mittleren Sommerhalbjahresniederschlägen erarbeiteten Karte im Prinzip vergleichbar ist. Hinsichtlich der Karten selbst sei aus Platzgründen auf MOLLENHAUER et al. (1987 bzw. 1988) verwiesen. Schließlich ergaben sich auch zwischen R-Faktoren der Tafel 1 und R-Faktoren, die auf der Basis des sog. Dreifaktorenprodukts nach WISCHMEIER (1962) bzw.

der 6-Stunden-Niederschlagssumme mit 2-jähriger Wiederkehr (nach ATESHIAN, 1974) geschätzt wurden (beides unter Verwendung von Daten zu Dauer und Überschreitungshäufigkeit hoher Niederschläge aus: DEUTSCHER WETTERDIENST, 1979 und 1985), enge Beziehungen. Deren Verwendbarkeit für Isoerodentkarten wird nachgegangen.

6. Literatur

- ARNOLDUS, H.M.J.: An approximation of the rainfall-factor in the Universal Soil Loss Equation. In: Assessment of Erosion (ed. by M. de Boedt, D. Gabriels), S. 127-132. Chichester u.a.: John Wiley & Sons (1980).
- ATESHIAN, J.K.H.: Estimation of rainfall erosion index. J. of the Irrigation and Drainage Division, Proc. of the Amer. Soc. of Civil Engin. 100 (1974), S. 293-307.
- DEUTSCHER WETTERDIENST, Bearb.: H.H JOHANNSEN und H. KUMM: Dauer und Überschreitungshäufigkeit hoher Niederschläge für 10 Stationen im nördlichen Hessen. Unveröffentlichtes Gutachten (im Auftrage der Hessischen Landesanstalt für Umwelt); Offenbach a.M. (1979).
- DEUTSCHER WETTERDIENST: Das Klima von Hessen - Standortkarte im Rahmen der agrarstrukturellen Vorplanung; Teil I, 1981 (Bearb.: M. KALB, V. VENT-SCHMIDT); Teil II, 1985 (Bearb.: M. KALB, H. BARTELS, G. AUGTER); Wiesbaden.
- JUNG, L.; BRECHTEL, R.: Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland. - Schr. R. d. Dt. Verb. f. Wasserwirtschaft und Kulturbau H. 48 (1980).
- KURON, H.; JUNG, L.; SCHREIBER, H.: Messungen von oberflächlichem Abfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden Deutschlands. Schr.-R. d. Kuratoriums f. Kulturbauwesen H. 5 (1956).
- MOLLENHAUER, K., C.-L. RATHJEN, Th. CHRISTIANSEN (Projektleiter: B.WOHLRAB): Zur Erosivität der Niederschläge im Gebiet der deutschen Mittelgebirge, besonders im hessischen Raum. Abschlußbericht zu einem DFG-Forschungsprojekt, Gießen 1987, unveröffentlicht. Veröffentlichung in erweiterter Form und mit CH. ERPENBECK als weiterem Autor in der Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., 1988, in Vorbereitung.
- ROGLER, H., SCHWERTMANN, U.: Erosivität der Niederschläge und Isoerodentkarte Bayerns. Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 22 (1981), S. 99-112.
- SCHIRMER, H.: Karte: Mittlere Niederschlagshöhe (mm) Mai-Oktober (1931-1960). In: Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland; Hrsg.: Deutsche Forschungsgemeinschaft Bonn - Bad Godesberg; Boppard (1978).
- SCHIRMER, H., VENT-SCHMIDT, V.: Das Klima der Bundesrepublik Deutschland, Lieferung 1: mittlere Niederschlagshöhen für Monate und Jahr, Zeitraum: 1931-1960. Hrsg.: Deutscher Wetterdienst, Offenbach a.M. (1979).
- SCHWERTMANN, U., und Mitarb.: Die Vorausschätzungen des Bodenabtrags durch Wasser in Bayern. Hrsg.: Bayer. Staatsmin. f. Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, München (1981).
- WISCHMEIER, W.H.: Rainfall erosion potential. Agric. Engineering 42 (1962) No. 4, p. 212-225.
- WISCHMEIER, W.H., SMITH, D.D.: Predicting rainfall erosion losses - a guide to conservation planning. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook No. 537. (1978), Washington.

Zur Bedeutung des Zwischenabflusses aus landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten beim Stoffeintrag in Gewässer unter besonderer Berücksichtigung des Nitrats

von
Peter, M.*

Im Rahmen eines Forschungsprojektes zum Stoffeintrag in Trinkwasserreservoirre durch Oberflächen- und Zwischenabfluß - Einflüsse der Bodennutzung - wurden in den hydrol. Jahren 1984 und 1985 umfangreiche Gewässergütebestimmungen in drei kleinen Fließgewässereinzugsgebieten im Bergischen Land durchgeführt. Diese Gebiete weisen vergleichbare geologische Strukturen und weitgehend ähnliche Böden auf, unterscheiden sich aber hinsichtlich ihrer land- und forstwirtschaftlichen Bodennutzung. Im Vergleich zu einem Bach mit naturnahem Waldeinzugsgebiet wurden zwei Fließgewässer mit unterschiedlich intensiv landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten untersucht. Nur diese beiden werden kurz vorgestellt (Tab. 1).

Tab. 1: Charakteristik der Untersuchungsgebiete

	Eschbachsiefen	Lindscheider Bach
Größe (ha)	33	52
Höchster/tiefster Punkt des EZG (m ü. NN)	249 / 182	290 / 224
Böden	Parabraunerden, meist erodiert; Naßogley in den Auen	Parabraunerden; Braunerden Pseudogley
Dränung	--	Bedarfsdränung
<u>Nutzung 1985 (%)</u>		
- Ackerland	23 (9 Mais; 14 Getreide)	2 (Mais)
- Grünland	62 (Mähweiden)	91 (Standweiden; Mähwiesen)
- Wald/Gehölz	15 (uferbegleitend)	7 (zerstreut)

Der Eschbachsiefen liegt in der Wasserschutzzone III der Wahnbachtalsperre. Er ist mit seinen beiden Quellbächen - dem Großen und dem Kleinen Eschbach - tief in das Gelände eingeschnitten; insbesondere die beiden Quellbereiche liegen 6 - 8 m tiefer als die an den Gehölzstreifen grenzenden Mähweiden.

*Institut für Mikrobiologie und Landeskultur - Landeskultur - der Universität Gießen, Senckenbergstr. 3, D-6300 Gießen

Bei ergiebigen Niederschlägen treten im Quellbereich des Großen Eschbach einige Zwischenabflußquellen hervor, die mit zeitweise erheblicher Schüttung aus ca. 3 - 4 m Höhe in das Quellgerinne entwässern.

Der Quellaustritt des Lindscheider Baches liegt nur 1,5 - 2 m tiefer als das ihn umgebende Grünland. Dieses wird im Vergleich zum Eschbachgebiet relativ extensiv genutzt. Jedoch erfaßt die vorhandene Bedarfsdränung auch einen Teil des bach-abseits gelegenen 1 ha großen Maisackers.

In diesen beiden Wasserläufen sollte u. a. untersucht werden, wie sich Zwischenabfluß aus landwirtschaftlich genutztem hängigem Gelände auf das Abflußverhalten und die Stoffkonzentrationen von Oberflächengewässern auswirken kann.

Dabei kamen zwei sich ergänzende Methoden zur Anwendung.

Zum einen wurden nach ergiebigen Niederschlägen sogenannte Längsschnittuntersuchungen mit mehreren Meßpunkten entlang der Wasserläufe durchgeführt. Anhand der dabei ermittelten Konzentrationsgradienten auf den Fließstrecken kann der Einfluß des Zwischenabflusses auf die Gewässergüte gut verfolgt werden.

Zum anderen wurden am Ausgang der Gebiete jeweils an Dauermeßstellen mit kontinuierlicher Abflußregistrierung und automatischen Probenahmegeräten Hochwasserwellen in kurzen Zeitintervallen analysiert. Dabei kann das Verhalten des Zwischenabflusses und sein Einfluß auf den Abfluß- und Güteverlauf während Hochwasserereignissen gut aufgezeigt werden.

Es werden für jeden Bach jeweils nur ein charakteristischer Längsschnitt und eine Hochwasserwelle herausgegriffen, wobei hier eine starke Beschränkung auf nur wenige derjenigen Komponenten erfolgen muß, welche bekanntlich überwiegend der Auswaschung unterliegen. Besonderes Interesse gilt dem Nitrat-Anion.

Bei der Längsuntersuchung vom 14.6.1984 im Eschbachsiefen wurden die Proben aus dem nur noch flach auslaufenden Ast des vorangegangenen großen Hochwassers entnommen. Die Abbildung 1 zeigt die Konzentrationen von Nitrat, Calcium und Chlorid auf den Fließstrecken des Großen und des Kleinen Eschbachs sowie nach dem Zusammenfluß am Pegel des Eschbachsiefen. Auch eine Probe aus dem Hangwasseraustritt (GI) konnte aufgefangen und analysiert werden.

Es fallen zunächst die deutlichen Konzentrationsdifferenzen ins Auge, die zwischen der Quellprobe des Großen Eschbach und dem Zwischenabfluß (GI) auftreten können. Gut zum Ausdruck kommt auch der starke Einfluß des Zwischenabflusses auf das Calcium- und insbesondere das erhöhte Nitratkonzentrationsniveau am Pegel des Eschbachsiefen.

Zum Zeitpunkt dieser Längsuntersuchung, d. h. im flach auslaufenden Ast einer Hochwasserwelle, dürfte der überwiegende Teil des Zwischenabflusses aus den peripher gelegenen Ackerflächen gestammt haben.

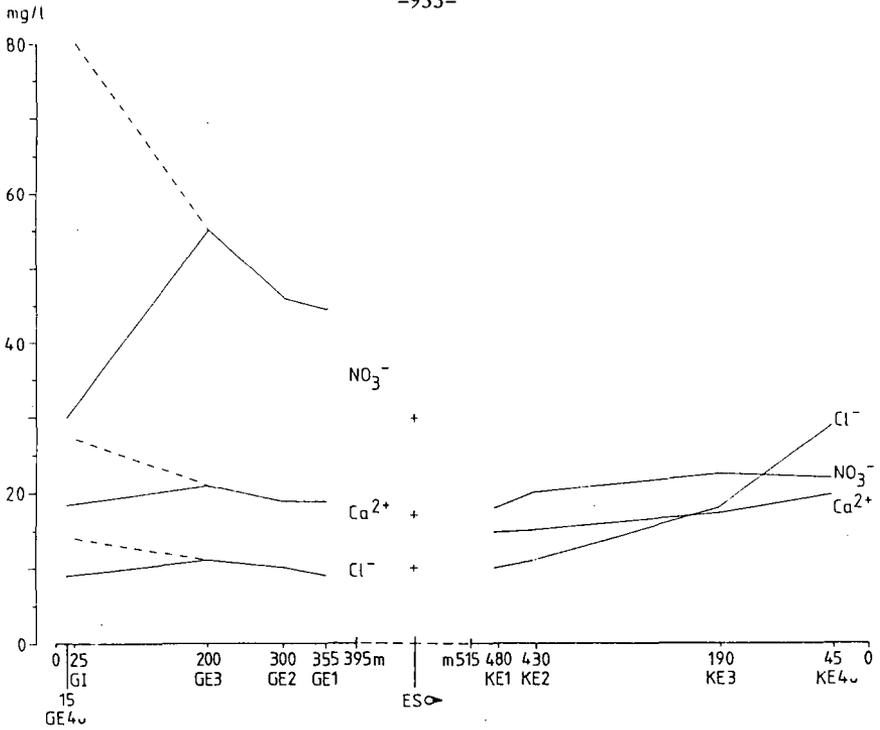


Abb. 1: Eschbachseifen, Längsschnitt vom 14.6.1984

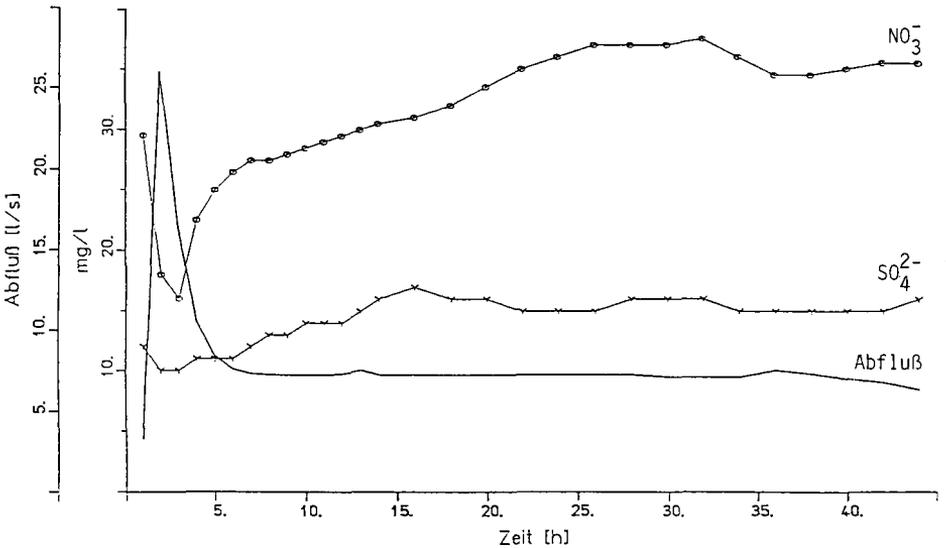


Abb. 2: Eschbachseifen, Hochwasserwelle vom 29.7.-31.7.1985

Das Verhalten des Zwischenabflusses während Hochwasserereignissen im Eschbachsiefen wird mit einer kurzen, durch Starkregen ausgelösten Welle charakterisiert (Abb. 2). Intensive Niederschläge auf bereits feuchten Boden riefen am 29.7.1985 ein Emporschnellen des Abflusses hervor, das offenbar vom Oberflächenabfluß bestimmt wurde. Beim Abklingen des Oberflächenabflusses fiel die Abflußkurve deutlich flacher ab und stagnierte schließlich auf noch erhöhtem Niveau. Dies indiziert, daß auch Zwischenabfluß ausgelöst wurde, der nun mit einer gewissen zeitlichen Verzögerung kontinuierlich in das Fließgewässer gelangte. Auch die Konzentrationsverläufe von Sulfat und insbesondere von Nitrat verdeutlichen, daß der Zwischenabfluß im Wellennachlauf dominierte.

Nach einer beachtlichen Verdünnung der Nitratkonzentration durch den Oberflächenabfluß stiegen die Gehalte sehr schnell wieder an. Der weitere, langgezogene Anstieg rührte daher, daß der nitratreichste Zwischenabflußstrom aus den peripher gelegenen Ackerflächen mit einer längeren zeitlichen Verzögerung im Vorfluter eintraf.

Im Lindscheider Bach wird dem Zwischenabfluß aus dem Bereich des Maisackers besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Die exemplarische Längsuntersuchung vom 5.6.84 wurde ebenfalls im auslaufenden Maihochwasser durchgeführt.

Die Abbildung 3 zeigt die Änderungen der Nitrat- und Calciumkonzentrationen im Längsprofil des Wasserlaufes. Konzentrationsgradienten sind wiederum beim Nitrat am auffälligsten ausgeprägt. Bis zu dem Meßpunkt LB 3, an dem das Einzugsgebiet noch rein grünlandwirtschaftlich genutzt wird, nehmen die Konzentrationen kontinuierlich ab. In dem Bachabschnitt zwischen LB 3 und LB 2, in dem der Maisacker das Einzugsgebiet anschneidet, steigt der Nitratgehalt erheblich an. In diesem Bereich mündet auch der Ackerdrän, der zu diesem Zeitpunkt allerdings nicht mehr schüttet. Zehn Messungen an anderen Terminen haben jedoch eine mittlere Nitratkonzentration von 53 (25 - 98) mg/l ergeben. Da der größte Teil des Maisackers nicht gedrängt ist, dürften die Nitraterhöhungen bei LB 2 und LB 10 durch verzögert eintreffenden, diffusen Zwischenabfluß verursacht worden sein. Es wird deutlich, daß dem Zwischenabfluß aus dem Maisschlag, der ja nur 2% der gesamten Einzugsgebietsfläche einnimmt, in dieser Jahreszeit eine große Bedeutung zukommt. Insbesondere Niederschläge im Mai und Juni, d. h. in der Zeit der Jugendentwicklung des Maises und hohem Nitratangebot im Boden, können eine starke Nitratverlagerung hervorrufen.

Dies zeigt auch die Hochwasserwelle vom 12.-15.6.1985 im Lindscheider Bach (Abb. 4). Nach einer relativ niederschlagsreichen Woche, in der aber keine nennenswerten Abflußerhöhungen zu verzeichnen waren, wurde diese Welle durch einen Starkregen ausgelöst, an den sich ein Dauerregenereignis anschloß. Der Abflußverlauf wird schon nach dem ersten Scheitel vom Zwischenabfluß mitbestimmt. Darauf deu-

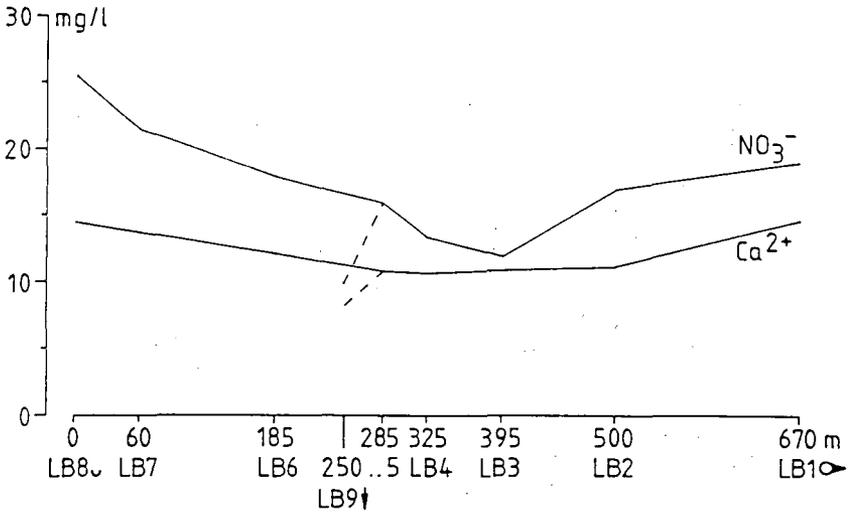


Abb. 3: Lindscheider Bach, Längsschnitt vom 5.6.1984

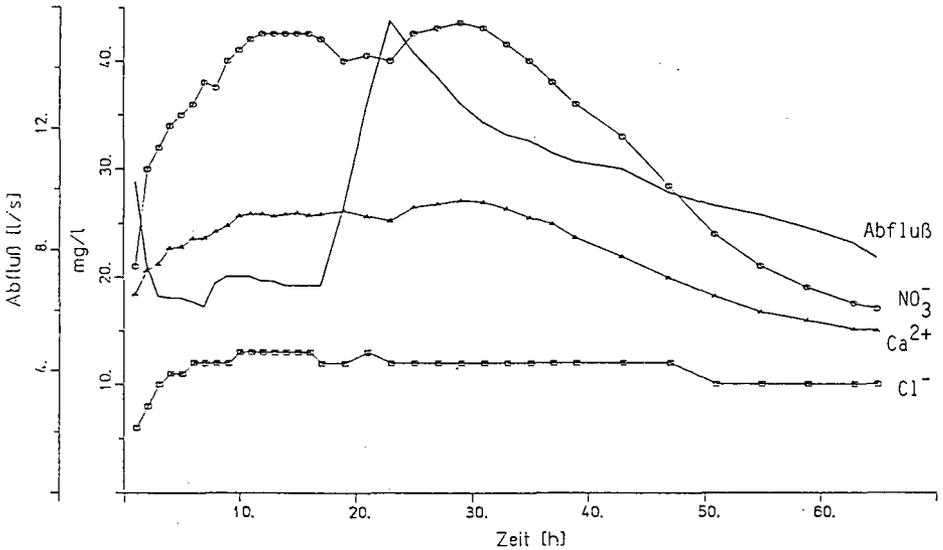


Abb. 4: Lindscheider Bach, Hochwasserwelle vom 12.6.-15.6.1985

tet auch der rapide Anstieg der Nitrat-, Calcium- und Chloridkonzentrationen hin. Sogar bei dem Wiederanstieg des Abflusses scheint der Zwischenabfluß, der ja im Lindscheider Gebiet durch die Dräns rasch abgeführt wird, das Abflußgeschehen zu beherrschen. Daher zeigt sich hier im Vergleich zu den Hochwasserwellen im Eschbachsiefen ein stoßartiger Auswaschungsprozeß, der die Nitratgehalte die Maxima schnell erreichen und fast genauso schnell wieder absinken läßt.

Schlußbetrachtung

Die Herabsetzung des Nitratgrenzwertes für Trinkwasser auf 50 mg/l hat in den letzten Jahren das Grundwasser hinsichtlich der Nitratproblematik in den Vordergrund gerückt. Die hier vorliegenden Untersuchungen haben zudem gezeigt, daß das Problem in Oberflächengewässern mit landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten ebenfalls nicht unterschätzt werden darf.

Gespeist werden diese Gewässer aus dem Grund-, Zwischen- und Oberflächenabfluß, wobei dem Zwischenabfluß bezüglich des Nitratreintrags eine besondere Bedeutung zufällt. Zwischenabfluß setzt in geneigtem Gelände dort ein, wo die vertikale Sickerung gegenüber einer dem Gefälle der Bodenschichten folgenden, bodeninneren lateralen Fließbewegung zurücktritt. Dem Unterhang bzw. Vorfluter strömt er auf vergleichsweise kurzem Weg zu. So können zum einen natürliche, nur zeitweilig fließende Hangwasseraustritte entstehen (z.B. Eschbach). Zum anderen wird dort, wo Dränagen vorhanden sind, ein überdurchschnittlich großer Teil des infiltrierten Wassers dem Vorfluter als Zwischenabfluß beschleunigt zugeführt (z. B. Lindscheider Bach).

Der Zwischenabfluß wird in beiden Fällen einem in tieferen Bodenschichten und im Grundwasserleiter möglichen Nitratabbau entzogen. Es kann so je nach Witterung - und auch während der Vegetationsperiode - zu mehr oder weniger stoßartigen Nitratreinträgen in die Oberflächengewässer kommen, wie insbesondere anhand der Hochwasserwellen gezeigt werden konnte.

Daß selbst relativ breite Gehölz- und/oder Grünlandsäume den Nitratreintrag mit dem Zwischenabfluß aus Ackerflächen nicht hinreichend bremsen können, kommt bei den Untersuchungen ebenfalls deutlich zum Ausdruck.

In landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren ist daher neben ausreichend breiten Schutzstreifen entlang der Gewässer zum einen die Reduzierung der stofflichen Befruchtung des Zwischenabflusses in den Entstehungsgebieten durch geeignete Anbausysteme, Bewirtschaftungsweise und Düngung anzustreben. Zum anderen sollten alle den Zwischenabfluß (und den damit verbundenen Stoffeintrag) fördernden Maßnahmen unterlassen werden.

Dem BMFT und dem Wahnbachtalsperrenverband Siegburg sei für die Förderung der Untersuchungen gedankt.

Abschätzung der anteiligen Grundwasserabsenkungen und Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt durch Entwässerungsmaßnahmen im Rahmen der Flurbereinigung und Grundwasserentnahme durch Wasserwerke

von

RAISSI, F. und H. SPONAGEL *

1. Einleitung

Die gestiegene Nachfrage an Brauch- und Trinkwasser in den vergangenen Jahren hat dazu geführt, daß in der nordwestdeutschen Tiefebene eine Vielzahl von Wasserwerken angesiedelt wurde, so auch in ehemaligen Flurbereinigungsgebieten, in denen die Grundwasserstände meist schon durch wasserbauliche Meliorationsmaßnahmen verändert wurden. Entwässerungsmaßnahmen und Grundwasserentnahmen bewirken eine Grundwasserabsenkung, die im Untersuchungsgebiet insbesondere in trockenen Jahren zu Ertragsminderungen bei den landwirtschaftlichen Kulturpflanzen führen.

Bei Entschädigungsansprüchen sind daher anteilige Absenkungsbeträge zu ermitteln.

2. Untersuchungsgebiet

In dem Untersuchungsgebiet liegen über dem Tertiär mehr als 120 m mächtige Quartärablagerungen aus saaleiszeitlichen Mittel- bis Grobsanden, in denen schluffig-tonige Sedimente eingelagert sind. Über diesen Ablagerungen liegen Sedimente eines Flusses aus Mittel- bis Feinsand mit Lehm- und Schluffbändern.

In den grundwasserleitenden Sanden sind mehrere Aquifere ausgebildet, die aber miteinander in Verbindung stehen, so daß von einem Gesamtaquifer gesprochen werden kann. Das Gebiet wird überwiegend land- und forstwirtschaftlich genutzt. Die oberirdische Entwässerung erfolgt über Entwässerungsgräben, die in natürliche Hauptvorfluter münden.

3. Durchführung der Untersuchungen

Für die bodenkundliche Bestandsaufnahme wurde eine Kartierung mit folgendem Ziel durchgeführt (VOIGT u. a. 1980, 1984; RAISSI 1985):

- a) Erfassung bodenkundlicher Basisdaten.
- b) Auswertung bodenkundlicher Basisdaten für die Beurteilung von Grundwasserabsenkung hinsichtlich der Pflanzenwasserversorgung landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.

* Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2, 3000 Hannover 51

- c) Kennzeichnung von Standorten, die nicht bzw. die durch Grundwasserentnahme beeinträchtigt werden.
- d) Ermittlung der anteiligen Grundwasserabsenkungsbeträge durch Entwässerungsmaßnahmen und Grundwasserentnahme.

4. Ergebnisse

4.1 Wasserhaushalt der Böden und mögliche Beeinträchtigung durch Grundwasserabsenkung
Die wichtigsten Untersuchungsergebnisse über den Bodenwasserhaushalt und die möglichen Auswirkungen auf den Pflanzenertrag sind in der Tabelle 1, Spalten 1 bis 13, zusammenfassend dargestellt. Die Tabelle 1 enthält in Kurzfassung a) Aussagen über den Wasserhaushalt der Böden, b) Prognosen über die Möglichkeit der Beeinträchtigung des Pflanzenertrags und Angaben zum Erfordernis weiterer Beweissicherungsmaßnahmen.

4.2 Ermittlungen der anteiligen Grundwasserabsenkungsbeträge durch Entwässerungsmaßnahmen und Grundwasserentnahme
Aufgrund der bodenkundlichen Bestandsaufnahme konnte das Untersuchungsgebiet in drei Zonen eingeteilt werden (Abbildung 1):

- a) Gebiete mit natürlichen Grundwasserverhältnissen (Fläche A),
- b) Gebiete mit abgesenktem Grundwasser durch Flurbereinigungsmaßnahmen (Fläche B),
- c) Gebiete mit abgesenktem Grundwasser durch Grundwasserentnahme (Wasserwerk) (Fläche B/C).

Hieraus folgt zunächst, daß nur im Bereich der Zone B/C eine Ermittlung anteiliger Grundwasserabsenkungsbeträge zu erfolgen hat. Voraussetzung für die Ermittlung der einzelnen Anteile ist, daß die Eingriffe in den Bodenwasserhaushalt separat voneinander untersucht werden. Diese Untersuchung erfolgte in der Zone B.

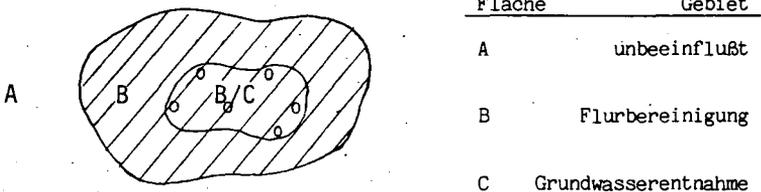


Abbildung 1

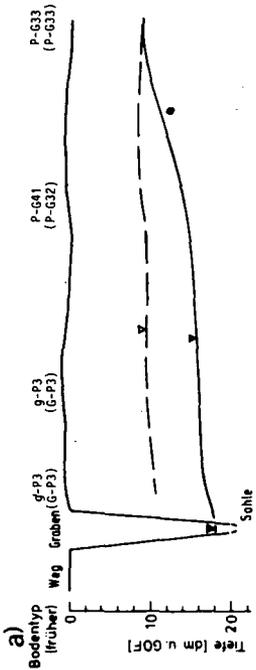
Bei einer Grabentiefe von ca. 2 m wurden beidseitig der Vorfluter jeweils bis zur Breite von 10 m eine mittlere Grundwasserabsenkung von 7 bis 10 dm festgestellt. In einer Entfernung von 10 bis 30 m zum Graben betrug die Grundwasserabsenkung 4 bis 6 dm, bei 30 bis 75 m Entfernung vom Graben jeweils 3 bis 5 dm, bei 75 bis 120 m 4 bis 1 dm und bei 120 bis 200 m nur noch 2 bis 0 dm Grundwasserabsenkungen (Abbildung 2).

Tabelle 1: Wasserhaushalt einiger Böden im Wassergewinnungs- u. Flurbereinigungsgebiet
Erfordernis für land- und forstwirtschaftliche Beweissicherungsmaßnahmen

a								b				
Lfd.Nr. und Kennzeichen der Bodeneinheit	Durchschnittliche Schichtenfolge bis 20 dm Tiefe	Durchschnittl. nutzbare Feldkapazität bezogen auf die Durchwurzelungstiefe	Mittlere wirksame effektive Durchwurzelungstiefe landwirtschaftlicher Nutzpflanzen	kapillare Aufstieghöhe vom Grundwasser der Schichten unterhalb des Durchwurzelungsbeereiches	Grenzflurabstand für landwirtschaftliche Nutzpflanzen	Mittlerer Grundwasserstand unter Geländeoberfläche (stellenweise)	Grundwasseranschluß der landwirtschaftl. Nutzpfl. in der Vegetationszeit	Bedarf der landwirtschaftlichen Nutzpflanzen an kapillar aufsteigendem Wasser in durchschnittlich feuchten Jahren	Möglichkeit d. Ertragsbeeinträchtigung land- und forstwirtschaftlicher Kulturen durch Grundwasserabsenkung (im Mittel der Jahre)	Erfordernis land- und forstwirtschaftlicher Beweissicherung	Vermutlicher Verursacher der Grundwasserabsenkungen:	Bodenutzung, Anteil geschützt
[früher]	$\frac{B \text{ dm u. GOF}}{B-13 \text{ dm u. GOF}}$ $\frac{13 \text{ dm u. GOF}}{13 \text{ dm u. GOF}}$	$\frac{A}{G}$	$\frac{A}{G}$	bei 0,3 bzw. 3,0 mm/Tag Aufstiegsrate	A=Acker G=Grünland	[früher]	[früher]			I = Wasserwerk II = Entwässerung	A = Acker G = Grünland F = Forst	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
A^a) Böden ohne Grundwasserabsenkungen												
G-P3	$\frac{fSms}{fSms (Su)}$	A 85 G 75	A 7 G 6	13/6	A 20/13 G 19/12	(13)14-16	ja	ja	ja	--		A 60 G 40
B Böden mit Grundwasserabsenkungen (flurbereinigungs- und entwässerungsbedingt)												
G 3 [G 2-3]	$\frac{fSms}{fSms (Su)}$	A 85 G 75	A 7 G 6	13/6	A 20/13 G 19/12	11 - 14 [8 - 11]	ja	ja	ja	II) 3		A 60 G 40
C/D Böden mit Grundwasserabsenkungen (wasserwerks- und flurbereinigungsbedingt)												
P 3 [G-P3]	$\frac{fSms}{mSfs}$	A 85 G 75	A 7 G 6	12/6	A 19/13 G 18/12	22 [15]	nein ja	ja	ja	II) 2-3 4-5	7	A 100
n) siehe Abb. 1												

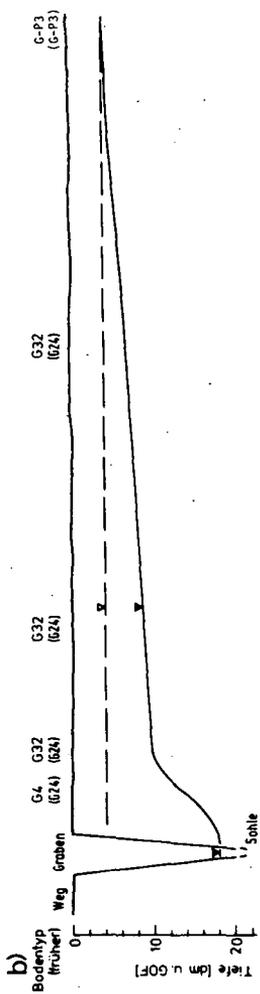
Diese Ergebnisse wurden durch einen Vergleich mit langjährig im Boden geprägten Horizontmerkmalen durch Grundwassereinfluß sowohl innerhalb als auch außerhalb des Flurbereinigungsgebietes bestätigt. Ebenso hat auch die Berechnung für die Ermittlung der Einflußbreite nach dem empirischen Ansatz von EGGELSMANN und KUNZE 1977, 1981 eine gute Übereinstimmung mit der eigenen Geländeuntersuchung ergeben.

Abb.2: Einfluß des Grabenausbaus auf den Bodenwasserhaushalt (schematisiert)

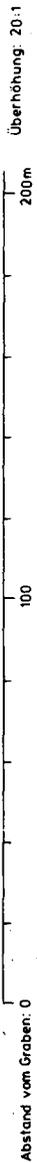


Grünland, fSms (U), Raum Emsland
mittlerer Grundwasserstand (MGW)
--- vor der Absenkung nach Co/Gr-Merkmal
— nach der Absenkung (angetroffen Juni. 85)

Grundwasserabsenkung im Gley-Podsol



Grundwasserabsenkung im Gley



Eine Beurteilung der Grundwasserflurabstände im Einflußbereich der Gräben (vgl. Abbildung 2 a) hinsichtlich ihrer kapillaren Pflanzenversorgung geht aus der Abbildung 3 hervor.

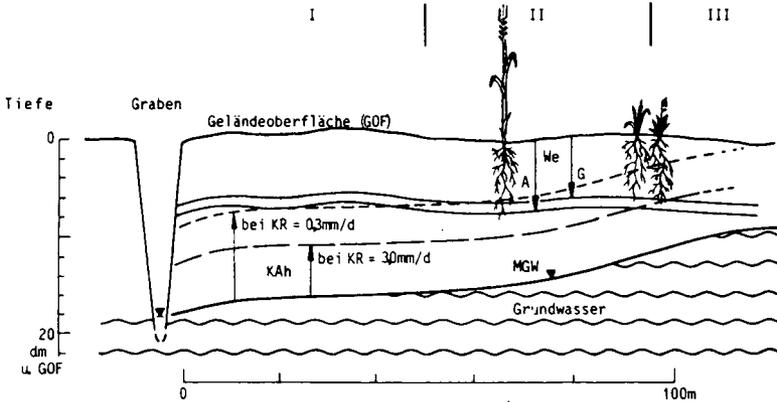


Abb. 3 Einfluß des Grabenausbaues auf die kapillare Wasserversorgung aus dem Grundwasser für landwirtschaftliche Nutzpflanzen

KAh	kapillare Aufstiegshöhen	MGW	mittlerer Grundwasserstand
KR	kapillare Aufstiegsraten für fSms	We	effektive Durchwurzelungstiefen für Acker (A) und Grünland (G)

Sie enthält neben den Mächtigkeiten des effektiven Wurzelraumes für Acker und Grünland die kapillare Aufstiegshöhe für Aufstiegsraten von 3 und 0,3 mm d⁻¹.

Wie zu erkennen ist, läßt sich der Einflußbereich des Grabens hinsichtlich der Pflanzenwasserversorgung aus dem Grundwasser in drei Abschnitte einteilen.

Im Abschnitt I liegen die Grundwasserstände so tief, daß auch bei minimaler Wasserversorgung von 0,3 mm d⁻¹ kein Anschluß an den effektiven Wurzelraum gegeben ist. Im Abschnitt II können die Pflanzen nicht ausreichend (3mm d⁻¹) mit Grundwasser versorgt werden, jedoch besteht für den gesamten Bereich eine Aufstiegsrate in den effektiven Wurzelraum von 0,3 mm d⁻¹. Im Abschnitt III ist eine ausreichende Wasserversorgung aus dem Grundwasser gegeben.

Für die Abschätzung der anteiligen Grundwasserabsenkungsbeträge kommt nur der Abschnitt II in Betracht, da sich in diesem Bereich sowohl die Grabenentwässerung als auch eine Grundwasserabsenkung durch Grundwasserentnahme auf die kapillare Pflanzenwasserversorgung auswirken kann.

5. Diskussion der Ergebnisse

Die Untersuchungsergebnisse haben gezeigt, daß es möglich ist, anteilige Grundwasserabsenkungen zu erfassen, d. h., zwischen einer Absenkung infolge der Grabenentwässerung und der Absenkung durch Grundwasserentnahme durch z. B. Wasserwerke quantitativ zu unterscheiden. Die Grundwasserstände unter einem Gley-Podsol zeigen, daß diese im Bereich bis zu ca. 100 m Entfernung vom Entwässerungsgraben so tief abgesunken sind, daß eine ausreichende Wasserversorgung der Pflanze aus dem Grundwasser nur z. T. gegeben ist (siehe Abbildung 2 a). Zum anderen konnte gezeigt werden, daß eine weitere Grundwasserabsenkung durch Grundwasserentnahme bis zu ca. 50 m Grabenentfernung für die Wasserversorgung der Pflanzen keine Bedeutung mehr hat. Auf Standorten, die als G32 kartiert wurden (vgl. Abb. 2 b), hat die Grabenentwässerung und die damit verbundene GW-Absenkung zu einer Standortverbesserung geführt, die bei den ermittelten Grundwasserflurabständen sowohl für Acker als auch für Grünland auch in trockeneren Jahren eine ausreichende Wasserversorgung gewährleistet. Eine weitere Absenkung der Grundwasserstände auf diesen Standorten wirkt sich erst dann negativ aus, wenn der Grenzflurabstand unterschritten wird. Darüber hinaus haben die Untersuchungen gezeigt, daß die für den kapillaren Aufstieg angesetzten Raten von 3 mm d^{-1} bzw. $0,3 \text{ mm d}^{-1}$ möglichst durch tatsächlich erforderliche Aufstiegsraten ersetzt werden müssen. Diese können aber nur dann ermittelt werden, wenn Klimadaten zur Berechnung der klimatischen Wasserbilanz am Standort selbst vorhanden sind oder von entfernt liegenden Klimastationen übertragen werden können.

6. Schriften

- Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. verbesserte und erweiterte Auflage (1982): Arbeitsgruppe Bodenkunde der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 331 S., 19 Abb., 98 Tab., 1 Beil.; Hannover.
- EGGELSMANN, R. (1977): Bodenhydrologie und Moorschutz - Mitt. dt. bodenkdl. Ges., 25, 705-708; Göttingen.
- , (1982): Anmerkungen zur Berechnungsmethode der Breite hydrologischer Schutzzonen im Moor (von der MOLEN, TELMA 11, 1981) - TELMA, Bd. 12, 183-187; Hannover.
- DVWK Hrsg. (1986): Beweissicherung bei Eingriffen in den Bodenwasserhaushalt von Vegetationsstandorten, Heft 208; Hamburg und Berlin.
- KUNZE, H., EGGELSMANN, R. (1981): Zur Schutzzfähigkeit nordwestdeutscher Moore - TELMA, Bd. 11, S. 197-212; Hannover.
- RAISSI, F. (1985): Bodenkundliche Untersuchungen zur Beweissicherung für das geplante Wasserwerk Lengerich/Lingen (Teil 2, Ergänzung); Nieders. Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- RENGER, M., STREBEL, O., GIESEL, W. (1974 a): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. 1. Bericht: Beregnungsbedürftigkeit, Z. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 15, 148-160; Berlin und Hamburg.
- , VOIGT, H., STREBEL, O., GIESEL, W. (1974 b): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. 2. Bericht: Einfluß des Grundwassers auf die Wasserversorgung der Pflanzen. - Z. Kulturtechnik und Flurbereinigung 15, S. 206-221; Berlin und Hamburg.
- VOIGT, H., RAISSI, F. (1980): Bodenkundliches Gutachten zur Beweissicherung für das Wasserwerk Ohrte/Bersenbrück, Nieders. Landesamt für Bodenforschung, Hannover.
- , --- (1984): Bodenkundliches Gutachten zur Beweissicherung für das geplante Wasserwerk Lengerich/Lingen, Nieders. Landesamt für Bodenforschung, Hannover.

Einfluss von Kalk- und Gipsgaben auf die Bildung von
Oberflächenabfluss bei einem Oxisol aus Südbrazilien

von

Roth, C.H.¹, M.A.Pavan², B.Meyer³ und H.-G.Frede³

Einleitung

Viele Oxisol-Standorte in Südbrazilien sind aufgrund von Nutzung und Klima stark Erosionsgefährdet. Insbesondere übt die Art der Bodenbearbeitung einen starken Einfluss auf die Erosion aus (Roth et al., 1986), aber auch andere Nutzungsfaktoren können die Erosionsanfälligkeit dieser Standorte beeinflussen.

So sind Kalkungen und Gipsgaben auf den meist stark sauren Oxisols und Ultisols eine melliorative Voraussetzung, um dort überhaupt vernünftig Landwirtschaft betreiben zu können, da ansonsten die meist toxischen Al-Gehalte zu starken Ertragsdepressionen führen würden. Andererseits werden auch die physikalischen Eigenschaften durch Kalk- und Gipsgaben beeinflusst. Als für den Erosionsprozess wichtigen Parameter muss in diesem Zusammenhang die Aggregatstabilität herausgestellt werden. Unterschiedliche physikalisch-chemische Bedingungen im Boden können beispielsweise über die Tondispargierung zu einer mehr oder weniger ausgeprägten Verschlämmung führen, welche ihrerseits entscheidend für die Bildung von Oberflächenabfluss sein kann (Roth et al., 1986).

Somit war das Ziel dieser Arbeit festzustellen, ob Kalk- und Gipsgaben über eine Veränderung der Oberflächenverschlämmung einen Einfluss auf die Bildung von Oberflächenabfluss haben können.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf einem Typic Haplorthox (bzw. Latossolo Roxo distrófico) mit etwa 80% Ton durchgeführt, bestehend aus Kaolinit und Hämatit. Geprüft wurden verschiedene Kalk- und Gipsvarianten in einem Feldversuch unter Kaffee und an frisch behandeltem, jedoch gestörtem Bodenmaterial. Messungen im Feldversuch erfolgten zwei Jahre nach der Kalkung; im zweiten Versuch hingegen wurde 6 Wochen nach der Behandlung des Bodens gemessen. Der Oberflächenabfluss wurde mit Hilfe eines Regensimulators gemessen, der Kleinparzellen von 50 x 50 cm beregnet (Roth et al., 1985). Für die Beregnung wurde oligotrophes Wasser verwendet. An Proben aus dem Feldversuch wurde außerdem die Aggregatstabilität n. Yoder bestimmt. Aus beiden Versuchen wurden Proben für chemische Analysen genommen (pH, $C_{ges.}$, austauschb. Kationen, $P_{vert.}$). Im zweiten Versuch wurde auch der Oberflächenabfluss gesammelt, um den darin enthaltenen Ton zu bestimmen. Letzterer Parameter sollte als ein Maß für die Tondispargierung dienen.

¹ Inst. für Ökologie, FG Bodenkunde, TU Berlin

² Instituto Agronômico do Paraná (IAPAR), Londrina, Paraná, Brasilien

³ Inst. für Bodenwissenschaften, Uni. Göttingen

Ergebnisse

Zwei Jahre nach der Kalkung bzw. Gipsgabe sind im Feldversuch noch deutliche Effekte erkennbar (Tab.1). So ist in den gekalkten Varianten das austauschbare Al praktisch eliminiert worden, während sich die Ca- und Mg-Gehalte erhöht haben. Der Kalkung entsprechend sind die pH-Werte gestiegen, während sie bei der Behandlung mit Gips unverändert blieben.

Die Ergebnisse zum Oberflächenabfluss aus dem Feldversuch sind in Abb.1 dargestellt. Offensichtlich wurde der Abfluss in dem Maße verringert, wie die Kalkgabe zunahm. Auch die Behandlung mit Gips zeigte geringere Werte als die Nullvariante. Die hier nicht dargestellten Ergebnisse der Bestimmung der Aggregatstabilität deuteten auf eine Erhöhung dieser in Abhängigkeit zunehmender Gaben an Kalk bzw. Gips hin, was durch die in Tab.2 dargestellten Korrelationskoeffizienten bestätigt wird. Auch konnte eine enge Beziehung zwischen der Aggregatstabilität und dem Oberflächenabfluss gefunden werden, wie dies für die Bedingungen eines unbedeckten Bodens zu erwarten wäre.

BEHANDLUNG	pH	KCl	AUSTAUSCHBARE KAT.			C _{ges}
	H ₂ O		Al ⁺⁺⁺	Ca ⁺⁺	Mg ⁺⁺	
			mval/100 g Boden			%
NULLPARZELLE	5,2	4,2	0,33	3,71	1,22	1,58
KALK pH 6,0	6,0	5,1	0,04	6,35	2,55	1,70
KALK pH 6,5	6,5	5,7	0,00	6,35	3,04	1,46
KALK pH 7,0	7,3	6,6	0,00	7,86	4,47	1,33
GIPS	5,1	4,2	0,30	5,08	0,65	1,55

Tab.1:

Einfluss von Kalkgaben und Gips auf den pH-Wert sowie einige Nährstoffgehalte eines Oxisols unter Kaffee (0-10 cm, Feldversuch)

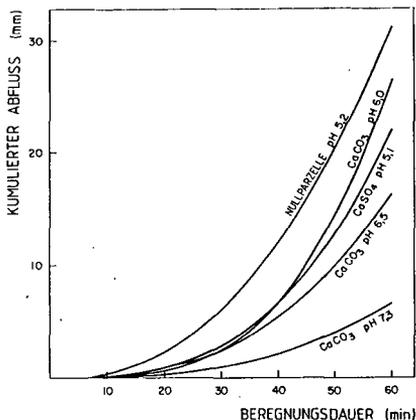


Abb.1:

Einfluss von verschiedenen Kalk- und Gipsgaben auf die Bildung von Oberflächenabfluss

Tab.2: Korrelationskoeffizienten von Regressionen verschiedener Parameter auf die Aggregatstabilität und den Oberflächenabfluss (1 AST = Aggregatstabilität ausgedrückt als % Aggregate der Klasse 9,5-5,7 mm; 2 Runoff = kumulierter Oberflächenabfluss in mm)

REGRESSIONEN	EINSCHL. WERTE GIPSVARIANTE	OHNE WERTE DER GIPSVARIANTE
% C AUF AST ¹⁾	r = - 0,52 ^x	r = - 0,59 ^x
Al ³⁺ AUF AST	r = - 0,63 ^{xxx}	r = - 0,60 ^x
Ca ²⁺ AUF AST	r = 0,76 ^{xxx}	r = 0,77 ^{xxx}
(Ca ²⁺ + Mg ²⁺) AUF AST	r = 0,81 ^{xxx}	r = 0,83 ^{xxx}
pH AUF AST	r = 0,88 ^{xxx}	r = 0,93 ^{xxx}
log AST AUF RUNOFF ²⁾	r = - 0,87 ^{xxx}	r = - 0,93 ^{xxx}

Tab.3: Chemische Kennwerte eines gekalkten und mit Gips behandelten Oxisols (Versuch 2 = gestörter Boden; Analyse 6 Wochen nach der Behandlung)

	pH		AUSTAUSCHBARE KATIONEN				C _{ges}	P _{verf}
	KCl	H ₂ O	Al	Ca	Mg	K		
	-- mval / 100 g Boden --						%	ppm
KONTROLLE	4,0	4,6	1,15	2,25	0,48	0,11	1,22	1,5
CaCO ₃ pH 5,0	5,1	5,8	0	5,71	0,61	0,15	1,27	1,5
CaCO ₃ pH 6,0	6,1	6,6	0	9,09	0,81	0,18	1,31	1,9
CaCO ₃ pH 6,5	6,5	7,0	0	9,64	0,85	0,19	1,29	2,1
CaCO ₃ pH 6,8	6,8	7,4	0	10,44	0,60	0,14	1,36	2,0
CaCO ₃ pH 7,0	7,2	8,0	0	11,07	0,46	0,12	1,24	2,8
GIPS	4,1	4,4	0,60	16,12	0,52	0,10	1,26	15,5

Im zweiten Versuch, wo 6 Wochen nach der Behandlung gemessen wurde, lagen die Verhältnisse genau umgekehrt. Obwohl die Ergebnisse der chemischen Analyse ähnliche Ergebnisse bezüglich des austauschbaren Al, Ca, Mg sowie der pH-Werte lieferte (Tab.3), wurden die höchsten Abflussmengen in den gekalkten Varianten gemessen. Auch die Gipsvariante zeigte geringfügig erhöhte Werte gegenüber der Nullvariante, jedoch lag sie deutlich unter den Kalkvarianten (Tab.4). Diesen Ergebnissen konform verhielten sich die Werte der im Abfluss gemessenen Tonkonzentration, welche ja als Maß für die Tondispersion herangezogen wurden. Die Tondispersion stand in sehr enger Beziehung zum pH-Wert, gemessen in KCl, wobei sich im Bereich pH 6 bis pH 7

	OBERFLÄCHEN- ABFLUSS ^x	TON IM ABFLUSS
	%	g·l ⁻¹
KONTROLLE	30,3 a	0,98 a
CaCO ₃ pH 5,0	61,9 b	2,32 b
CaCO ₃ pH 6,0	70,0 c	2,48 bc
CaCO ₃ pH 6,5	68,8 c	2,84 c
CaCO ₃ pH 6,8	64,6 b	2,67 bc
CaCO ₃ pH 7,0	66,6 b	2,50 bc
GIPS	38,9 d	1,17 a

Tab. 4:

Oberflächenabfluss und Konzentration an Ton im Abfluss in Abhängigkeit von der Behandlung mit Kalk und Gips (Versuch 2; ¹ Abfluss in % des applizierten Niederschlages)

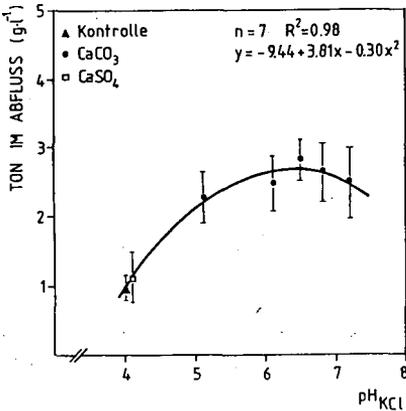


Abb.2: Einfluss des pH-Wertes im Boden auf die Konzentration an Ton im Abfluss

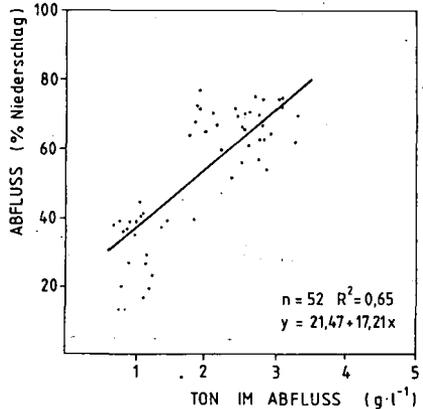


Abb.3: Korrelation zwischen der Konzentration an Ton im Abfluss und dem kumulierten Abfluss

eine Umkehr zu erneuter Flockung andeutete (Abb.2). In Abb.3 wird die Regression zwischen Oberflächenabfluss und Tongehalt im Abfluss dargestellt, wobei die Streuung auf Ungenauigkeiten der Tonbestimmung nach dem verwendeten Pipetteverfahren zurückzuführen sind. Jedoch wird deutlich, daß eine Zunahme an Ton im Abfluss zu einer Erhöhung des Abflusses führt, aufgrund einer stärkeren Verschlämzung an der Bodenoberfläche.

Diskussion

Die Zugabe von Kalk scheint zunächst eine Dispergierung des Tones zu bewirken, was für ähnliche Böden bereits beschrieben worden ist (Kamprath, 1971). Möglicherweise führt die Erhöhung des pH-Wertes zu einer Abnahme der positiven Ladung des Hämatits (IEP bei pH 7), so daß die elektrostatischen Bindungskräfte zwischen Kaolinit und Hematit nachlassen, was zur Dispergierung führt (Tama u. El-Swaify, 1978). Gegen diese Hypothese sprechen Ergebnisse von Schwertmann und Kämpf (1985). Eine alternative Erklärung kann das Verhalten des austauschb. Al liefern. Im niederen pH-Bereich sorgt Al für eine Flockung, die jedoch mit steigender Festlegung des Al infolge der pH-Zunahme abnimmt. Erst wenn im Bereich um pH 7 freies Ca in der Bodenlösung vorhanden ist, kann es zu erneuter Flockung kommen. Letzteres wird durch die Polynomial-Funktion in Abb.3 angedeutet. Dies würde auch erklären, warum es bei der Gipsvariante zu keiner stärkeren Dispergierung gekommen ist, da in diesem Fall noch austauschbares Al vorliegt.

Längerfristig betrachtet bewirkt die pH-Erhöhung ein günstigeres Milieu, so daß es über eine Erhöhung der biologischen Bodenaktivität zu einer Stabilisierung von Aggregaten kommen kann, was durch die Abflussmessungen im Feldversuch bestätigt wird, und worauf der tendenzielle Abbau der organischen Substanz der Kalkvarianten hinweist (Tab.1). So betrachtet kann die Kalkung zu einer geringeren Erosionsanfälligkeit solcher Standorte führen. Andererseits können Gipsgaben eine Alternative darstellen, da die anfänglichen negativen Erscheinungen der Kalkung nicht in dem Maß auftreten, zumal Gipsgaben über die verdrängende Wirkung des SO_4 eine Erhöhung des verfügbaren P bewirken (Tab.3).

Die vorgestellten Ergebnisse zeigen deutlich, daß die physikalisch-chemischen Wechselwirkungen von Oxisols weiterer Untersuchungen bedürfen, um eingehender erklärt werden zu können.

Literatur

- Kamprath, E.J., 1971. Potential detrimental effects from liming highly weathered soils to neutrality, Proc. Soil and Crop Soc. Florida, 31, 200-203
- Roth, C.H., Meyer, B. und Frede, H.-G., 1985. A portable rainfall simulator to study factors affecting runoff, infiltration and soil loss, Catena, 12, 79-85
- Roth, C.H., Meyer, B., Frede, H.-G. und Derpsch, R., 1986. The effect of different soybean tillage systems on infiltrability and erosion susceptibility of an Oxisol in Paraná, Brazil, J. Agronomy and Crop Sci., 157, 217-226
- Schwertmann, U. und Kämpf, N., 1985. Properties of goethite and hematite in kaolinitic soils of southern and central Brazil, Soil Sci., 139, 344-350
- Tama, K. und El-Swaify, S.A., 1978. Charge, colloidal, and structural stability relationships in oxidic soils. In: Emerson, W.W., Bond, R.D. and Dexter, A.R. (Hrsgb.), 1978. Modification of soil structure, John Wiley & Sons, Chichester, 41-52



Auswirkungen von Verfahren der Bodenlockerung(Rigolen)
auf einige Bodeneigenschaften sowie den Wuchs von Reben
in terrassierten Steillagen

von

Rupp, D.1, G. Götz, und R.R. van der Ploeg²

1. Einführung

Der heutige Weinbau sieht sich bei der Bewirtschaftung von terrassierten Steillagen zusehends vor Probleme gestellt. Erleichterung bringende Flurbereinigungen sind einerseits kaum zu finanzieren und andererseits wegen ihrer Wirkung im Bereich der ökologischen Struktur und des Landschaftsbildes in Frage gestellt.

In kaum mechanisierbaren Steil- und Terrassenlagen gehört die Bodenvorbereitung (Rigolen) zur Pflanzung von Pfropfreben mit zu den schwersten Handarbeiten. Verschiedene Möglichkeiten der Mechanisierung und Arbeitserleichterung sollten daher im Rahmen eines Versuches auf ihre Anwendbarkeit geprüft, sowie ihre Auswirkung auf die Rebstandorte und vor allem ihr Einfluß auf die Wuchsleistung der Reben ermittelt werden.

Das Vorhaben, über das berichtet wird, wurde ausgeführt als Gemeinschaftsarbeit der Staatl. Lehr- und Versuchsanstalt für Wein- und Obstbau Weinsberg in Baden-Württemberg und des Instituts für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim. Dem Ausschuß für Technik im Weinbau bei der DLG sei für die Förderung der Untersuchungen gedankt.

2. Standort und Methoden

Die Versuche wurden von 1984 bis 1987 an 2 Standorten in Baden-Württemberg durchgeführt, von denen der Standort "Burgberg" vorgestellt werden soll. Beim Versuchsstandort "Burgberg" in der Nähe von Heilbronn handelt es sich um eine terrassierte Steillage der Lehr- und Versuchsanstalt für Wein- und Obstbau in Weinsberg (Bodenform: brauner Rigosol aus steiniger km-Fließerde, Bodenart: sandiger Lehm, Exposition: SW, Inklination der Terrassen: 24°, Höhe über N.N.: 230 - 250 m).

Zur Bodenvorbereitung kamen im Spätherbst 1984 folgende Verfahren zum Einsatz:

- Belassen von unbearbeiteten Kontrollflächen
- pneumatische Lockerung, 80 cm tief, mit Einblasen von

¹Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Wein- und Obstbau Weinsberg, Baden-Württemberg

²Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim, 7000 Stuttgart

Styroperl

- Seilpflug flach, 18 cm tief
- Seilpflug tief, 50 cm tief
- Schreitbagger, 80 - 90 cm tief
- Handrigolen, 65 - 75 cm tief

Für jedes Verfahren standen 2 Beete von etwa 300 m² zur Verfügung.

Im Mittelpunkt der Versuchsanstellung stand neben der Bonitur des Pflanzenwachses die Erfassung einiger bodenphysikalischer Daten. Besonderes Interesse galt dabei dem Pressluft-lockerungsverfahren, dem in der neueren Literatur zur Kulturtechnik große Aufmerksamkeit geschenkt wird (SCHULTE-KARRING 1986).

Zur Bestimmung der Wasserspannungskurven und der hydraulischen Leitfähigkeit bei Sättigung wurden im März 1985 je Variante und Horizont 16 Stechzylinderproben entnommen.

Im April 1985 wurden die Versuchsflächen mit Trollingerreben auf der Unterlage Kober 5BB bepflanzt. Pflanzung und Pflege erfolgten praxisüblich, die Sommerbodenbearbeitung beschränkte sich auf ein einmaliges flaches Fräsen und Aufbringen einer Strohabdeckung. Der Aufwuchs wurde abgemäht. Das Wachstum der Reben wurde mehrmals bonitiert. Eine Bonitur des Sproßwachstums fand auch im Folgejahr zu mehreren Terminen statt, ebenso wurden im Sommer 1986 Wurzelauflgrabungen vorgenommen. Zur Bonitur des Wurzelwachstums fand die Profilwand-Folienmethode nach REIJMERINK (1973) Verwendung.

3. Ergebnisse

3.1 Wuchsleistung

Das Jahr 1985 war durch seinen extremen Witterungsverlauf gekennzeichnet. Der niederschlagsarme Spätsommer ließ dabei die Eigenschaften des für den Versuch ausgewählten Trockenstandorts deutlich hervortreten.

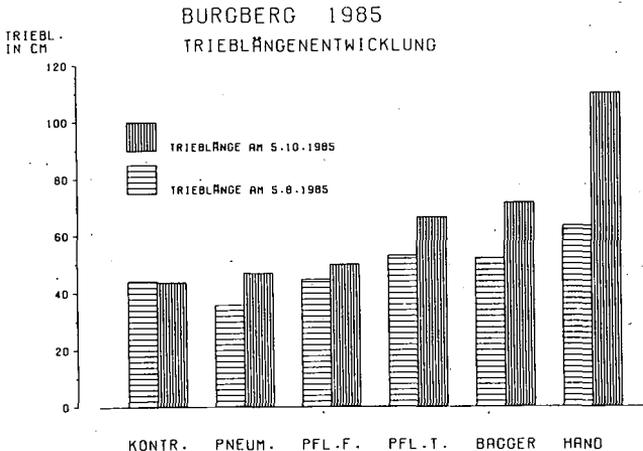


Abb. 1 : Sproßwachstum 1985

Bereits beim ersten Boniturtermin am 5.8.1985 zeigten sich Wuchsunterschiede (Abbildung 1). Vergleichsweise wuchsfreudig erwiesen sich die Reben der intensiv rigolten Parzellen. Gegen Ende der Vegetationszeit hatte sich die Sproßlänge dieser Pflanzen gegenüber denen auf den Kontrollflächen beinahe verdreifacht. Eine umgekehrte Entwicklung zeigte sich bei der Bonitur von Trockenschäden. Wohl blieben auch die handrigolten Flächen nicht von Trockenschäden verschont, doch erwiesen sich die Schäden im Vergleich zur Pflug-flach-, Pneumatik- oder Kontrollvariante als unbedeutend.

Bei Betrachtung der erreichten Wuchslängen nahmen Bagger- und Pflug-tief-Variante eine Mittelstellung ein, das Pneumatikverfahren konnte die Erwartungen nicht erfüllen.

Die Wuchsergebnisse des Versuchsjahres 1986 zeigten sich in Verlauf und Ausprägung als Wiederholung des Vorjahres. Auf dieser Grundlage war auch die weitere Wuchsleistung zu verstehen. Recht schnell konnten die Pflanzen der tiefrigolten Parzellen ihren Vorsprung nutzen und rasch eine Vielzahl langer Triebe ausbilden. Die Ergebnisse des Jahres 1985 besitzen exemplarischen Charakter, daher kann auf Angaben zum Jahr 1986 verzichtet werden.

Zur Erklärung der Wuchsunterschiede konnten Wurzelgrabungen erste Hinweise geben. Auf den Kontroll-, Pneumatik- und Pflug-flach-Flächen hatte eine Einwurzlung kaum stattgefunden (Abb.2).

DURCHWURZELUNG KONTROLLE

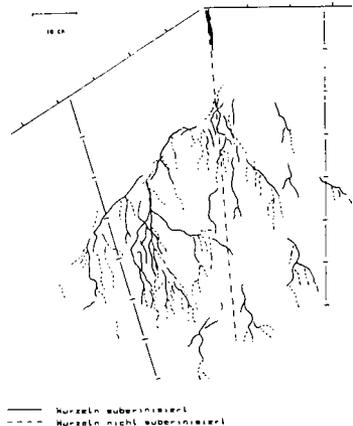


Abb.2: Wurzelbild einer Rebe der Kontrollparzellen. Hergestellt mit der Profilwand-Folien-Methode. (Sonst wie Abb. 3)

Im Gegensatz dazu war auf den gelockerten, tief bearbeiteten Parzellen der Tiefpflug-, Bagger-, und Handvarianten ein kräftiges Einwurzeln bis in 80 cm Tiefe festzustellen (Abbildung 3).

Abb.3: Wurzelbild einer Rebe aus den Baggerparzellen. Linke Bildhälfte: Profilwand in Hangrichtung, rechte Bildhälfte: Profilwand quer zum Hang.

DURCHWURZELUNG BAGGER



3.2 Wasserspannungskurven / Porengrößenverteilung

Wie zu erwarten war, brachten die Meliorationsmaßnahmen je nach Tiefenwirkung und Intensität des Verfahrens eine Beeinflussung der Porengrößenverteilung des Bodens.

Ein starker Einfluß zeigte sich beim Gesamtporenvolumen. Vor allem im Oberboden 0 - 20 cm ging durch die Bearbeitung Porenraum verloren. Es zeigte sich, daß bei den intensiven Rigolverfahren die Abnahme der Grobporen (Abbildung 4) durch eine Erhöhung des Mittelporenanteils ersetzt wurde (Abbildung 5). Besonders gilt dies für die Variante Handrigolen, flaches Pflügen nimmt eine Mittelstellung ein. Der vor allem körnungsbedingte Totwasseranteil wurde durch die Vermischung von Untergrund und Oberbodenmaterial (Humus) nur unbedeutend verändert.

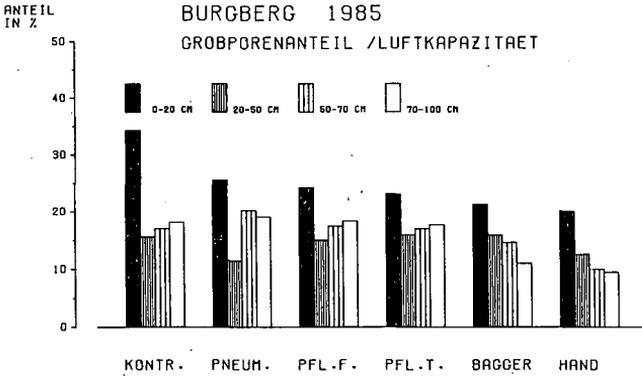


Abb.4: Grobporenanteile im Boden der einzelnen Rigolparzellen

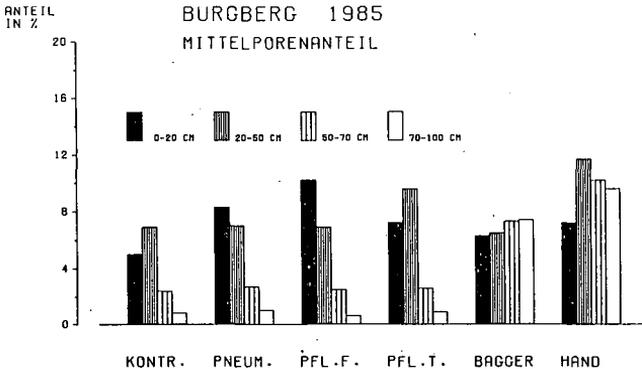


Abb.5: Mittelporenanteil(nWK) im Boden der Rigolparzellen

3.3 Hydraulische Leitfähigkeit bei Sättigung

Bei der Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit wurden insgesamt hohe bis sehr hohe Werte gefunden (Abbildung 6). Dies ist zum Großteil durch das Substrat bedingt, denn kleine Steine und kantige Mergelstücke der als bodenbildendes Substrat vorliegenden Keuperfließerde sind im Solum des anthropogen beeinflussten Rigosols zahlreich vorhanden und wirken einer dichten Lagerung entgegen.

Der Einfluß der Baggerarbeit brachte vor allem im Oberboden eine Erhöhung der Leitfähigkeit, während sich der Einsatz der pneumatischen Lockerung im Unterboden 50 - 70 cm auswirkte. Das manuelle Umsetzen des Bodens führte durchweg zu einer Verringerung der Leitfähigkeitswerte.

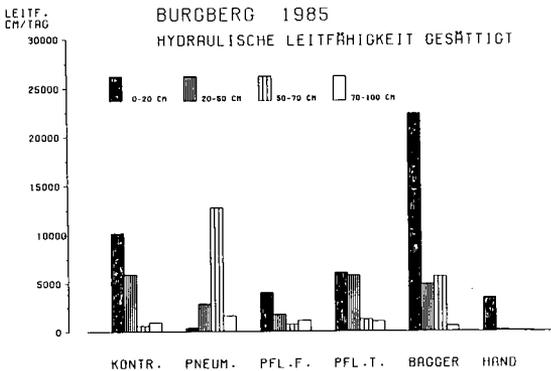


Abb.6: Hydraulische Leitfähigkeit bei Sättigung (in cm/Tag)

4. Diskussion

Auffallend ist der Zusammenhang zwischen den Mittelwerten der erreichten Sproßlängen und der maximal zur Verfügung stehenden Nutzwasserspeicherung im Solum. Deutlich ist zu erkennen, wie die Menge an nutzbarem Wasser den Wuchs der Reben beeinflusst hat.

Im vorliegenden Fall beruhte der Meliorationserfolg also nicht allein auf dem Lockerungseffekt des Rigolens (SCHULTE-KARRING 1986), sondern vielmehr ermöglichte die Änderung der Porengrößenverteilung eine bessere Wasserspeicherung (HARTGE 1978) im durchwurzelten Boden. Auf die Bedeutung der Wasserversorgung für das vegetative Wachstum von Reben hat eine Vielzahl von Autoren bereits hingewiesen. Eine eingehende Darstellung der Zusammenhänge findet sich bei RÜHL(1981). Allerdings sind besonders die Wuchsergebnisse durch die Witterung des Versuchsjahres und den Trockenstandort geprägt und dürfen nicht ohne weiteres auf andere Standorte übertragen werden.

4. Zusammenfassung

- Ein Keuperrigosol auf terrassierten Steiflächen wurde auf verschiedene Weise rigolt und mit Trollinger-Reben bepflanzt.
- Durch das Rigolen wurde die Porengrößenverteilung des Bodens verändert. Bei den intensiven Verfahren nahm das Gesamtporenvolumen und insbesondere der Anteil der Groporen ab, der Anteil der Mittelporen und damit die maximale nutzbare Wasserspeicherung nahmen zu.
- Die größte Wuchsleistung erreichten die Pflanzen von intensiv rigolten Parzellen. Sproßwachstum und nutzbare Wasserspeicherung sind eng korreliert.
- Die tief rigolten Parzellen konnten von den Jungreben kräftig und tief durchwurzelt werden.

5. Literatur

- HARTGE, K.H. (1978): Einführung in die Bodenphysik. Verlag Enke Stuttgart
- REIJMERINK, A. (1973): Microstructure, soil strength and root development of asparagus on loamy sands in the Netherlands. Neth. J. Agric. Sci. 21, 24 - 43
- RÜHL, E. (1981): Einfluß der Wasserversorgung auf Photosynthese, Transpiration, und vegetatives Wachstum verschiedener Rebsorten. Diss. Hohenheim
- SCHULTE-KARRING, H. (1986): Pneumatische Tiefenlockerung - Alternative für Terrassenweinbau. Die Pneumatik-Tieflockerung-Funktion und Auswirkung. Der Dt. Weinbau 22, 1115 - 1117

Lockerungswirkungen und Homogenisierungseffekte
von Unterbodenmeliorationen

von

Schäfer, W.*, H. Kuntze* u. K. Helming**

1. Einleitung

Heidepodsole mit ihrem stark differenzierten Profilaufbau und verfestigtem Illuvialhorizont zeichnen sich in der Ackernutzung durch einen sehr begrenzten durchwurzelbaren Raum mit geringer Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit aus (KÖHNLEIN, BERGT; 1968). Die wichtigsten Ziele der verschiedenen Verfahren der Unterbodenmelioration sind daher die

- Homogenisierung des Profils,
- Lockerung des Unterbodens,
- Erhöhung der Durchwurzelungstiefe.

In der vorliegenden Arbeit wird die Meliorationswirkung einer Tiefenspatenfräse auf einem Humuspodsol untersucht. Grundlage der Untersuchung ist ein im Jahre 1979 angelegter Feldversuch auf einem Humuspodsol in Ackernutzung.

2. Versuchsanlage

Die hier beschriebene Versuchsvariante wurde mit einer Tiefspatenfräse der niederländischen Firma HEY AERTS, Brokhuizen, 115 cm tief gefräst.

Das eingesetzte Gerät ist 2,5 m breit und besitzt eine maximale Arbeitstiefe von 1,2 m. Jeweils vier starre, fast rechtwinklig gebogene Zinken mit Spatenspitzen sind in acht Kränzen senkrecht zur horizontalen Fräswelle angeordnet. Der Abstand der Kränze beträgt 30 bzw. 35 cm. Der Antrieb des Gerätes erfolgt über einen 220 KW Aufbaumotor.

* Bodentechnologisches Institut des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 2800 Bremen 1

** Inst. für Landschaftsbau, Albrecht-Thaer-Weg 2, 1000 Berlin 33

Im Herbst 1986, also 7 Jahre nach Versuchsanlage, wurden Bodenprofile der gefrästen Variante und des unbearbeiteten Podsols (Nullparzelle) auf bodenphysikalische und -chemische Kenndaten untersucht.

Im Mittel von bisher sieben Versuchsjahren seit Versuchsanlage wurde auf der Tieffräsparzelle ein um 10-15 % höherer Getreideertrag gegenüber der Nullparzelle (Humuspodsol) gemessen. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, diese Mehrerträge mit Hilfe von bodenphysikalischen und -chemischen Kenndaten zu erklären.

3. Ergebnisse

3.1 Profilansprache

Aus der Profilzeichnung der tiefgefrästen Parzelle (Abb. 1) ist ersichtlich, daß durch die Bearbeitung das Profil horizontal gegliedert wurde in die durch die Fräszinken durchmischten Bereiche (Fräsbalken) in 30-35 cm Abstand und in die weitgehend ungestörten Bereiche dazwischen.

Innerhalb der Fräsbalken wurde das Material aller Horizonte vermischt und liegt, kenntlich an der horizontspezifischen Färbung, in einzelnen Partien nebeneinander vor. Diese Bereiche sind bis Frästiefe intensiv durchwurzelt.

Zwischen diesen Fräsbalken ist die Durchwurzlung weniger intensiv und das ursprüngliche Profil besonders im Unterboden weitgehend erhalten. Die Lage und Grenzen der Orterdehorizonte (Bh1 und Bh2) sind deutlich zu erkennen. Der Ae-Horizont ist dagegen nicht mehr eindeutig identifizierbar, sondern mit Material der anderen Horizonte vermischt.

3.2 Lockerungswirkung

Die Untersuchung der Rohdichte, trocken (Abb. 2) beweist eine Dichteverringering im Bh2-Horizont sowohl innerhalb als auch zwischen den Fräsbalken um 8-10 %. Damit wurde die wurzelhemmende Verfestigung im Unterboden beseitigt.

Im Oberboden der gefrästen Parzelle wurde durch Rückverdichtung die Rohdichte von 8-11 % gegenüber der Nullparzelle erhöht. Damit bestätigt sich auch in diesem Versuch eine erhöhte Verdichtungsempfindlichkeit des durch Melioration gestörten Bodenverbandes (HARTGE u. SOMMER, 1979).

Zum weiteren Nachweis einer Lockerungswirkung wurden entlang einer 7 m langen Meßtrasse in 10 cm Abstand senkrecht zur Bearbeitungsrichtung Eindringwiderstandsmessungen mit einer Handdrucksonde vorgenommen. Mittels Zeitreihenanalyse* konnten regelmäßige Schwingungen mit 30 cm Periodenlänge (Abstand der Fräsbalken) nachgewiesen werden, die auf eine Verringerung des Eindringwiderstandes innerhalb der Fräsbalken hinweisen (Abb.3).

Nach WIND (1980) wird das Wurzelwachstum bei Eindringwiderständen über 300 N/cm² behindert. Dieser Grenzwert wird im Podsol ab 30 cm Tiefe überschritten, während er in der gefrästen Parzelle erst ab 50 cm Tiefe erreicht wird (Abb.4). Damit wurde der durchwurzelbare Raum durchschnittlich um 20 cm vergrößert.

Die intensive Lockerung innerhalb der Fräsbalken bewirkte eine gegenüber dem Podsol um durchschnittlich 6 Vol.% verringerte nutzbare Feldkapazität (Abb. 5) durch Vergrößerung des Grobporenanteils auf Kosten der Mittelporen. Betrachtet man jedoch die nFK des effektiven Wurzelraumes, ergibt sich für die gelockerten Bereiche innerhalb der Fräsbalken eine um 40 mm größere nFK gegenüber dem Podsol.

Diese Erhöhung der verfügbaren Wassermenge durch die lockerungsbedingte Vergrößerung des nutzbaren Bodenraumes, dürfte in erster Linie die Mehrerträge der tiefgefrästen Variante erklären. Erhärtet wird diese Annahme durch die Beobachtung, daß in Trockenjahren die Mehrerträge besonders deutlich ausfallen.

3.3 Homogenisierungseffekte

Anhand der Parameter Humusgehalt, pH-Wert und DL-P-Gehalt (Abb. 6) soll die Homogenisierungswirkung der Tiefspatenfräse nachgewiesen werden.

Die Daten (Abb. 6) deuten auf eine Homogenisierung des Materials aller Horizonte innerhalb der Fräsbalken hin. In diesen Bereichen sind über die gesamte Tiefe die chemischen Parameter recht einheitlich. Dabei ist der Unterboden mit humosem Material um bis zu 300 % angereichert worden, während der Oberboden um 20-50 % an Humus gemagert wurde. Entsprechend wurde der pH-Wert im Unterboden angehoben und im Oberboden gesenkt. Der Phosphatge-

* Die statistische Verrechnung erfolgte mit einem Programm von Herrn Dr. J. Böttcher, NLFb Hannover

halt, im unbearbeiteten Podsol wurden die höchsten Werte in den Orterdehorizonten gemessen, wurde entsprechend im Unterboden gesenkt und im Oberboden angehoben.

Zwischen den Fräsbalken haben sich lediglich im Bereich des Ap- und Ae-Horizontes die Werte für die chemischen Parameter verändert, die Daten beweisen eine Vermischung dieser Horizonte bei gleichzeitiger Einarbeitung von humusarmen und phosphatreichen Unterbodenmaterial. Im Unterboden ist zwischen den Fräsbalken keine Veränderung eingetreten, eine Homogenisierungswirkung ist in diesem Bereich nicht zu verzeichnen.

Nach RAUHE (1960) überwiegt der Vorteil der Humusverteilung in die Tiefe bei weitem den Nachteil der Humusmagerung im Oberboden, da die organische Substanz als Nährstoffsorbent und Wasserspeicher ein Attraktionszentrum für die Pflanzenwurzel darstellt und diese zum Wachstum in die Tiefe und damit zur Ausnutzung des verfügbaren Bodenraumes anregt. Die Qualität des Wurzelraumes ist demnach über die Homogenisierung verbessert worden.

4. Zusammenfassung

Die Meliorationsarbeit einer Tiefspatenfräse auf einem trockenen Heidepodsol bewirkte eine intensive Mischung des Materials aller Horizonte innerhalb der durch die Fräszinken entstandenen Bereiche in 30 cm Abstand. Zwischen diesen Bereichen wurde lediglich Material aus dem Ae- und Ap-Horizont vermischt, während im Unterboden keine Homogenisierung stattfand.

Durch die Lockerungswirkung konnte die wurzelhemmende Verfestigung des Bh₂-Horizontes aufgehoben werden, allerdings wurden nur innerhalb der Fräsbalken die Eindringwiderstände soweit verringert, daß die Wurzeln bis Frästiefe wachsen können. Im Oberboden hat eine über das ursprüngliche Maß hinausgehende Rückverdichtung des Bodenmaterials stattgefunden.

Die gemessenen Ertragssteigerungen von 10-15 % begründen sich in erster Linie mit der Erhöhung des nutzbaren Bodenraumes und der damit einhergehenden Vergrößerung der nFK im effektiven Wurzelraum.

Literatur

- HARTGE, K.H., SOMMER, C., 1979: Bodenverdichtungen und ihre Beurteilung; Z.f.Kulturtechn. u. Flurberein. 20.21, 257-268
- KÖHNLEIN, J., BERGT, K., 1968: Ein Beitrag zur Kenntnis der nordwestdeutschen Heidepodsole als landwirtschaftliche Nutzfläche; Schriftenreihe der landw. Fakultät d.Uni. Kiel 43

PANOFSKY, W.A., BRIER, G.W., 1958: Some applications of statistics to Meteorology; University Park, Pennsylvania

RAUHE, K., 1960: Der Einfluß bestimmter Tiefkulturmaßnahmen auf die Ertragsfähigkeit leichter Böden in Trockenlagen; Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften Berlin, Tagungsber. 28, 11-38

WIND, G.P., 1980: Techniken der Verbesserung des Bodenprofils von Moor- und Sandmischböden; Richtig meliorieren, Arbeiten der DLG 168, 39-48

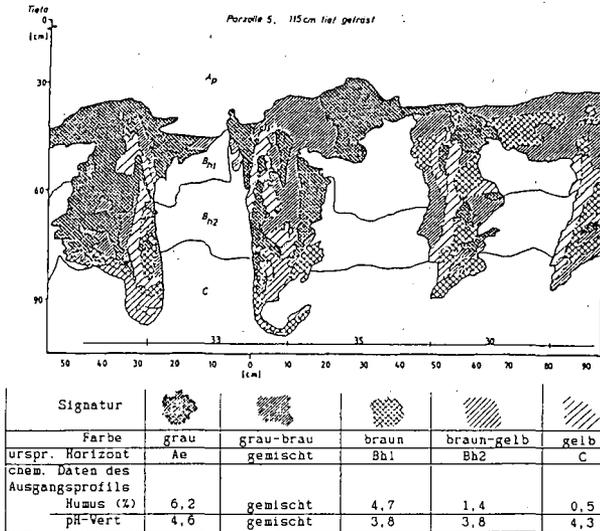


Abb. 1: Bodenprofil der 115 cm tiefgefrästen Parzelle und die Verteilung des Bodenmaterials der ursprünglichen Horizonte - Aufnahme quer zur Bearbeitungsrichtung -

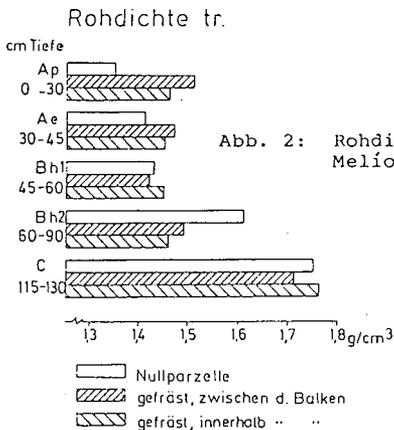


Abb. 2: Rohdichte (tr.) in Abhängigkeit von der Meliorationsmaßnahme und der Bodentiefe

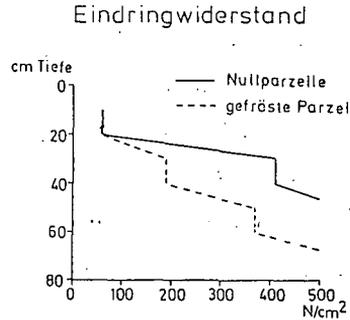
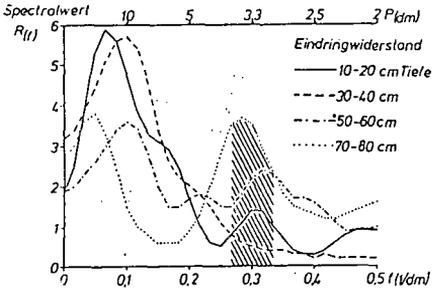


Abb. 3: Spectrogramme für den Eindringwiderstand in verschiedenen Bodentiefen der 115 cm tiefgefrästen Parzelle

Abb. 4: Eindringwiderstand in Abhängigkeit von der Meliorationsmaßnahme und der Bodentiefe

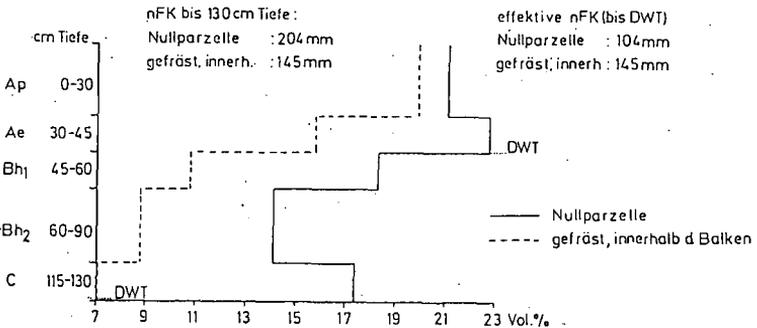


Abb. 5: Nutzbare Feldkapazität des Humuspodsoles und der 115 cm tiefgefrästen Variante

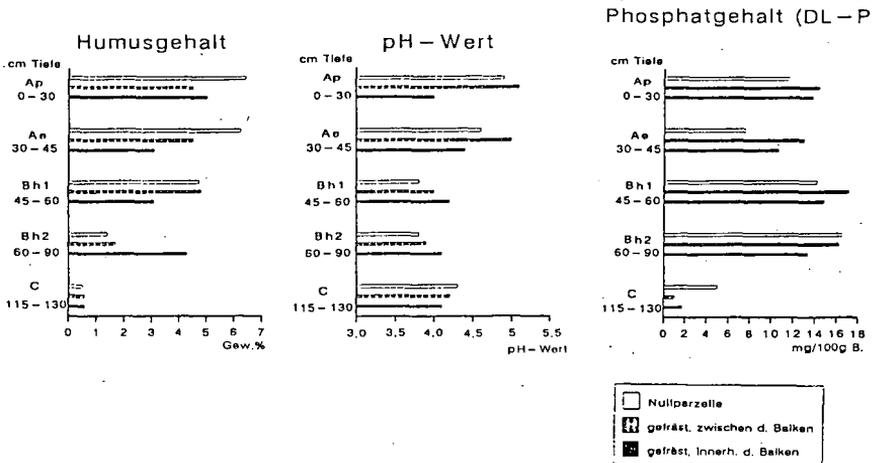


Abb. 6: Ergebnisse der bodenchemischen Untersuchungen

Einfluß von Wasserhaushalt und Gründigkeit in
Böden aus permischen Vulkaniten auf die land-
wirtschaftliche Nutzbarkeit

von

Schamp, P.J.⁺ u. H. Wiechmann⁺⁺

Im Rahmen der Erarbeitung eines Landschaftsplans für die Stadt Idar-Oberstein sollte ermittelt werden, inwieweit die Landschaft auch weiterhin durch die Landwirtschaft genutzt und erhalten werden kann bzw. welche Flächen der Landwirtschaft erhalten bleiben müssen und nicht für Siedlungszwecke herangezogen werden dürfen.

Idar-Oberstein, eine Stadt am Nordrand der Saar-Nahe-Senke, ist eine Flächengemeinde von 6600 ha mit ausgewiesenen 2800 ha forstlich und über 2000 ha landwirtschaftlich genutzten Flächen. Letztere ist jedoch nur noch zu 51 % in der Nutzung, der Anteil der Sozialbrache mit starker Verbuschung nimmt laufend zu.

Die Geologie des Stadtgebietes ist durch die Lage am südwestlichen Rand der Nahe-Mulde geprägt. Zwischen devonischen Tonschiefern im äußersten Nordwesten, einem anschließenden Saum aus Konglomeraten des Unterrotliegenden und quarzitgeröllreichen Fanglomeraten der Waderner Schichten des Oberrotliegenden bilden die Vulkanite der sogenannten Grenzlagergruppe im Kern des Stadtgebietes fast ebene Hochflächen von 450 - 500 m Höhe, die von bis zu 200 m tief eingekerbten Tälern zerschnitten werden.

Eine frühere Kartierung der Grenzertragsböden auf der Grundlage der Reichsbodenschätzung durch die Landsiedlung Rheinland-Pfalz ergab einen hohen Anteil an Grenzertragsstandorten in diesem Gebiet.

+) Institut f. Bodenkunde, Nußallee 13, 5300 Bonn 1

++) Institut f. Bodenkunde, Allende Platz 2, 2000 Hamburg 13

Bei einer eigenen Bodenkartierung wurden überwiegend stark erodierte Böden, in denen das Solum entweder unmittelbar den festen weitgehend unverwitterten Vulkaniten auflag (Bodentypen Ranker - Ranker-Braunerde) oder solche mit stark vergrusten Horizonten gefunden. Hierbei handelt es sich überwiegend um postvulkanisch hydrothermal zersetzte Vulkanite, in denen außerdem reliktsche Saprolithmerkmale ausgeprägt sein können. Da autohydrochemischer Zersetz und Verwitterungssaprolith nicht sicher unterschieden werden können, wird im Folgenden nur noch von Zersetz gesprochen. Bezüglich der Ermittlung des landwirtschaftlichen Potentials dieser verbreiteten vergrusten Böden ergab sich als gravierendes Problem die Beurteilung des Wasserhaushaltes.

Beim Kartieren wurde der Zersetz vom Pürkhauer-Bohrer relativ leicht durchdrungen. Im Profil tiefgründiger lehmig-toniger feinerdereicher Böden zeigt der Zersetz grusige Gesteinstruktur, dieses Skelett ist leicht zu zerstören und zerfällt in feuchtem Zustand bereits bei geringer Belastung. An stärker erodierten Standorten liegen tiefere Zersetzhorizonte nahe der Oberfläche. Hier zeigt der grusige Zersetz stärkere Gesteinstruktur im Verband und kann nur mit mehr oder weniger starkem Druck (wie z.B. bei Bodenbearbeitung) in grusige bis sandige Partikel zerteilt werden. Hieraus ergab sich die Frage, ob diese Materialien bezüglich ihrer physikalischen Eigenschaften wie Skelett oder wie Feinboden zu beurteilen sind.

Tab. 1: Klima der Hochflächen der Vulkanite

Ø-Temperatur	7,1 - 7,4 ⁰ C
Niederschlag im Jahr	750 - 800 mm
Niederschlag Mai-Juli	180 - 200 mm
Vegetationsbeginn	Ende März / Anfang April

Da in dem grusig-bröckeligen Material keine Stechzylinder entnommen werden konnten, wurde zur Untersuchung des Wasserhaushaltes die von Benecke, Beese und van der Ploeg (1976) für skeletthaltige Böden entwickelte Methode ausgewählt. Dabei wird ein im Profil in entsprechender Tiefe herauspräparierter und dann mit glasfaserverstärktem Kunststoff ummantelter Würfel von etwa 15 cm Kantenlänge im Labor an Unter- und Oberseite plangeschnitten und nach Aufsättigung mit Wasser und Aufstellung auf einer keramischen Platte über ein Unterdrucksystem stufenweise entwässert. Dabei werden im Würfel

mit Hilfe von Tensiometern der hydraulische Gradient und die mittlere Wasserspannung ermittelt. Das abgesaugte Wasser wird aufgefangen und volumenmäßig bestimmt. Mit Hilfe der gewonnenen Daten und unter Anwendung der Darcy-Gleichung kann dann eine $\Psi - \theta$ und $k - \theta$ -Beziehung erstellt werden. $\Psi - \theta$ -Beziehungen bei höheren pF-Stufen (über pF 2,6) werden an gestörten Proben ermittelt.

Im Folgenden sollen die Ergebnisse von zwei untersuchten Standorten gezeigt werden.

Regulshausen Reithalle I (RRI) ist ein flachgründiger Standort, an dem ein 20 cm mächtiger Ap über grusigem Zersatz mit relativ festem Gesteinsverband liegt. Die Farbe des Zersatzes kann von gelbbraunen über rötlich zu violetten und grünen Farbtönen variieren, ohne daß sich dadurch die physikalischen Eigenschaften ändern.

Regulshausen Reithalle II (RRII) ist ein nur wenige Meter entfernter Boden mit mächtigerem feinerdereicherem Solum und polyedrisch-prismatischer Struktur im Bv. Der tiefere entnommene CvBv-Horizont ist durch einen deutlich höheren Anteil der bereits genannten grusigen skelettähnlichen Zersatzpartikel in gesteinsähnlichem Verband gekennzeichnet, die bei Wassersättigung sehr leicht zerfallen. In allen grusigen Zersatzhorizonten kann der Skeletthalt nicht eindeutig bestimmt werden, da je nach Druck bei der Vorbehandlung vor dem Absieben des Feinbodens mehr oder weniger Skelett übrigbleibt.

Tab. 2: Körnung (%), Lagerungsdichte (g/cm³)

Profil	Regulshausen		Regulshausen	
	Reithalle I		Reithalle II	
Horizont	Ap	Cv	Bv	CvBv
> 2 mm (Vol%)	12,5	36,5	9,0	2,5
gS	11,3	17,5	8,6	15,1
m+fS	40,0	43,8	28,9	27,1
U	33,6	23,7	40,7	37,4
T	15,1	15,0	21,8	20,4
LD	1,9	1,7	1,5	1,6

Als Vergleichshorizont wurde ein BtSwSd-Horizont einer Lößparabraunerde herangezogen.

Ergebnisse

Tab. 3: unterschiedlich ermittelte nutzbare Feldkapazitäten (nFk, pF 1,8 - 4,2) in mm / dm

Profil	Horizont	gemessen	nach Kartieranl. (< 2 mm + LD)	nach Kartieranl. (+ > 2 mm)
RR I	Ap	17,5	16	14,0
RR I	Cv	14,0	16	11,0
RR II	Bv	15,5	17	15,5
RR II.	CvBv	15,5	17	15,5

Die gemessenen nutzbaren Feldkapazitäten (nFk) liegen in einem für Böden dieser Texturen üblichen Bereich. Ermittelt man die nutzbare Feldkapazität nach der Kartieranleitung unter Berücksichtigung von Textur, Lagerungsdichte und Skelettanteil, ergeben sich in etwa die gemessenen Werte. Bei den Horizonten von Regulshausen Reithalle I führt die Berücksichtigung des Skelettanteils zu deutlich niedrigeren Werten. Daraus muß geschlossen werden, daß der relativ feste grusige Skelettanteil bezüglich des Vorrats an pflanzenverfügbarem Wasser nicht als Skelett im üblichen Sinne (porenarmes Gestein) beurteilt werden darf. Die Ergebnisse der Horizonte des Profils RR II, die nur geringen Differenzen zwischen gemessenen Werten und Angaben der Kartieranleitung ohne Berücksichtigung des Skelettanteils, rechtfertigen die Vernachlässigung dieses in diesem Falle nur schwer zu ermittelnden Parameters bei der Beurteilung des pflanzenverfügbaren Wasservorrats dieser Böden.

Aus der Beziehung zwischen ungesättigter Leitfähigkeit (ku) und der Wasserspannung (pF) geht eindeutig hervor, daß der Lößbodenhorizont durchweg höhere Leitfähigkeiten aufweist, als die untersuchten Horizonte der Böden aus Vulkaniten.

Die grusigen Zersatzhorizonte und der verdichtete Ap-Horizont verhalten sich in etwa gleich. Der Bv mit usL weist bis in den Bereich von pF 2,3 eine deutlich niedrigere Leitfähigkeit auf. Dieses Ergebnis wurde auch durch Werte anderer untersuchter Horizonte mit grusigem Zersatz bestätigt. Horizonte mit grusigem Zersatz weisen im pF-Bereich zwischen pF 1,6 bis ca. 2,2 eine höhere Leitfähigkeit auf, als die nur wenig Grus enthaltenden Bv-Horizonte. Dies

liegt vermutlich daran, daß die Bv-Horizonte bereits bei geringerer Austrocknung stark aggregieren, deutlich Schrumpfrisse aufweisen, so daß die Wasserbewegung im Profil gehemmt wird.

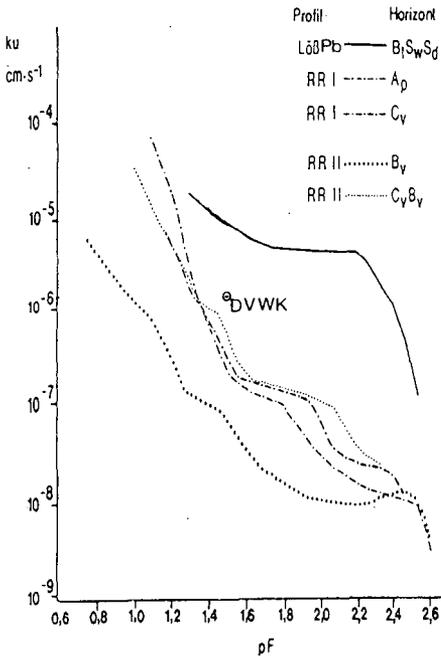


Abb.1 $\psi - k -$ Beziehung

Die Leitfähigkeiten der Böden aus Vulkaniten sind niedrig. Bei einer Wasserspannung von 30 cm, also pF 1,5, liegen alle Horizonte unter dem Wert für einen idealen Ackerboden von 0,1 cm/Tag (DVWK, 1986), also ungef. $1,15 \times 10^{-6} \text{ cm} \times \text{s}^{-1}$. Die grusigen Horizonte sind daher mit dichten Tonböden vergleichbar. Bei Aggregation im Bv liegen die ungesättigten Leitfähigkeiten im Bereich geringer Wasserspannung noch niedriger.

Trotz der relativ hohen nFk erfolgt im Bereich bis pF 2,6 in diesen Böden die Nachlieferung deutlich langsamer als in Sand oder Lehmböden. Dies kann bei erhöhter Transpiration der Pflanzen zu Verarmung im Bereich der Wurzeln führen, da bereits bei geringen Saugspannungen die Leitfähigkeiten sehr niedrig sind und die Wassernachlieferung dann zu langsam erfolgt. Berücksichtigt man zur Abschätzung der Wasserversorgung der Pflanzen auch noch den durchwurzelbaren Bodenraum, so ist aus Wurzeluntersuchungen in Aufgrabungen für den Zersatz mit Gesteinstruktur kaum eine Durchwurzelung anzunehmen. Für das Profil Regulshausen Reithalle I ist dann nur eine Gründigkeit von 30 cm, für das Profil Regulshausen Reithalle II, eine solche von 70 - 80 cm anzusetzen. Daraus errechnen sich nFk von 50 bzw. 100 bis, in mächtigeren Partien, 130 mm. Andere Profile zeigen ähnliche Verhältnisse, wobei mächtigere Bvs zu höheren nFk führen, was das Ertragspotential natürlich verbessert.

Bei erhöhter Transpiration der Pflanzen zu Verarmung im Bereich der Wurzeln führen, da bereits bei geringen Saugspannungen die Leitfähigkeiten sehr niedrig sind und die Wassernachlieferung dann zu langsam erfolgt. Berücksichtigt man zur Abschätzung der Wasserversorgung der Pflanzen auch noch den durchwurzelbaren Bodenraum, so ist aus Wurzeluntersuchungen in Aufgrabungen für den Zersatz mit Gesteinstruktur kaum eine Durchwurzelung anzunehmen. Für das Profil Regulshausen Reithalle I ist dann nur eine Gründigkeit von 30 cm, für das Profil Regulshausen Reithalle II, eine solche von 70 - 80 cm anzusetzen. Daraus errechnen sich nFk von 50 bzw. 100 bis, in mächtigeren Partien, 130 mm. Andere Profile zeigen ähnliche Verhältnisse, wobei mächtigere Bvs zu höheren nFk führen, was das Ertragspotential natürlich verbessert.

Die trotzdem meist als gering zu beurteilende Wasserspeicherung, geringe Wasserleitfähigkeiten und geringe Niederschläge von durchschnittlich 180 - 200 mm in der Vegetationszeit Mai bis Juli, mit den Niederschlägen des April ca. 230 - 250 mm, reichen daher auf den meisten Böden mit Gesteinszersatz nur für unterdurchschnittliche bis durchschnittliche Erträge (ca. 35 - 50 dt Winterweizen, ca. 12 - 19 dt Winterraps).

Zusammenfassung:

Die Böden aus permischen Magmatiten im Stadtgebiet Idar-Obersteins zeichnen sich durch einen deutlichen Gehalt an Bestandteilen aus grusigem Zersatz aus, der jedoch bei der Beurteilung des pflanzenverfügbaren Wasserhaushalts vernachlässigt werden kann. Die Nachlieferung erfolgt auf Grund sehr niedriger Leitfähigkeiten im ungesättigten Bereich aber sehr langsam, was zu zumindest zeitweisem Wassermangel im Wurzelbereich führen kann. Die Durchwurzelung endet nach Beobachtung im Felde im oberen Bereich des Zersatzes. Der geringe nutzbare Wasservorrat des Wurzelraums bedingt deshalb nur ein geringes Ertragspotential dieser Flächen.

Literatur:

- AG Bodenkunde (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, Hannover
- Bennecke, P.; Beese, F.; van der Ploeg, R.R. (1976): Bodenhydrologische Methoden zur Untersuchung ungestörter skelettreicher Böden; Z. Pflanzenernähr. Bodenk., Band-Nr. 361-371
- Deutscher Wetterdienst (1957): Klima-Atlas von Rheinland-Pfalz; Bad Kissingen
- Dt. Verb. für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK). (1986): Bodenkundliche Grunduntersuchung im Felde zur Ermittlung von Kennwerten meliorationsbedürftiger Standorte; Teil 3. Anwendung der Kennwerte für die Melioration; Hamburg, Berlin
- Falke, H. u. Bank, H. (1970): Zur Geologie und Tektonik der südwestlichen Nahemulde; 19. Sonderheft zur Jahrestagung d. VFMG in der Idar-Oberstein: 53-66
- Landsiedlung Rheinland-Pfalz GmbH (1977): Kartierung der Grenzertragsstandorte, Koblenz

schinen eingesetzt. Im Bereich des Elbe-Seitenkanals wird das erforderliche Beregnungswasser aus diesem entnommen. Die kanalfernen Gebiete müssen die Versorgung ihrer Betriebe mit Beregnungswasser durch Pumpwerke sicherstellen. Die Grundwasserförderung erfolgt im allgemeinen aus dem zweiten Grundwasserstockwerk mit Entnahmetiefen zwischen 60 und 90 m (NIETFELD,1986).

Hierzu sind sowohl zu beiden Seiten des Elbe-Seitenkanals als auch in den kanalfernen Feldmarken Beregnungsverbände gegründet worden. In Tabelle 2 sind die im Gebiet der Samtgemeinde Bodenteich bestehenden Beregnungsverbände mit ihren Beregnungsflächen und den Entnahmemengen in den Jahren 1983 bis 1986 aufgelistet.

Tab.2 Beregnungsverbände in der Samtgemeinde Bodenteich

Beregnungs- verband	Größe in ha	Wasserrecht in 1000 m ³	verregnete Wassermenge in 1000 m ³			
			1983	1984	1985	1986
Wasserentnahme aus dem Elbe-Seitenkanal						
Häcklingen II	146	288	207	98	102	189
Lüder-Rö.-Rei.	704	936	816	181	180	579
Lüder-Süd	395	432 *	630	109	101	375
Wasserentnahme aus fließendem Gewässer						
Abbdorf	121	120	165	44	57	134
Wasserentnahme aus Tiefbrunnen						
Bockholt	272	275	314	90	197	264
Häcklingen I	69	70	85	32	38	65
Kattien	111	118	147	51	67	110
Müssingen	195	188	-	50	29	53
Soltendieck	178	160	340	83	119	180
Thielitz	196	200	391	159	164	256
Varbitz	415	412	172	50	70	133

* davon 1 Tiefbrunnen mit 180 000 m³ Wasserrecht

Während im Trockenjahr 1983 das genehmigte Wasserrecht zum Teil erheblich überschritten worden ist, sind 1984 und 1985 und auch 1987 deutlich geringere Wassermengen für die Feldberegnung erforderlich gewesen. Damit bleibt die Grundwasserbeanspruchung langfristig im Bereich von 80 mm jährlich.

Die einzelne Regengabe wird vom Betriebsleiter nach Zeitpunkt und Menge für den jeweiligen Feldbestand festgelegt. Die sich daraus ergebenden Anforderungen werden vom Beregnungsverband zu einem Betriebsplan zusammengefaßt.

4 Die "klimatische Wasserbilanz" als Beratungsgrundlage

Um die Betriebsleiter bei ihrer Entscheidung zum Einsatz der Feldberegnung zu unterstützen, veröffentlicht die Beratungsstelle der zuständigen Landwirtschaftskammer Hannover im Landkreis Uelzen während der Beregnungsperiode wöchentlich in der lokalen Zeitung "Hinweise für die Feldberegnung" (Tabellen 3 und 4). Im Gebiet Bodenteich hat die Meßstelle Abbdorf eine günstige Lage etwa im Mittelpunkt der Samtgemeinde.

Am Beginn dieser Meßreihe ist die klimatische Wasserbilanz mit Null

angesetzt worden. Zu einer realen klimatischen Wasserbilanz sind die Ausgangswerte um den Bodenvorrat bei Meßbeginn zu erhöhen.

Tab.3 Hinweise für die Feldberegnung (Allg.zeitung vom 18.7.87)

I. Witterung				
Niederschlag, Verdunstung und klimatische Wasserbilanz in der Zeit vom 11. bis 17. Juli 1987				
im Raum	Niedersch. mm	Verdunst. mm	klimatische Wasserbilanz	klimat. Wasserbil. seit Meßbeginn 16.5.
Himbergen	24	21	+ 3	-18
Gr. Hesebeck	38	22	+16	- 3
Secklendorf	31	24	- 7	-43
Bargdorf	35	21	+14	-24
Altenebstorf	25	23	- 2	-32
Brockhöfe	7	21	-14	+ 8
Holthusen II	6	26	-20	-48
Suderburg	4	25	-21	-68
Wrestedt	5	21	-16	-25
Abbandorf	14	21	- 7	-28
Dalldorf	25	26	- 1	-31
Uelzen-Oldenstadt	8	26	- 8	-48

II. Einsatz der Feldberegnung

Die täglichen Verdunstungswerte lagen in der Berichtswoche bei durchschnittlich 3 mm. Durch gewittrige Niederschläge ist insbesondere im Nordkreis die klimatische Wasserbilanz positiv ausgefallen. Durch niederschlagsreiche Gewitter am gestrigen Freitag, in der Bilanz noch nicht enthalten, ist die Beregnung vorerst zu keiner Frucht erforderlich.

Tab.4 Hinweise für die Feldberegnung (Allg.zeitung vom 29.8.87)

I. Witterung				
Niederschlag, Verdunstung und klimatische Wasserbilanz in der Zeit vom 22. bis 28. August 1987				
im Raum	Niedersch. mm	Verdunst. mm	klimatische Wasserbilanz	klimat. Wasserbil. seit Meßbeginn 16.5.
Himbergen	4	13	- 9	+17
Gr. Hesebeck	7	13	- 6	+75
Secklendorf	7	15	- 8	+13
Bargdorf	6	15	- 9	+45
Altenebstorf	5	18	-13	+18
Brockhöfe	6	13	- 7	+46
Holthusen II	8	14	- 6	-18
Suderburg	2	18	-16	-30
Wrestedt	4	15	-11	+78
Abbandorf	9	15	- 6	+41
Dalldorf	5	15	-10	+41
Uelzen-Oldenstadt	2	18	-16	+27

II Einsatz der Feldberegnung: entfällt

Dieser ist am Beginn der Vegetationsperiode in der Mehrzahl der Jahre gleich der nutzbaren Feldkapazität (nFk). Bei grundwasserfreien Böden ist diese im Bereich des effektiven Wurzelraumes (nFkWe) das wesentliche Maß für die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge. Es ist daher für den Landwirt erforderlich, den Beregnungseinsatz auf der einzelnen Fläche unter Berücksichtigung von nFkWe zu planen und am Beginn der jährlichen Meßreihe für die klimatische Wasserbilanz nicht

von Null auszugehen. Bei dieser Berechnungsart ist die erste Regengabe dann erforderlich, wenn sich die klimatische Wasserbilanz 50% von nFkWe nähert.

5 Beregnungsbedürftigkeit der anstehenden Böden

Die Grenzen der einzelnen Feldbereiche sind aus der Reichsbodenschätzung zu entnehmen. Bei dieser sind für die zugehörigen Grablöcher Profilbeschreibungen vorhanden. Diese Angaben sind über die EDV im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung karten- und dateimäßig ausgewertet. Die daraus abgeleiteten Werte für einige Ackerflächen in der Gemarkung Thielitz sind in Tabelle 5 enthalten.

Tab.5 Die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes einzelner Flächen im Beregnungsverband Thielitz

Flächennummer	Bodentyp	We	nFkWe	Bodenfeuchtezustand
1	B33	6	102	3
2	N-B23	6	102	3
3	B43	6	100	3
4	S-B33	6	136	3
5	N33	6	97	3
6	P-B33	6	94.5	3
7	P-B42	5	77.5	2
8	T-S41	7	136	6
9	N33	6	94.5	3
10	T-B23	6	102	3
11	N33	6	102	3
12	B33	6	94.5	3
13	B33	6	92	3
14	B-G32	7	157.5	7
15	P-B43	6	102	3
16	P-B32	5	83.5	2

Die hier anstehenden Moränen sind während der Ablagerung und der anschließenden Einebnung stark umgelagert worden. Dadurch ist der kleinräumige Wechsel der anstehenden Böden bedingt. Die Feldberegnung ist auf diesen Böden bei den angebauten Intensivkulturen unentbehrlich. Sie ist aber auch ein sehr kapitalaufwendiges Betriebsmittel. In Tabelle 6 sind die Anlage- und Betriebskosten für zwei Beregnungsverbände zusammengestellt.

Tab.6 Kosten der Feldberegnung (nach NIETFELD, 1986)

	Beregnungsverband	
	Lüder-Röhrsen-Reinstorf	Thielitz
	Entnahme aus	
	Elbe-Seitenkanal	Tiefbrunnen
jährliche Anlagekosten/ha	70,--DM	135,--DM
Betriebskosten je m ³ verregnetes Wasser	0,16DM	0,12DM

Die Anlagekosten sind unabhängig vom Einsatz der Feldberegnung jährlich zu zahlen. Bei der Entnahme aus dem Elbe-Seitenkanal entfallen die in Thielitz erforderlichen Kosten des Tiefbrunnens. Die Betriebskosten sind in Lüder-Röhrsen-Reinstorf höher, weil dort für das größere Verbandsgebiet mit langen ortsfesten Rohrleitungen

bei einseitiger Lage des Pumpwerkes an der Ostseite des Verbandes am Kanal höhere Stromkosten anfallen, als bei der zentralen Lage des Pumpwerkes in Thielitz.

6 Wasserbewegung im wasserungesättigten Boden

Die effektive Durchwurzelungstiefe ist auf diesen Böden nach den physikalischen Parametern mit 5 bis 7 dm ermittelt worden (siehe Tab.5). Es ist wünschenswert, in diese Berechnung auch bodenchemische und bodenbiologische Werte einzubeziehen. Die gesamte ungesättigte Zone ist in Moränen mit häufig wechselnden Sedimentschichten für die vertikale Wasserleitfähigkeit ungünstiger einzustufen als Profile mit geringerem Bodenartenwechsel (KUNTZE u.a.,1987). Neben dem geologischen Schichtwechsel ist die durch die landwirtschaftliche Nutzung bedingte Gliederung der wasserungesättigten Zone zu berücksichtigen.

Sie gliedert sich in

- die Ackerkrume mit 25 bis 35 cm Mächtigkeit,
- die Unterkrume mit 5 bis 11 dm Mächtigkeit auf Mineralböden (auf Mooren ist sie deutlich geringer),
- den Bereich oberhalb der Bodenwasserscheide (nach KARTIERANLEITUNG "horizontale Wasserscheide"-hydraulischer Gradient =0),
- die ungesättigte Zone unterhalb der Bodenwasserscheide,
- den offenen Kapillarraum,
- den geschlossenen Kapillarraum oberhalb der Grundwasseroberfläche.

Mit den Schwankungen der Grundwasseroberfläche vergrößert oder verringert sich der Bereich der wasserungesättigten Zone. In dieser Zone wandert die Bodenwasserscheide im Verlauf der Vegetationsperiode zunächst von der Geländeoberfläche abwärts. Erst im Spätherbst kehrt sich diese Bewegung um, so daß die Bodenwasserscheide oft erst im Dezember die Bodenoberfläche erreicht und damit ihre Wirksamkeit verliert (SCHWERDTFEGER 1985). Die tiefste Lage der Bodenwasserscheide kann durch unterschiedlichen kapillaren Aufstieg je nach Bodentyp zwischen 1,2 bis 2,5m unter Geländeoberfläche schwanken.

7 Wirkung der Infiltration für die Grundwasserneubildung

Aus der genauen Kenntnis der ungesättigten Zone am jeweiligen Untersuchungsort lassen sich Aussagen zur Grundwasserneubildung ableiten (SCHWERDTFEGER 1986a und b). Die Einsickerung von Niederschlagswasser in den Boden ist Voraussetzung für eine Grundwasserneubildung; sie setzt das Vorhandensein einer ungesättigten Zone voraus. Die Infiltrationsrate wird in mm/h gemessen.

Zu ihrer Erfassung sind aufwendige Untersuchungen erforderlich, die nicht in Lysimetern sondern im Freiland durchgeführt werden sollten. Nur unter dem zu untersuchenden Feldbestand kann die Infiltration nach Abzug allen oberhalb der Bodenoberfläche verbleibenden Wassers von den Freilandniederschlägen gemessen werden. Der weitestgehende Teil des Infiltrationswassers wird nach kapillarem Aufstieg von der Bodenoberfläche oder nach Aufnahme durch die Saugwurzeln von den Pflanzen verdunstet.

Nur der geringere Teil erreicht den Kapillarraum und kann dann ins Grundwasser eintreten. Dies erfolgt unter mitteleuropäischen Klimaverhältnissen fast ausschließlich in den Wintermonaten. Daher ist eine Grundwasserbelastung, z.B. durch Nitratauswaschung, nur in diesem Zeitabschnitt möglich. Eine Feldberegnung, bei der die einzelne Regengabe nicht über nFkWe hinausgeht, kann somit nicht zur Nitratauswaschung führen.

Bei der Erstellung fachspezifischer Karten zur Grundwassergefähr-

dung durch Nitratauswaschung muß überwiegend auf vorhandene Datenbestände, z.B. die Unterlagen der Reichsbodenschätzung, zurückgegriffen werden. Die daraus entwickelten Konzeptkarten bedürfen der Überprüfung im Gelände durch erfahrene Kartierer.

8 Zusammenfassung

Da im Gebiet der Samtgemeinde Bodenteich die Feldberechnung zu einem Teil wie üblich aus dem Grundwasser, zum anderen Teil aber aus dem Elbe-Seitenkanal erfolgt, ist eine Gegenüberstellung dieser unterschiedlichen Berechnungsverbände möglich. Deren Größe, Wasserrechte und verregnete Wassermengen werden für die Jahre 1983 bis 1986 tabellarisch dargestellt.

Als Beratungsgrundlage wird eine "klimatische Wasserbilanz" und daraus abgeleitete Hinweise zum Einsatz der Feldberechnung wiedergegeben. Durch vom NLFb vorgenommene Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für den Umwelt und Bodenschutz kann die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFkWe) und der Bodenfeuchtezustand für jede einzelne Fläche ermittelt werden. Unter Berücksichtigung der Wasserbewegung in der wasserungesättigten Bodenzone und der Infiltration können dem Landwirt Bodenkarten zur Verfügung gestellt werden, mit denen er den einzelnen Berechnungseinsatz genauer planen kann.

9 Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (Hrsg.): Bodenkundliche Kartieranleitung. 3. Auflage, Hannover, 1982.
- BUNDESMINISTER DES INNERN: Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung. - Bonn. 24.1.1985
- HEINEKE, H. J., K.-H. OELKERS und H. VINKEN: Vorstellungen zum Aufbau eines Bodeninformationssystems. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft, 1987 (im Druck).
- KUNTZE, H., G. ROESCHMANN u. G. SCHWERDTFEGER: Bodenkunde. - UTB 1106, Verlag E. Ulmer, Stuttgart, 1987 (im Druck)
- NIETFELD, R.: Vergleich von Berechnung im Gebiet der Samtgemeinde Bodenteich aus dem Elbe-Seitenkanal und aus dem Grundwasser in den Jahren 1983 und 1986. - Diplomarbeit FH NON, FB w&K, 1986
- SCHWERDTFEGER, G.: Grundwasserneubildung im Uelzener Becken unter Berücksichtigung unterschiedlicher bodenphysikalischer Verhältnisse. - Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 43/I, 287-292, 1985.
- SCHWERDTFEGER, G.: Erfordernisse und Möglichkeiten zur Verstärkung der Grundwasserneubildung im Uelzener Becken. - 2. Wissenschaftl. Tg. des DVWK: Hydrologie und Wasserwirtschaft, Haus Sonneberg, 1986
- SCHWERDTFEGER, G.: Erfordernisse und Möglichkeiten der Grundwasserbewirtschaftung. - Berichte d. XIII. Congress der UBC, Band IV., 1409-1410, Hamburg, 1986.
- SCHWERDTFEGER, G.: Bodenkarten zur Beurteilung von Flächen des niedersächsischen Grünbracheprogramms im Gebiet der Samtgemeinde Bodenteich. - Mittlg. Dtsch. Bodenkundl. Geselsch., 53, 275-280, 1987.
- UMWELTBUNDESAMT, II 1.6: Monatssummen der Niederschläge, Meßstelle Waldhof (Lüneburger Heide), 1987.

Ackerunkrautgesellschaften als Indikatoren für Standortver-
hältnisse unter besonderer Berücksichtigung der
Zeigerwerte von ELLENBERG

von

Steinrücken, U. und T. Harrach *)

In der Zeit von Ende Juni bis zur Ernte des Getreides wurde 1986 in Kirchvers, einer Gemarkung im Lahn-Dill-Bergland die Ackerwildkrautvegetation aufgenommen und auf 66 Standorten Bodenproben für chemische Analysen gezogen. Im Vordergrund der Untersuchungen stand eine Überprüfung der Anwendbarkeit der mittleren Zeigerwerte für Bodenreaktion und Stickstoff in der Standortkartierung.

2. Methoden

Die Standorte wurden nach dem Zufallsprinzip ausgewählt. Die Grösse der Aufnahmeflächen betrug 20 - 50 qm, die Artenzahl je Fläche variierte von 3 bis 43 Arten. Die Schätzung der Artmächtigkeit erfolgte nach REICHELDT und WILMANN (1973) in einer modifizierten Form der Braun-Blanquet'schen Skala. Die mittleren Zeigerwerte für Bodenreaktion, Bodenfeuchte und Stickstoff wurden mit dem OEKSYN-Programm von SPATZ et al. (1979) ohne Gewichtung nach der Artmächtigkeit berechnet. Die Bodenproben für die chemischen Analysen wurden aus dem Ap direkt nach der Ernte auf der Stoppel gezogen und die luftgetrockneten Proben mit Elektro-Ultra-Filtration (EUF) auf die Nährstoffgehalte von Kalium, Calcium und Stickstoff (Nitrat, Ammonium und Norg) (Memeth et al., 1986) untersucht. Die Bestimmung der Stickstofffraktionen erfolgte an einem Dreikanal-Autoanalyser der Firma Technikon im Institut für Pflanzenernährung der Justus-Liebig-Universität Giessen. Die pH-Werte wurden in 0.02n CaCl₂ - Lösung gemessen.

3. Das Untersuchungsgebiet

Die Gemarkung Kirchvers liegt ca 20km nordwestlich von Giessen im Lahn-Dill-Bergland, einem Ausläufer des Rheinischen Schiefergebirges. Auf den vorherrschenden Gesteinen Tonschiefer (teilweise mit Kalklinsen), Grauwacke und Diabas haben sich als charakteristische Bodentypen Ranker, Braunerden und Pseudogleye entwickelt. Das Gebiet wird größtenteils durch eine relativ extensive Nebenerwerbslandwirtschaft bewirtschaftet. Der Aufwand an Mineraldüngemitteln und an Pflanzenschutzmitteln ist gering.

4. Ergebnisse

4.1 Die mittlere Reaktionszahl (mR)

Die Reaktionszahl gilt nach ELLENBERG (1979) als Indikator für die Acidität des Bodens. In Abbildung 1 ist die Beziehung der mR-Zahl der Vegetationsaufnahme zum pH-Wert des Bodens und in Abb. 2 zum EUF-Calciumgesamtgehalt dargestellt. Auffallend ist die große

* Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität, Wiesenstr. 3-5 6300 Giessen

Streuung besonders im mittleren Skalenbereich. BÖCKER et al. (1983) geben für derartige Untersuchungen Streuungswerte von 0.5 - 1.0 Zeigerwerte an, die hier um das 2-3-fache überschritten werden. Der vergleichsweise höhere Korrelationskoeffizient in der Beziehung zum pH-Wert kann durch die in Abb. 3 dargestellte Beziehung zwischen pH-Wert und EUF-Calciumgesamtgehalt erklärt werden.

Auch bei der Durchführung von multiblen Regressionen mit den Einflußgrößen Artenzahl, Winter- oder Sommergetreide, EUF-Gesamtstickstoff und nutzbare Feldkapazität erhöhen sich die Korrelationskoeffizienten kaum. Für die Beziehung zum pH-Wert konnte ein (multibler) Korrelationskoeffizient von $r = 0.76^{***}$, für die zum Calciumgesamtgehalt von $r = 0.65^{***}$ errechnet werden. Am stärksten wirkte sich in beiden Fällen der EUF-Gesamtstickstoff und die angebaute Frucht (Winter- oder Sommergetreide) aus.

4.2 Die mittlere N-Zahl (mN)

In den Abbildungen 4 - 6 sind die Beziehungen zwischen mN-Zahl der Vegetationsaufnahme und der Gehalte an EUF-Nitrat (Abb. 4), EUF-Ammonium (Abb. 5) und EUF-Gesamtstickstoff (Abb. 6) dargestellt. In keinem Fall ergibt sich eine Beziehung zu den EUF-N-Fraktionen. Weder die sofort verfügbaren N-Mengen der EUF-Nitratfraktion, noch die EUF-Ammonium- noch die EUF-Stickstoffgesamtfraktion, die als Maß für eine längerfristige N-Versorgung dienen kann, zeigen eine Beziehung zu den mN-Zahlen der Vegetationsaufnahmen. Auch der EUF-N-Quotient, zu dem STEIN et al. (1987) eine Beziehung zur mN-Zahl unter Grünland fanden, und der Norg-Gehalt des Bodens (beide nicht abgebildet) weisen keinen Bezug zu den Zeigerwerten auf.

In multiplen Regressionsanalysen mit den Einflußgrößen pH-Wert, Artenzahl und nutzbare Feldkapazität des Standortes ergibt sich nur für die Beziehung zum Ammoniumgehalt ($r = 0.55^{***}$) eine Erhöhung des Korrelationskoeffizienten.

Einen großen Einfluß auf die Höhe des Korrelationskoeffizienten hat der pH-Wert. Mit sinkenden pH-Werten steigen die EUF-Gesamtstickstoffgehalte des Bodens, wie Abb. 7 zeigt; besonders bei pH-Werten kleiner 5.0 nehmen die N-Gehalte stärker zu, die wahrscheinlich eine Folge gehemmter mikrobieller Umsetzung sind. Lässt man diese Standorte ausser acht, so verbessert sich die Beziehung zur mN-Zahl deutlich (s. Abb. 8).

5. Diskussion

Die mittlere Reaktionszahl der Vegetationsaufnahme spiegelt mit gewissen Abstrichen den pH-Wert eines Standortes recht gut wider, deutlich schlechter ist die Beziehung zu dem mit EUF analysierbaren Calciumgesamtgehalt. Schwer erklärbar ist die große Streuung im mittleren Skalenbereich, doch scheint die Artenzahl sowie der kleinflächige Wechsel von stark versauerten Standorten auf Tonstiefer mit basischeren auf Diabas oder Kalk eine mögliche Erklärungsursache darzustellen. Die Ergebnisse der multiplen Regression stellen nur einen geringfügig besseren Zusammenhang fest.

Der vorgestellte, mit EUF analysierbare Stickstoffgehalt des Bodens scheint dagegen nicht geeignet zu sein, die mN-Zahl der Ackerunkrautvegetation zu erklären. Dies kann zum einen am Termin der Probenahme, der verwendeten Methode oder an Wechselwirkungen zwischen den Standortfaktoren, wie sie die Abb. 7 darstellt, lie-

gen. Zum anderen können der Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme und die Bewertung der Arten in ihrem N-Zeigerwert eine mögliche Fehlerquelle darstellen.

ZOLDAN (1981) stellt auf extensiv bewirtschafteten Äckern mit sehr hohen Artenzahlen der Unkrautvegetation gute Korrelationen zwischen mR-Zahl und pH-Wert ($r=0.96$) und mN-Zahl und "mittlerem aktuellem Nmin-Gehalt" ($r=0.75$) vor. Allerdings arbeitete er auf ausgewählten Äckern und prüfte nicht eine flächenbezogene Anwendung der mittleren Zeigerwerte. Bei einer solchen kann anderen Faktoren, wie einer unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensität eine besondere Bedeutung zukommen, die eine exakte Aussage über den Grad der Bodenversauerung oder den Stickstoffgehalt der Ackerkrume erschweren.

6. Zusammenfassung

Die mittlere Reaktionszahl der Vegetationsaufnahme von Ackerunkrautgesellschaften zeigt eine deutliche Beziehung zum pH-Wert des Standortes. Für die mittlere N-Zahl kann kein Zusammenhang zu einem der EUF-Stickstofffraktionen ermittelt werden. Die alleinige Verwendung von mittleren Zeigerwerten zur Kennzeichnung von Bodenparametern erscheint problematisch.

7. Literatur

- BÖCKER, R., KOWARIK, I., BORNKAMM, R.:
Untersuchungen zur Anwendung der Zeigerwerte nach ELLENBERG.
Verh. Ges. Ökol. 11: 35-36 (1983)
- ELLENBERG, H.:
Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas.
Scripta Geobotanica Volume 9 (1979)
- NEMETH, K., BARTELS, H., VOGEL, M.:
Die Bestimmung des pflanzenverfügbaren anorganischen und organischen Bodenstickstoffs mittels EUF 1. Teil.
Zuckerindustrie 111: 932 - 937 (1986)
- REICHEL, G., WILMANNS O.:
Vegetationsgeografie.
Das geografische Seminar
Westermann Verlag (1973)
- SPATZ, G., PLETL, L., MANGSTL, A.:
Programm OEKSYN zur ökologischen und synsystematischen Auswertung von Pflanzenbestandsaufnahmen.
in: Vegetationsgeografie
Westermann Verlag (1973)
- STEIN, K., KUNZMANN, G., HARRACH T.:
Die Vegetation als Indikator der Nährstoffversorgung.
Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 53: 299 - 304 (1987)
- ZOLDAN, J.W.:
Zur Ökologie, insbesondere zur N-Versorgung von Ackerunkrautgesellschaften in Südniedersachsen und Nordhessen.
Dissertation Göttingen (1981)

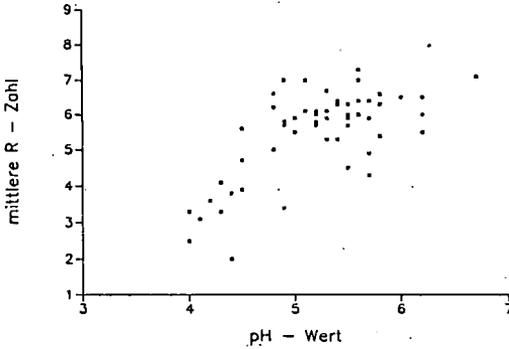


Abb.1: pH-Wert des Bodens und die mittlere R-zahl der Vegetation (n=66, r=0.69***)

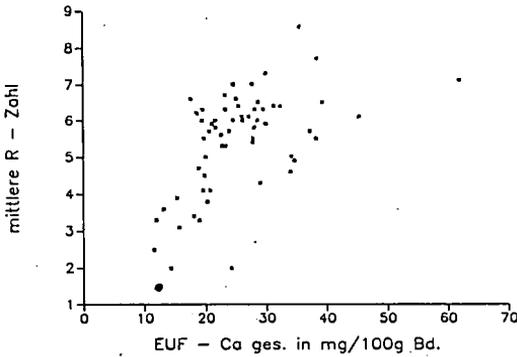


Abb.2: EUF-Calciumgesamtgehalt des Bodens und die mittlere R-zahl der Vegetation (n=66, r=0.49***)

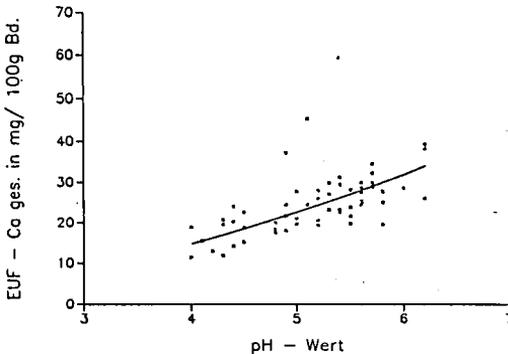


Abb.3: pH-Wert und Calciumgesamtgehalt des Bodens (n=66, r=0.69***)

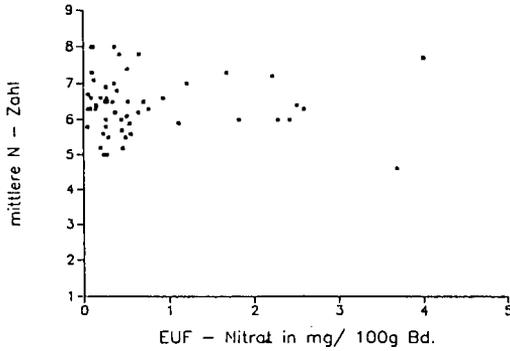


Abb.4: EUF-Nitratgehalt des Bodens und mittlere N-zahl der Vegetation (n=66)

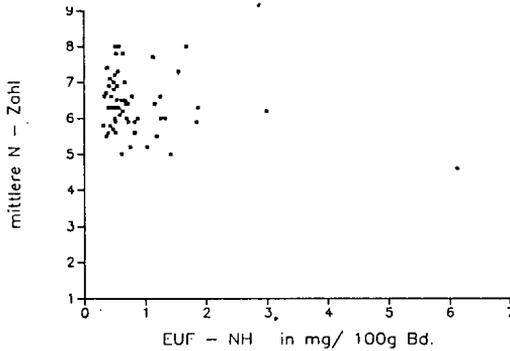


Abb.5: EUF-Ammoniumgehalt des Bodens und mittlere N-Zahl der Vegetation (n=66)

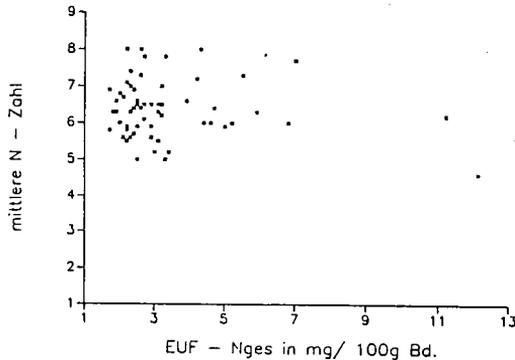


Abb.6: EUF-Gesamtstickstoffgehalt und mittlere N-Zahl der Vegetation (n=66)

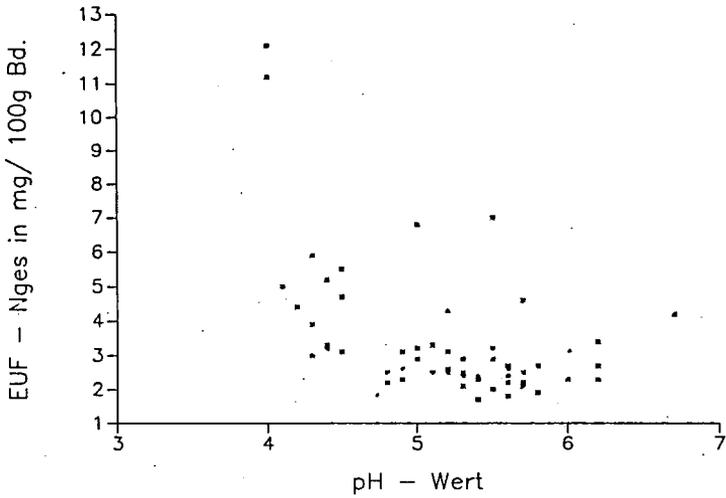


Abb.7: pH-Wert und EUFGesamtstickstoffgehalt des Bodens (n=66, r=-0.50***)

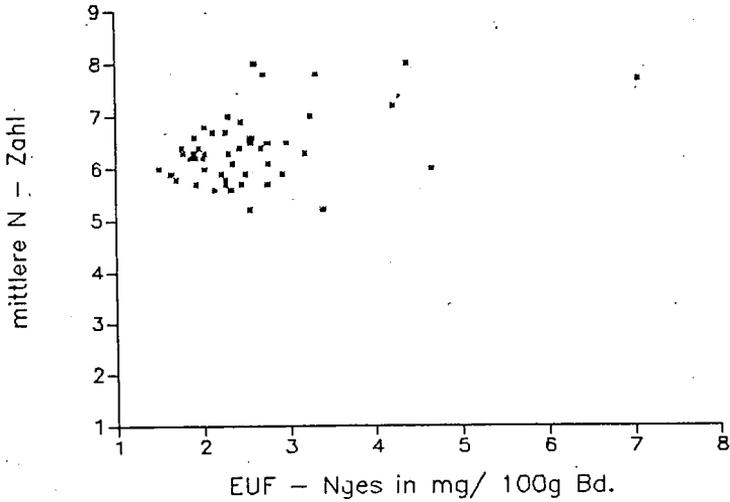


Abb.8: EUFGesamtstickstoff des Bodens und mittlere N-Zahl der Vegetation auf Standorten mit pH > 5.0 (n=38, r=0.42**)

Ansprüche an die Funktionsvielfalt von Böden auf
intensiv genutzten Acker- und Grünlandstandorten

von

Vollmer, F.-J.* und W. Buchner*

1. Einleitung

In dichtbesiedelten Regionen der Bundesrepublik Deutschland zeichnen sich aufgrund konkurrierender Nutzungsansprüche an die Böden bereits jetzt erhebliche Zielkonflikte ab. Um den gleichen Standort konkurrieren - wie am Beispiel des Gebietes Nordrhein nachfolgend beschrieben - die Lebensmittelproduktion, Gewinnung nitratarmen Grund- bzw. Trinkwassers, die Ansprüche des Natur-, Landschafts- und Artenschutzes sowie die Planung zur Ausweisung von Siedlungs- und Verkehrsflächen um das Nutzungsrecht. Im Gebiet des rheinischen Braunkohlen-Tagebaues werden darüber hinaus bis zum Jahre 2000 ca. 100 km² für die Gewinnung von Braunkohle abgebaut und zum Teil nach der Rekultivierung wieder landwirtschaftlicher Nutzung zugeführt. Unter der Einwirkung intensiver landwirtschaftlicher und gartenbaulicher Nutzung, einhergehend mit der Verwendung für verschiedenste technische Zwecke (WOHLRAB, 1987) sind nachhaltige Veränderungen der Funktionsvielfalt des Bodens als Transformator im Stoffkreislauf und des Wasserhaushaltes zu erwarten.

2. Landnutzung immissionsbelasteter Standorte

Die Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen in Nordrhein-Westfalen ist von KÖNIG und KRÄMER (1985) dahingehend beschrieben worden, daß die höchsten Belastungen in Erzabbaugebieten des rheinischen Schiefergebirges, in durch Industrie beeinflussten Immissions- und Überschwemmungsgebieten nachgewiesen sind, während sachgerechte Klärschlammverwendung und Straßenverkehr weniger starke Abreicherungen hervorrufen. Untersuchungen der Landwirtschaftlichen Untersuchungs- und Forschungsanstalt der Landwirtschaftskammer Rheinland lassen erkennen, daß je nach Schwermetall 1 bis 8 % der untersuchten Proben die Grenzwerte der Klärschlammverordnung überschreiten (BUCHNER und RIEB, 1984). Mit Ausnahme von Zink enthielten die untersuchten Proben zu über 80 % Schwermetallgehalte unterhalb 50 % des jeweiligen Grenzwertes. Aufgrund intensiver Beratung und in enger Zusammenarbeit mit den für die Klärschlammverwertung verantwortlichen Abwasser-, Wasser- und Bodenverbänden sowie Kommunen sind vorsorgende Boden- und Klärschlammuntersuchungen gemäß Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1983) unerlässlich, um eine schädliche Anreicherung von Schwermetallen im Boden zu vermeiden.

*) Landwirtschaftskammer Rheinland, Endericher Allee 60,
5300 Bonn 1

Zwei große landwirtschaftlich genutzte Gebiete des Rheinlandes zeichnen sich durch Immissionen von Industrie, Halden und Ablagerungen des ehemaligen Erzabbaues nachhaltig aus: Es ist dies das Gebiet um Mechernich in der Voreifel mit ca. 35 km² Ausdehnung und Bodenbleigehalten auf 2,8 km² von mehr als 10.000 mg/kg und der Raum Stolberg; letzterer weist aufgrund des früheren Erzabbaues und der Verhüttung hohe Belastungen mit Blei, Cadmium und Zink auf einem Gebiet von ca. 60 km² auf; dabei sind im Kernbereich (1,1 km²) Bleigehalten von mehr als 100.000 mg/kg gemessen worden (SCHNEIDER, 1982).

Die in belasteten Regionen wirtschaftenden Landwirte sehen sich unverschuldet einer ständigen Bedrohung ihrer Existenzgrundlage ausgesetzt, zumindest jedoch Auflagen hinsichtlich der Aufbereitung des Erntegutes und der Einhaltung von Grenzwerten der Futtermittelverordnung gegenübergestellt. Die Pflanzenverfügbarkeit bodenbürtiger Schadstoffe hängt wesentlich von der Pufferkapazität der Böden, ihrem Anteil an organischer Substanz, Ton, Eisenoxiden, Aluminiumoxiden und Karbonaten sowie der Mächtigkeit der Boden- und Sedimentdecke ab (BRÜMMER, 1978).

Die sehr kostengünstige Maßnahme der Aufkalkung von Ackerkrumen zur Veränderung der Bindungsfähigkeit von Schwermetallen stößt jedoch auf bereits mit Kalk gut versorgten, gleichwohl mit Schwermetallen hoch belasteten Flächen auf Grenzen.

Der von uns untersuchte Standort aus sandig-schluffigem Lehm (Parabraunerde aus Löß) weist Bleigehalten von mehr als 10.000 mg/kg, Cadmiumgehalten zwischen 9 und 15 mg/kg und Zinkgehalte bis zu 3.400 mg/kg auf. Die hier angesprochene Vergleichsfläche ist durch günstigere Gefügestruktur, geringeres Ausmaß der Pseudovergleyung und höheren Tongehalt gekennzeichnet. Aus der analytischen Untersuchung von Maiskolben- sowie der Pflanzenrestmasse läßt sich zum einen eine im Vergleich zur vegetativen Pflanze geringe Schwermetallaufnahme der generativen Organe verzeichnen, zum anderen ist im Vergleich zur stärkeren Schwermetallbindung tonhaltigerer Böden die Wirkung einer zusätzlichen Kalkung bei hier vorgegebenen pH-Werten von 7,2 bis 7,5 gering. Sieht man einmal von der Möglichkeit zur Verdünnung der Schwermetallfracht durch tiefmischende Bodenbearbeitung bei abnehmender Konzentration im Bodenprofil oder möglichen Nutzungsänderungen wie Saatgetreideproduktion, Aufforstung oder Ausweisung von Natur- und Landschaftsschutzgebieten ab, so bietet sich im dortigen Raum eine Überdeckung mit "schadstofffreiem Lößmaterial des rheinischen Braunkohlenrevieres" an. Grundsätzlich wäre hier eine großflächige Sanierung technisch und mit vertretbarem Kostenaufwand möglich; eine derartige Lösung ist jedoch unter den derzeitigen agrarpolitischen Rahmenbedingungen nicht zu erwarten. Hier ist der Gesetzgeber gefordert, in Verantwortung um den Boden und unter Wahrung jener Zielvorgaben, wie sie in den Bodenschutzkonzeptionen der Bundes- und Landesregierung (1985) beschrieben sind, Wege zur Erhaltung der Funktionsfähigkeit auch industriell belasteter Böden zu suchen.

3. Bodenbegrünung als Beitrag zur Erhaltung der Funktionsfähigkeit

In Hinblick auf die Reduzierung des möglichen Nitratreintrages in den Grundwasserbereich, aber auch zum Zwecke der Erhaltung

einer stabilen Gefügestruktur gewinnen Verfahren der reduzierten Bodenbearbeitung und der Mulchsaattechnik an Bedeutung. Damit soll zum einen der Erosionsgefahr begegnet werden (FREDE, 1986), zum anderen sollen die nachteiligen Auswirkungen später Bodenbeschattung im Zuckerrüben- und Maisanbau durch Erhaltung pflanzlicher Restmassen an der Erdoberfläche ausgeglichen werden. In jüngerer Zeit werden Wege zur Einbringung von Untersaaten in Maisbestände diskutiert (BUCHNER, 1986; WERNER, 1986).

Sofern Untersaaten, bestehend aus Klee, Klee-Gras-Gemischen oder Kleearten, im Vier- bis Sechsstadium der Maisentwicklung ausgesät werden, treten sie in der Regel nicht in Wasser- und Nährstoffkonkurrenz zu der aufwachsenden Maispflanze; zugleich bildet sich im Verlaufe der Vegetationszeit eine nährstoffbindende Gründecke, die nachhaltig zur Aufnahme des vom Mais nicht aufgenommenen Stickstoffes geeignet erscheint. Namentlich in Jahren mit verzögerter Entwicklung und später Maisernte werden demzufolge die Voraussetzungen für eine strukturschonende Befahrung des Feldes geschaffen. Im Rahmen der Gülleverordnung für Nordrhein- Westfalen kann bei Einsaat winterharter Begrünungspflanzen Gülle bis zum 1. November ausgebracht und zugleich in wintermildem Klima eine weitgehende biologische Stickstoffbindung gewährleistet werden. Bislang haben derartige, von verschiedenen Institutionen und Züchtere-firmen entwickelte Systeme noch wenig Eingang in die landwirtschaftliche Praxis gefunden; gleichwohl zeichnet sich hier ein Weg ab, der Gefahr einer Anreicherung des Grundwassers mit nicht verbrauchtem Reststickstoff wirkungsvoller zu begegnen.

4. Geringere Stickstoffbelastung der Gewässer durch standortgerechte Bodennutzung

An der großräumig zunehmenden Nitratbelastung von Grundwasservorkommen und Oberflächengewässern ist nicht zuletzt auch die Landwirtschaft beteiligt. Nitrat kann auf vielfältige Weise in die verschiedenen Gewässer gelangen. Neben einem natürlichen Grundeintrag kommt es zu anthropogen bedingten Nitratbelastungen der Gewässer, Auswaschung und Einspülung aus dem ungesättigten wie gesättigten Bereich des Bodens sowie Oberflächenabfluß und Abschwemmung als Folgen gärtnerischer, land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung. Zwischen der Fruchtfolge, Bodenbearbeitung, Intensität der Stickstoffdüngung im Rahmen der Fruchtfolge, Grundwasserneubildung und dem Nitratgehalt in der Sickerzone sowie im Grundwasser besteht ein enger Zusammenhang (ROUVE, 1986, WANTULLA, VOLLMER, KÜHBAUCH, 1987). Je nach den Standortverhältnissen führt eine reduzierte Stickstoffdüngung zu einer deutlichen Verringerung der Nitratbelastung des Grundwassers aber auch Beeinflussung der Ernteerträge. Das Problem ist eine Qualitätserzeugung nach Verwendungszweck.

Zur Verringerung einer Stickstoffbelastung der Gewässer kommt es neben der Intensität und zeitlichen Verteilung der Stickstoffdünger wesentlich auf eine schonende Bodenbearbeitung (geringere Bodenbelüftung und Mobilisation des Bodenstickstoffs), die Dauer der Bodenbedeckung (Begrünung) und nicht zuletzt die Bodenmelioration und Beseitigung von Strukturschäden an. Die Feldkapazität, Textur und Bodenartenschichtung der genutzten Böden sowie der Grundwasserflurabstand sind von wesentlicher Bedeutung für die Denitrifikation und den Nitrataustrag in das Grundwasser.

Für die Belastung von Oberflächengewässern mit stickstoffmineralischer Herkunft sowie die Einspülung erodierten Materials sind neben der Topographie und Stärke der Niederschlagsereignisse, der Entfernung der genutzten Flächen von den Gewässern, der Möglichkeit des Abflusses von Produktlagerplätzen sowie Stall- und Fruchtabwässern, eine geordnete, standortgerechte Bodennutzung und Begrünung der Flächen von Bedeutung.

Im Nahbereich von Gewässern kommt es vor allem auf die Erhaltung von Grünland und Uferlandstreifen, die Einschränkung der Gülleanwendung, den Verzicht auf Grünlandumbruch, die Einzäunung von Uferböschungen, Anlage von Überfahrten und Triebwegen über Gewässer sowie die Anlage von Brunnen oder Wasserleitungen und Tränkbecken in ausreichendem Abstand zu den Gewässern an.

5. Probleme der Biotopvernetzung durch ökologische Hecken

Für die Erhaltung der Funktionsvielfalt der Böden und Landschaften ist eine den Standortverhältnissen und dem Landschaftsbild angepaßte Vernetzung durch Grünzüge wie Hecken, Feldrainen, Uferbegrünungen und Schutzstreifen und nicht zuletzt Waldparzellen von Bedeutung. Eine in Landschaftsplanungen oftmals geförderte konsequente "Verkammerung" der Landschaft durch linien- und flächenhafte ökologische Hecken kann nicht ohne Widerspruch hingenommen werden. Jede Biotopvernetzung muß sich dem in Jahrhunderten gewachsenen standorttypischen Landschaftsbild anpassen.

Der Wert von Feldgehölzen als Nist-, Brut- und Zufluchtstätte zur Erhaltung von Nützlingspopulationen und sich daraus ableitenden Möglichkeiten biologischer Schädlingsbekämpfung im Rahmen des integrierten Pflanzenbaues wird oftmals erheblich überschätzt.

Vor- und Nachteile von Gehölzpflanzungen sind u.a. von JEDDELOH (1980) eingehend beschrieben worden; mehrjährige Untersuchungen an Windschutzhecken weisen nach, daß bei Nord-Süd-Ausrichtung solche Anpflanzungen der im unmittelbaren Windschutzbereich eintretende Minderertrag z.B. in der Getreideproduktion nur dann ausgeglichen werden kann, wenn das Feld in Windrichtung eine Tiefenausdehnung aufweist, die dem 30- bis 50-fachen der Heckenhöhe entspricht. Im unmittelbaren Lichtschattenbereich von Hecken reagieren besonders lichtempfindliche Kulturen mit deutlichen Mindererträgen.

Landschaftsökologische Gestaltungsziele lassen sich am ehesten im Rahmen von Flurbereinigungsverfahren, im Einvernehmen zwischen Landwirten, Beratern und Planungsträgern sowie unter Berücksichtigung produktionsspezifischer wie ökologischer Folgewirkungen durchsetzen. Für die Umsetzung landschaftsökologischer Planungen ist eine Untergliederung in Landschaftstypen erforderlich, die den Bodenverhältnissen, der Geomorphologie, Klimatologie und Hydrologie sowie der standorttypischen Flora und Fauna Rechnung trägt.

6. Aufgaben der landwirtschaftlichen Fachberatung

Gestützt auf ein breitgefächertes, auf unterschiedliche Böden und Klimaregionen ausgerichtetes Versuchswesen und in Zusammenarbeit mit wissenschaftlichen Forschungsinstituten wird es Aufgabe landwirtschaftlicher Fachberatung sein, Lösungsansätze im Sinne des integrierten Pflanzenbaues zu schaffen. Die An-

sprüche und Vorgaben der Gesellschaft bedarf es im Hinblick auf den Umwelt- und Naturschutz, die Trinkwassergewinnung und die Erzeugung hochwertiger Nahrungsmittel gezielter Strategien zur Gewährleistung der Mehrfachnutzung von Böden. Hierzu tragen standortgerechte und grundwasserverträgliche Düngungsmaßnahmen, an Schadschwellen orientierter Pflanzenschutz und optimale Bodenbearbeitungsverfahren ebenso bei, wie die Verringerung der Schadstoffbelastung, der Verzicht auf landschaftsfremde Nutzungen und die Wahrung des Prinzips der Freiwilligkeit bei der Durchsetzung landschaftsökologischer Gestaltungsziele.

7. Literaturverzeichnis

- AbfklärV, 1982 Klärschlammverordnung - AbfklärV vom 25. Juni 1982, BGB, Teil I
- Brümmer, G., 1978: Funktion des Bodens im Stoffhaushalt der Ökosphäre. Natur- und Umweltschutz in der Bundesrepublik Deutschland Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, S. 111 - 124
- Buchner, W., 1986: Maßnahmen zur Eindämmung der Boden-erosion. Landtechnik 9, 41. Jahrg., S. 393 - 396
- Buchner W. und Rieß, P., 1984: Immissionsbelastete landwirtschaftlich genutzte Flächen und ihre Nutzungsmöglichkeiten. Informationen zur Raumentwicklung Heft 6, S. 589 - 601
- Bundesminister des Innern, 1985: Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, Bundestags-Drucksache 10/2977
- Frede, H.-G., 1986: Erosionsgefährdung in der Landwirtschaft, KTBL-Arbeitspapier 104
- König, W. und F. Krämer, 1985: Schwermetallbelastung von Böden und Kulturpflanzen in Nordrhein-Westfalen Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen, Bd. 10 Landwirtschaftsverlag GmbH, Münster-Hiltrup
- Rouvé, G., 1986: Verringerung der Nitratbelastung des Grundwassers. Schlußbericht eines Forschungsauftrages des MURL des Landes NW an das Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen
- Schneider, F.K., 1982: Untersuchungen über den Gehalt an Blei und anderen Schwermetallen in den Böden und Halden des Raumes Stolberg (Rheinland) Geol. Jahrbuch, Rh D, 53

- Vollmer, F.-J., 1986: Möglichkeiten zur Verminderung der Stickstoffbelastung der Fließgewässer aus der Sicht der Landwirtschaft. Wasser - Abwasser - Abfall, 1. Kasseler Siedlungswasserwirtschaftliches Symposium, Schriftenreihe des Fachgebietes Siedlungswasserwirtschaft Universität-Gesamthochschule Kassel, 1/1986, S. 264 - 286
- Wantulla, A., Vollmer, F.-J., Kühbauch, W., 1987: Einfluß von Düngemaßnahmen auf die Stickstoffauswaschung bei mehrjährigem Silomaisbau in Folge. Als Manuskript eingereicht für die Z.f. Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde
- Wantulla, A., Vollmer, F.-J., Kühbauch, H., 1987: Zur Entwicklung des N-Haushalts eines schwach gedüngten Lössbodens. Als Manuskript eingereicht für die Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung
- Werner, A., 1986: Die Nutzung zwischenpflanzlicher Konkurrenz in Form von Mischkultursystemen zur biologischen Unkrautbekämpfung in Mais und der Einfluß der Beipflanzen auf die Ertragsbildung der Kulturpflanze. Dissertation, Bonn
- Wohlrab, B., 1986: Wirkungen der Landnutzung auf Boden und Wasser
Z.f. Kulturtechnik und Flurbereinigung, Vol. 28 (3), S. 131 - 142

EINFLUß DES BODENGEFÜGES AUF DURCHWURZELUNG UND ERTRAG
BEI WINTERGERSTE
ERGEBNISSE AUS EINEM BODENBEARBEITUNGSVERSUCH

von
Vorderbrügge, Th. u. T. Harrach*

In einem seit 1981 laufenden Bodenbearbeitungsversuch wurden die direkten und indirekten Wirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Durchwurzelung und die Ertragsbildung untersucht. Der von einer Arbeitsgemeinschaft Giessener Universitätsinstitute betreute Versuch wurde auf einer Tschernosem-Parabraunerde mit vergleytem Unterboden aus Löß in der Gemarkung Ossenheim Wetterau angelegt. Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus dem Jahre 1985.

Untersucht wurden fünf Bearbeitungsvarianten sowie 2 weitere stark verdichtete Böden innerhalb des Schlages, auf dem sich der Versuch befindet. Letztere wurden zum Vergleich herangezogen, um den Einfluß des Gefüges auf die Durchwurzelung und den Ertrag noch deutlicher ermitteln zu können.

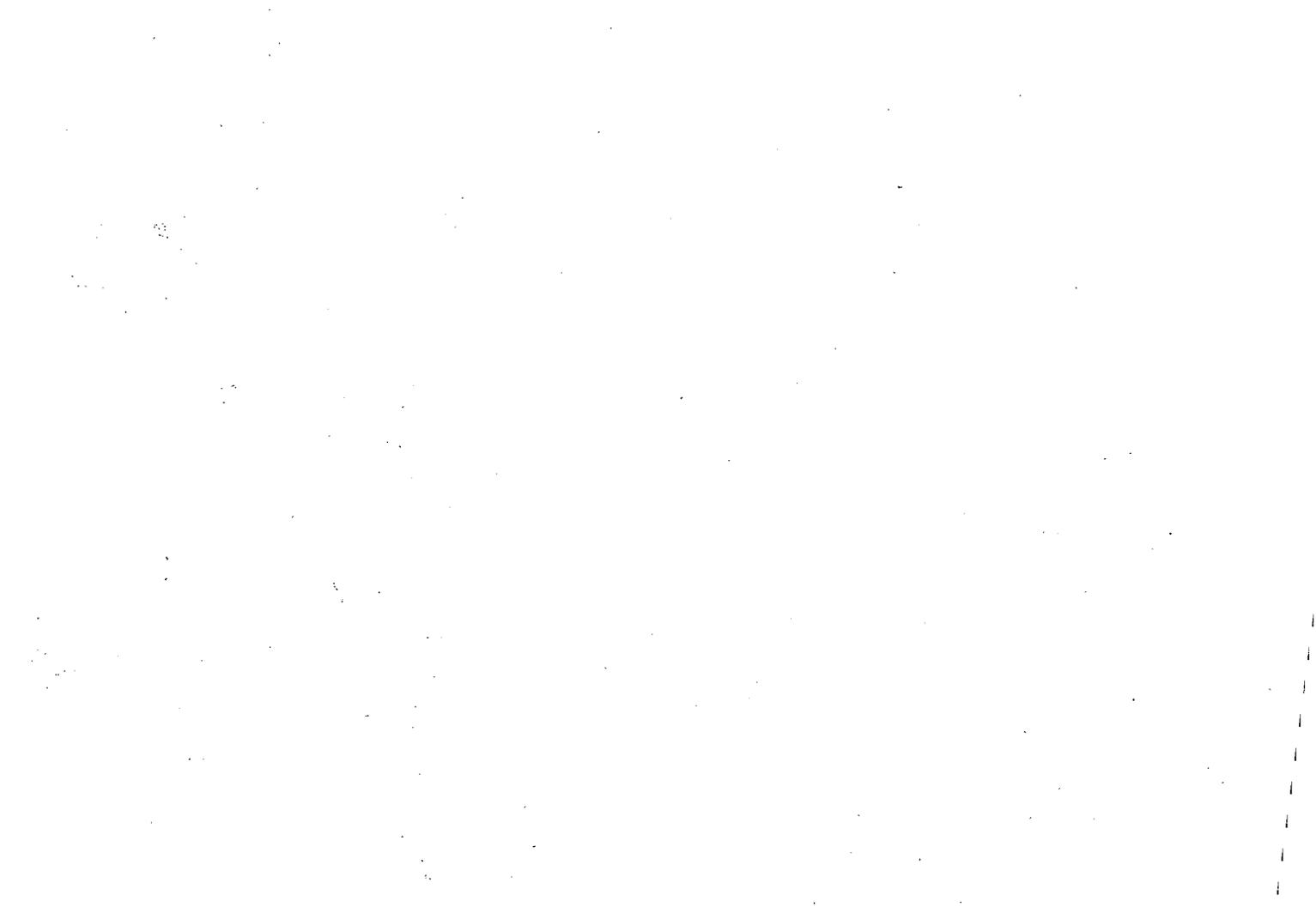
Seit der Anlage des Versuches wird die Krume statt 35 nur noch 25 cm tief bearbeitet. Die unterlassene Bearbeitung führte zu einer erhöhten Packungsdichte mit Minima an Grobporen in der verlassenen Krume. Im Bereich der Verdichtungen erfolgte eine überdurchschnittliche Reduktion der Wurzellängendichte, dies hatte eine unterschiedliche Durchwurzelung des Unterbodens zur Folge.

Zwischen Bodengefüge in der verlassenen Krume und Unterbodendurchwurzelung sowie Unterbodendurchwurzelung und Kornertrag war ein deutlicher Zusammenhang zu erkennen. Daraus resultiert ein enger Zusammenhang zwischen Bodengefüge (insbesondere Anteil an Grobporen) und Kornertrag.

Der Ertrag hängt also weniger vom Gefüge der bearbeiteten Krume als vom Verdichtungsgrad des Bodens direkt unterhalb der Bearbeitungsgrenze ab. Verdichtungen in diesem Übergangsbereich haben auf die Durchwurzelung und den Ertrag besonders hohe Wirkung.

Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse an anderer Stelle ist vorgesehen.

*) Inst. f. Bodenkunde und Bodenerhaltung der JLU, Wiesenstr.3-5
6300 Giessen



KOMMISSION

VII



Vererbte und pedogen gebildete Tonminerale in "Red Soils"
im wechselfeucht-humiden und -semiariden Südindien. (1)

von

Bronger, A., N. Bruhn⁽²⁾ und E. Kalk⁽³⁾

Aus der o.g. Fragestellung ergeben sich weitere Fragen:

- Sind die "Red Soils" im heutigen Klima gebildet oder sind es Paläoböden, gebildet unter einem früheren, feuchteren Klima?
- Ist unter den heutigen Klimabedingungen eine Trennung der Prozesse der Tiefenverwitterung (Saprolitisierung) von denen der Bodenbildung i.e.S. möglich, oder ist die Tiefenverwitterung soweit verlangsamt bzw. zum Stillstand gekommen, daß beide Prozesse auch räumlich zusammenfallen?

Dabei steht jeweils der Vergleich der Böden mit dem Ausgangsmaterial -in allen Fällen saprolitisierter granitischer Gneis- im Vordergrund.

Für die dafür notwendigen mikromorphologischen, pedochemischen und (ton)mineralogischen Untersuchungen wurden zunächst drei Bodenprofile ausgewählt. Der "Vandiperiyar Soil" liegt auf einem schwach geneigten Unterhang in 915 m Höhe der heute wechselfeucht-humiden Luvseite der West-Ghats im Idukki Distrikt/Kerala (ca. 2500mm Niederschlag bei viermonatiger Trockenzeit von Dez. bis März). Er liegt in unmittelbarer Nähe zum "Thekkadi Soil", einem Benchmark Soil, der von indischer Seite als "Eutrorthox" klassifiziert wurde (MURTHY et al. 1982).

Die beiden anderen Profile liegen auf bzw. nahe dem Gelände des ICRISAT in Patancheru/Hyderabad auf einer Rumpffläche unter heute anthropogen degradiertem Trockensavanne bei ca. 760mm mittlerem Niederschlag (mit hoher Variabilität) während dreier humider Monate. Auch durch die Carbonatpräsenz kann der "Patancheru I" eher einem "Aridic" denn einem "Typic Rhodustalf" zugeordnet werden. Der "Patancheru II" ohne Carbonate wurde als Benchmark Soil von indischer Seite als "Udic Rhodustalf" klassifiziert (MURTHY et al. 1982).

Nach den mikromorphologischen Untersuchungen enthält im "Vandiperiyar Soil" nicht nur der Saprolit, sondern auch der gesamte

- (1) Die Untersuchungen wurden mit Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft (Br 303/19-1 bis 3) gefördert, wofür wir unseren Dank sagen.
- (2) Geographisches Institut der Universität, Olshausenstr.40, 2300 Kiel
- (3) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität, Olshausenstr.40, 2300 Kiel

Boden verwitterbare Primärminerale, wie Biotite, Feldspäte und Hornblenden in den groben Fraktionen, wenn sie auch im Falle der Biotite sehr stark angewittert sind. Schon deshalb kann dieser Boden nicht als Oxisol (s.o.) angesprochen werden. Auch die KAK der Tonfraktion von 50-55 mval/100g im Oberboden und knapp 40-55 mval/100g im Unterboden läßt eine Klassifikation als Oxisol (16 mval/100g Ton) nicht zu. Die rubefizierte, tonreiche Matrix zeigt nur an wenigen Stellen sehr geringe Anteile von Feintonplasma, so daß eine Tonverlagerung nicht nennenswert erscheint.

In den "Patancheru I" und "II" Profilen sind mehr verwitterbare Primärminerale erkennbar, sogar noch Plagioklase. Die tonreiche, rubefizierte Matrix zeigt mikromorphologisch keinerlei Spuren von Feintonplasma. Die abrupte Zunahme im Tongehalt vom A- zum B-Horizont (s. Abb. 2) läßt daher nicht den Schluß auf eine Tonverlagerung zu, sondern ist Ausdruck einer petrographischen Inhomogenität.

Die Abb. 1 und 2 enthalten neben den Korngrößenanalysen vor allem die Ergebnisse der (ton)mineralogischen Untersuchungen.

Für das gegenseitige Mengenverhältnis der Tonminerale wurden die Kornzahlprozentanteile durch relativ-quantitative Abschätzung ermittelt, wobei Gewichtungsfaktoren in Anlehnung an LAVES und JÄHN (1972) sowie BRONGER et al. (1976, 1984) eingingen. Dabei erhielt der Illit die Gewichtung 1, die Kaolinite und die Smectite 0.25, der Gibbsite 0.5 und der Quarz die Gewichtung 1. Die gewonnenen Ergebnisse wurden mit der KAK der jeweiligen Fraktion verglichen, um grobe Abweichungen korrigieren zu können. Der Vermikulit erhielt ebenfalls die Gewichtung 1, Eingang fand aber die 100% Intensität nach K 550°C Behandlung. Eine Interferenz mit dem Illit ist nicht möglich, da in keinem Profil beide Minerale gemeinsam vorkommen.

Diese Kornzahl-Prozentwerte wurden dann mit den Anteilen der jeweiligen Kornfraktion multipliziert, woraus sich die in Abb. 1 und 2 dargestellten Gewicht-Prozentwerte ergeben. Es soll aber noch einmal betont werden, daß es sich bei den Kornzahl-Prozentwerten um eine relativ-quantitative Abschätzung handelt, die, einem Algorithmus folgend, zwar zu scheinbar exakten Werten führt, denen aber eine breite Streuung immanent ist, so daß nur Trendaussagen als gesichert gelten dürfen. Dies gilt umso mehr, als keine petrographische Homogenität des Ausgangsmaterials angenommen werden kann: einmal weist der Charnockit eine kleinräumige Variabilität bezüglich eisenhaltiger Primärminerale, z.B. von Almandinen und Biotiten, auf, kenntlich neben den Gelände- und Dünnschliffbefunden an schwankenden Fe-Gehalten. Auch der Quarzanteil ist in diesen wahrscheinlich sehr alten Böden (s.u.) kein Indikator für petrographische Homogenität wie z.B. in Lößböden des gemäßigten Klimabereichs (BRONGER et al. 1976), auch wenn hier Pedons ohne "stonelines" (vgl. BRONGER 1985) ausgesucht wurden.

Aus den Ergebnissen, wie sie in Abb. 1 und 2 zusammengefaßt sind, lassen sich dennoch folgende Schlußfolgerungen hinsichtlich der Tonmineragenese ableiten:

1. Im Profil "Vandiperiyar" (Abb.1) in den humiden Tropen (HT) sind die Gibbsite zum großen Teil aus dem Saproilit vererbt,

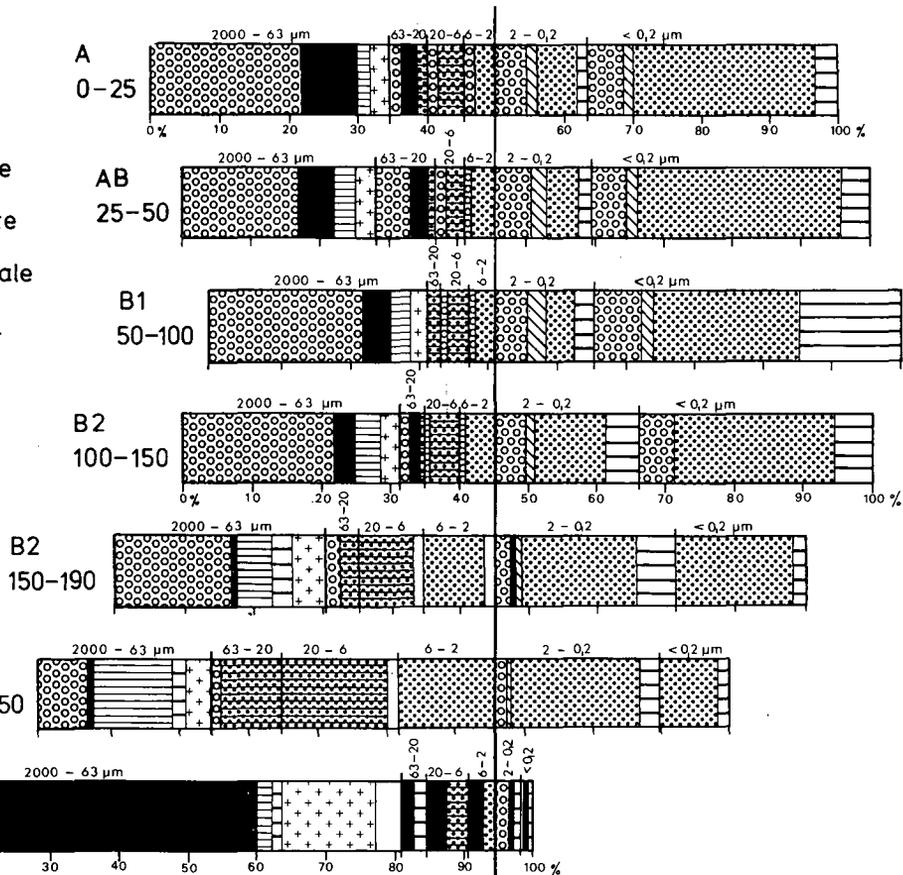


Abb.1: Mineralzusammensetzung des "Vandiperiyar", Idukki District/ Kerala

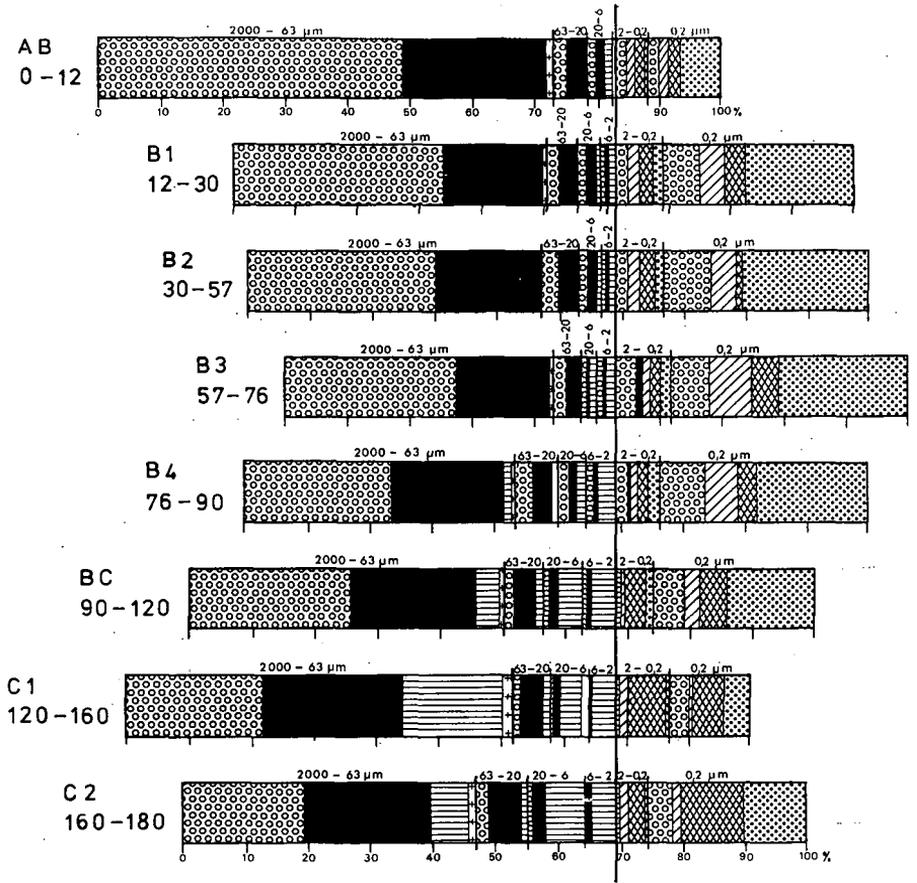


Abb.2: Mineralzusammensetzung des "Patancheru I", Hyderabad/ Andhra Pradesh

d.h. während der früheren Tiefenverwitterungsphase gebildet. Sie sind sogar in den Sandfraktionen nachweisbar. Ein Teil muß aber andererseits als pedogene Bildung gedeutet werden.

Die Kaolinite sind in Abhängigkeit von der Profiltiefe und damit von der Durchfeuchtung überwiegend rezente Bildungen. Selbst in den Schluff-Fraktionen sind die optisch bestimmten Phyllosilikate weit(est)gehend kaolinisiert; selbst im (feingemahlten) Grobschluff ist kein 10 Å-Reflex mehr feststellbar.

Als weitere pedogene Neubildungen müssen die Vermikulite in der Grobton- und in der Feintonfraktion, dort jedoch nur im A- und oberen B-Horizont, angesehen werden. Sie entstammen nicht direkt der Glimmerverwitterung, sondern sind Neubildungen, für die die Bildungs- und Stabilitätsbedingungen in der oberen Profilhälfte, die unter dem rezenten Klima periodisch austrocknet, offenbar günstiger sind. Die Kaolinite sind aber nicht nur unter den o.g. feuchteren Bedingungen des Unterbodens die dominanten Tonminerale, sondern auch im oberen Teil des Profils. Im Gegensatz zu den Vermikuliten, die als ausschließlich rezente Bildungen betrachtet werden, sind die Kaolinite aller Wahrscheinlichkeit nach sowohl rezente als auch reliktsche Bildungen.

Die Tiefenverwitterung (vgl. FÖLSTER 1971) schreitet zwar fort, doch der darüberliegende Boden stabilisiert sich auf einem für "Latosole" untypisch höheren Niveau.

2. In den semiariden Tropen (SAT) sind die beiden ausgewählten "Red Soils" ("Patancheru I" und "II") Reliktböden, d.h. Paläoböden, die in einem früheren, wesentlich feuchteren Klima entstanden sind. An sekundären Neubildungen finden wir in beiden Tonteilfraktionen Kaolinite und Illite. Die Smectite kommen schon im Saprolit vor, dort liegt auch ihr jeweiliges Maximum. Deshalb handelt es sich bei den Smectiten im Boden um vererbte Tonminerale, während Kaolinite und Illite pedogene Neubildungen sind. Die Illite sind rezente Ursprungs und auch stabil, deutlich an ihrem Vorkommen gerade auch im Feinton. Dagegen sind die pedogenen Kaolinite trotz ihres sehr hohen Anteils aller Wahrscheinlichkeit nach als reliktsch, d.h. unter einem früheren, feuchteren Klima gebildet, zu betrachten. Die hohe Basensättigung von 60-70% im Oberboden und 90% ("Patancheru II") bzw. 100% ("Patancheru I") im Saprolit sowie die beträchtliche Carbonatmetabolik in den unteren Horizonten des "Patancheru I" unterstreichen die Tatsache, daß unter den heutigen klimatischen Bedingungen in diesem Teil der semiariden Tropen die Verwitterung sehr stark verlangsamt ist und die rezente Bodenbildung kaum über ein Braunerdestadium hinauskäme, wie es SEMMEL (1985) unter noch feuchteren Bedingungen in West- und Nord-Ostafrika fand.

Die geomorphologischen Schlußfolgerungen lassen sich dahingehend zusammenfassen, daß die Spüldenudation - nicht nur anthropogen bedingt - wesentlich rascher vor sich geht

als die Vertiefung des Bodenprofils. Dies steht im Gegensatz zu BÜDELS (bes. 1965) Theorie der "Doppelten Einebnungsflächen". Die Spüldenudation führt zur Herausbildung von Schildinselbergen. Für die Bildung von Rumpfflächen im heute wechselfeucht-semiariden Südindien ist eine frühere, längere Periode intensiver Bodenbildung bei wesentlich größerer Durchfeuchtung und dichter Vegetation Voraussetzung (vgl. BRONGER 1985).

Als g e o ö k o l o g i s c h e Schlußfolgerung bleibt anzumerken, daß der Boden als wichtigste Naturressource Indiens vor weiterer Erosion bewahrt werden muß, denn die "Nachlieferung" durch Tiefenverwitterung ist unter semiariden Bedingungen minimal.

Literatur

BRONGER, A. 1985. Bodengeographische Überlegungen zum "Mechanismus der doppelten Einebnung" in Rumpfflächengebieten Südindiens. Z.Geomorph.N.F., Suppl.-Bd.56, 39-53.

BRONGER, A., KALK, E., SCHRÖDER, D. 1976. Über Glimmer- und Feldspatverwitterung sowie Entstehung und Umwandlung von Tonmineralen in rezenten und fossilen Lößböden. Geoderma, 16,21-54.

BRONGER, A., ENSLING, J., KALK, E. 1984. Mineralverwitterung, Tonmineralbildung und Rubefizierung in Terrae calcis der Slowakei. Ein Beitrag zum paläoklimatologischen Aussagewert von Kalkstein-Rotlehmen in Mitteleuropa. Catena, 11,115-132.

BÜDEL, J. 1965. Die Relieftypen der Flächenspülzone Süd-Indiens am Ostabfall Dekans gegen Madras. Colloquium Geographicum 8, 100 S., Bonn.

FÖLSTER, H. 1971. Ferralitische Böden aus sauren metamorphen Gesteinen in den feuchten und wechselfeuchten Tropen Afrikas. Göttinger Bodenkundliche Berichte, 20,1-231.

LAVES, D., JAHN, G. 1972. Zur quantitativen röntgenographischen Bodenton-Mineralanalyse. Arch. Acker- und Pflanzenbau und Bodenkd., 16,735-739.

MURTHY, R. S., HIREKERUR, L. R., DESHPANDE, S. B., VENKATA RAO, B. V. (eds.) 1982. Benchmark Soils of India. Morphology, Characteristics and Classification for Ressource Management. Nat. Bureau of Soil Survey and Land Use Planing (ICAR).374pp., Nagpur.

SEMMELE, A. 1985. Böden des feuchttropischen Afrikas und Fragen ihrer klimatischen Interpretation. Geomethodica, 10,71-89.

**ZUR QUANTIFIZIERUNG DER ELEMENTAUSTRÄGE AUS KAOLINITISCHEN SAPROLITHORIZONTEN
("WEISSVERWITTERUNG") DES RHEINISCHEN SCHIEFERGEBIRGES.**

von

Felix-Henningsen, P. ⁺

1. EINLEITUNG

Während der Oberkreide und des Alttertiärs entstand im Rheinischen Schiefergebirge unter warm humiden Klimabedingungen ein bis zu 100 m mächtiger kaolinitischer Saprolit durch chemische Verwitterung und Mineralneubildung unterhalb der ehemaligen Bodenhorizonte, wobei die Gesteinsstruktur der unterdevonischen Grauwacken und Schiefer ungestört erhalten blieb (s. FELIX-HENNINGSSEN & SPIES 1985, SPIES 1986). In einzelnen geologischen Arbeiten vor dem zweiten Weltkrieg wurden die bisher einzigen Versuche unternommen, das quantitative Ausmaß geochemischer Veränderungen, die im Zuge der Kaolinitisierung erfolgt waren, aus Bauschanalysen abzuleiten (PFEFFER 1939, BLANCK & MELVILLE 1940/41). Doch führten die Ergebnisse nur teilweise zu richtigen Schlußfolgerungen, da die Vergleiche der Elementgehalte von Ausgangsgesteinen und Verwitterungsprodukten auf Basis der Gew.% oder Elementquotienten erfolgten. Somit wurden nur relative Veränderungen erfaßt und das wirkliche Ausmaß der Mobilität von Elementen nur unzureichend gekennzeichnet. Dieses stellt auch heute noch eine grundsätzliche Problematik bei der genetischen Interpretation mineralogischer und pedochemischer Daten von tropischen Böden und Verwitterungsprodukten dar.

Im folgenden werden Ergebnisse isovolumetrischer Bilanzen an kaolinitischen Verwitterungsprodukten des Tertiärs vorgestellt und genetisch interpretiert. Diese Form der Stoffbilanz ist für Proben aus Saprolithorizonten, die durch Erhaltung der Gesteinsstruktur während der chemischen Verwitterung ihr Volumen nicht geändert haben, besonders geeignet, um absolute Veränderungen im Stoffbestand zu erfassen. Voraussetzung ist auch hierbei, daß Ausgangsgestein und Verwitterungsprodukt ursprünglich petrographisch einheitlich waren. Dieses läßt sich bei den feinkörnigen Sedimentgesteinen des Rheinischen Schiefergebirges mit angenähert übereinstimmenden Ti/Zr-Verhältnissen der Gesamtproben belegen. Diese Untersuchungen beschränken sich auf den Osthunsrück, wo mächtige Lagen

⁺ Institut f. Bodenkunde der Universität Bonn, Nussallee 13, D-5300 Bonn 1

relativ einheitlicher Tonschiefer (Hunsrückschiefer) mit ähnlichen Ti/Zr-Verhältnissen (s. Tab.1) auftreten.

2. MORPHOLOGISCHE UND MINERALOGISCHE GLIEDERUNG DES SAPROLIT

In zwei Aufschlüssen (Steinbruch und Straßenböschung, Abb.1) der östlichen Talflanke eines pleistozänen Kerbtals bei der Ortschaft "Wahlbach" im Osthunsrück (TK 5911 Kisselbach, h 55 42 200, r 33 98 450) waren die Subhorizonte (s. Abb.1) des in dieser Region etwa 40 m mächtigen tertiären Saprolit aufgeschlossen:

- Z₁*: (410 m ü. NN) Bleichhorizont ("Weißverwitterung"), weißbrauer Tonschiefer-Saprolith mit ungestörter Schieferstruktur, sehr mürbe, von Hand zerreibbar.
*) Das Symbol Z bezeichnet hier Subhorizonte des Saprolit (Zersatz).
- Z₂: (380 m ü. NN) Verwitterungsbasis, olivgrauer Tonschiefer-Saprolit, deutlich geringere Gesteinsfestigkeit (Platten von Hand brechbar).
- Z₃: (375 m ü. NN) Verwitterungsbasis, schwarzgrauer Tonschiefer mit olivgrauen Aufhellungen von Klüften her, etwas geringere Gesteinsfestigkeit.
- G: (370 m .NN) Unverwitterter schwarzgrauer Tonschiefer, sehr fest.

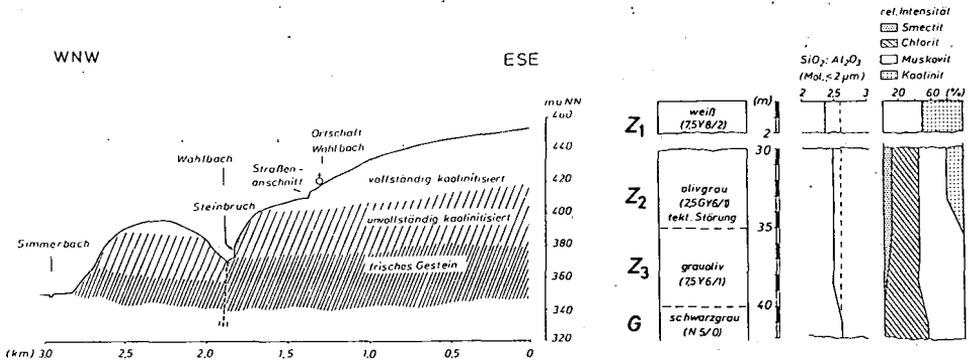


Abb.1: Geologischer Geländeschnitt und mineralogische Zonierung des tertiären Saprolit im Bereich des Wahlbachtals.

Frische Hunsrück-Schiefer bestehen etwa zu 40 - 45 Gew.% aus Illit-Muskovit, 25 - 30 Gew.% aus Fe-Mg-Chlorit und 30 - 40 % aus Quarz. Die Feldspatgehalte sind sehr gering (<5 Gew.%). In der Tonfraktion liegen neben Schichtsilicaten noch

etwa 10 Gew.% Quarz vor. Mit dem Übergang vom Gestein (G) in den unteren olivgrauen Saprolit (Z_3 , Z_2) tritt Smectit als Neubildung mit nach oben hin zunehmenden Anteilen auf (Abb.1). Bei der Chlorit-Verwitterung freigesetztes Mg wurde größtenteils im Smectit fixiert und verblieb im Horizont, während Fe^{2+} unter reduzierenden Bedingungen im Grundwasser abgeführt wurde.

Löst man den noch verbliebenen Chlorit in den Proben Z_3 und Z_2 mit HCl, so sind in dieser Zone deutliche und nach oben ansteigende Gehalte an Kaolinit erkennbar. Im Bleichhorizont des Saprolit (Z_1) fehlen Chlorit und Smectit vollständig; hier liegen nur noch Illit-Muskovit und Kaolinit neben geringen Quarzgehalten in der Tonfraktion vor. Fe und Mg sind nach Abbau des Rest-Chlorit und Smectit weitgehend abgeführt worden. Weder aus den K-Gehalten der Tonfraktion, noch aus den Röntgenanalysen ist ein Abbau von Glimmermineralen abzuleiten. Vom Gestein nach Z_1 enger werdende $SiO_2:Al_2O_3$ Molverhältnisse der Tonfraktion lassen auf Desilifizierung schließen.

Zusammenfassend läßt sich der tertiäre Saprolithorizont des Rheinischen Schiefergebirges mineralogisch in eine untere Zone mit unvollständiger Kaolinitisierung des Chlorit und Smectitneubildung sowie eine obere Zone mit vollständiger Kaolinitisierung des Chlorit untergliedern.

3. ISOVOLUMETRISCHE BILANZEN

Aus den Gehalten der Elementoxide in Gew.% sind nur in der Bleichzone deutliche Verluste an Fe und Mg erkennbar, die durch die Verwitterung der Chlorit- und Smectitminerale in Verbindung mit Naßbleichung entstanden. Desilifizierung und die Auswaschung anderer Elemente kann aus den Daten nicht abgeleitet werden.

Ein Vergleich der Raumgewichte (RG) der Proben ergibt absolute Massenverluste (MV), die in dem Verwitterungsprofil nach oben hin ansteigen und in der Bleichzone zwischen 25 und 30 % des Ausgangsgewichts ausmachen (Abb.2). Aus den Volumengehalten der Elementoxide ($Gew.\% \cdot RG = g/100\text{ cm}^3$) in frischem Gestein und Saprolit ergeben sich die absoluten Massenverluste oder -gewinne der Elementoxide durch Subtraktion. Sie lassen sich in unterschiedlicher Form als Relativwerte darstellen: (a) Bezogen auf das RG des unverwitterten Gesteins und (b) bezogen auf den Gesamtmassenverlust.

Im Bereich der Verwitterungsbasis (Z_3) dominiert SiO_2 mit 79 % am (insgesamt noch geringen) MV. In schwach alkalischem Milieu führte eine hohe Mg-Aktivität zur Neubildung von Smectit.

In der oberen Smectitzone (Z_2) nehmen die SiO_2 -Verluste zwar absolut zu, jedoch relativ (bezogen auf MV) ab, da hier Al und Fe einen steigenden Anteil aufweisen. Während die nach oben zunehmende Beteiligung von Al an den Massenverlusten

auf zunehmend saure Bedingungen hindeutet, ist aus der Auswaschung von Fe in diesem Bereich auf reduzierende Milieubedingungen zu schließen. Die übrigen Elemente haben in dieser Zone kaum Bedeutung für den Gesamt-MV.

Tab. 1: Elementoxide in Gew.% der Gesamtprobe, Raumgewichte (RG), Gesamtmassenverluste (MV) und Zusammensetzung der Massenverluste; Aufschluß "Wahlbach".

Gew.% der Gesamtprobe						
Horizont: Mineralzone: Ti/Zr:	G	Chl	Z ₃ (Sm,K)Chl	Z ₂ Chl,Sm,K	Z ₁	K
	5,03		5,77	4,81	5,19	
	Gew.%		Gew.%		Gew.%	
SiO ₂	59,3		57,7	59,2		62,2
Al ₂ O ₃	19,4		21,0	20,0		22,9
Fe ₂ O ₃	8,5		8,3	8,0		3,8
MgO	2,4		2,8	2,3		0,9
K ₂ O	3,6		4,2	4,0		3,4
TiO ₂	0,95		1,01	1,00		1,11
Raumgewicht und Massenverluste (g/100 cm ³)						
RG	258		234	223		185
SiO ₂	153,1		-18,1 (79%) ^{a)}	-21,1 (61%)		-38,0 (52%)
Al ₂ O ₃	50,0		- 0,8 (3%)	- 5,4 (15%)		- 7,5 (10%)
Fe ₂ O ₃	21,8		- 2,3 (10%)	- 4,0 (11%)		-14,7 (20%)
MgO	6,3		+ 0,4	- 1,1		- 4,7
K ₂ O	9,4		+ 0,3	- 0,3		- 3,0
TiO ₂	2,5		0,0	- 0,2		- 0,4
Rest	14,9		- 3,5	- 2,9		- 4,7
Su.MV	0		-24,0 (9%) ^{b)}	-35,0 (14%)		-73,0 (28%)

a) Bezogen auf Su.MV = 100 % b) Bezogen auf Rg des unverw.Gesteins (G)= 100 %

In der Bleichzone (Z₁) tritt der höchste MV auf. Bei weiterhin absolut zunehmenden Verlusten von Si, Al und Fe verschieben sich die Relationen. Der Si-Anteil am MV sinkt weiter, da ein stark saures Milieu und reduzierende Bedingungen zu weiter steigenden Al- und Fe-Verlusten führten. In dieser Zone weisen auch Mg und K deutliche Anteile am Gesamt-MV auf, da hier auch der Smectit und ein Teil der Glimmer gelöst wurden. Mg wurde im Vergleich zu den Ausgangsgehalten im unverwitterten Schiefer zu etwa 75 % abgeführt und K zu rund 30 % .

4. HERKUNFT DER KIESELSÄURE

Während eine Erklärung der Herkunft von Al, Fe und Mg aus Chloritmineralen sowie von K aus Illit unproblematisch ist, stellt sich die Frage nach der Herkunft der großen Si-Menge, die bei der Desilifizierung ausgetragen wurde. Nach Ergebnissen selektiver Extraktion der Chloritminerale weisen diese etwa ein $\text{SiO}_2:\text{Al}_2\text{O}_3$ -Mol-Verhältnis von 2 auf, das dem des Kaolinit entspricht.

Tab. 2: Verwitterung Si-reicher Illite (% $\text{K}_2\text{O} \cdot 10$)

	"Illit" Gew.%	"Illit" Vol.%	"Illit" Verlust
Z ₁	34,2	63,3	- 30,4 Vol.%
G	36,3	93,7	

Tab. 3: Lösung von Quarz (Quarz:Böhmite-Verh. n. TILL & SPEARS 1969)

	Quarz Gew.%	Quarz Vol.%	Quarz Verlust
Z ₁	40	74	- 16 Vol.%
G	35	90	

Das bedeutet, daß bei der Kaolinitisierung des Chlorit keine überschüssige Kieselsäure frei wurde. Andererseits weisen (n. WEAVER & POLLARD 1973) Smectite deutlich höhere $\text{SiO}_2:\text{Al}_2\text{O}_3$ -Molverhältnisse bis >5 auf, so daß die Smectitneubildung aus Chlorit nur in Porenlösungen mit hoher Si-Aktivität erfolgen konnte. Die Freisetzung von Si war aus drei Quellen möglich: a) Aus amorpher Kieselsäure, b) aus Glimmern und c) aus Quarz (Tab 2 u.3). Da amorphe Kieselsäure mengenmäßig nur mit 1 - 3 % am Gesamt-Si-Gehalt beteiligt ist, waren die Si-Verluste aus dieser Quelle unbedeutend. Die überschlägige Bilanz (Tab. 2 u. 3) der Glimmer und Quarzgehalte im gebleichten Saprolit (Z₁) macht deutlich, daß die Ursache für die Si-Austräge in der Lösung dieser Minerale liegt. Aus den volumenbezogenen K-Verlusten von rund 30 % (Tab. 2) ist auf äquivalente Verluste an Glimmermineralen zu schließen. Dagegen sind aus den gewichtsbezogenen K-Gehalten sowie den Röntgenanalysen der Tonfraktion keine Glimmerverluste abzuleiten. Während ein Teil der Glimmer in den unterdevonischen Schiefern aus sedimentärem Muskovit besteht, ist ein anderer Teil diagenetisch aus Montmorilloniten hervorgegangen und im Vergleich zu Muskovit Si-reicher. Diese Illite sind leichter verwitterbar, so daß ein bedeutender Teil der ausgetragenen Kieselsäure aus dieser Quelle stammen dürfte.

Bei den Quarzgehalten ergibt sich gewichtsbezogen für den gebleichten Saprolit

eine relative Anreicherung, bezogen auf das Volumen zeigt sich jedoch, daß Quarzlösung in starkem Maße an den Kieselsäureträgern beteiligt war. Sie setzte bereits in der unteren Smectitzone des Saprolits ein. Eine starke Anlösung von Quarzgängen, die unterdevonische Schiefer primär durchsetzen, ist mikro- und makromorphologisch für alle Zonen des Saprolit charakteristisch.

5. SCHLUBFOLGERUNGEN

Aus den Ergebnissen sind folgende Schlußfolgerungen zu ziehen:

- 1) Bei Saproliten und Böden, die im Zuge der Verwitterung unter warm-humiden Klimabedingungen intensive Stoffabfuhr erlitten, kennzeichnen die Elementgehalte auf Basis der Gew.% nur relative Gehaltsänderungen. Bei ihrer genetischen Interpretation bleiben oft wesentliche Prozesse verborgen, wie zB. Desilifizierung.
- 2) Das absolute Ausmaß von Gehaltsänderungen der Elemente und Minerale als Folge von Auswaschung ist nur aus isovolumetrischen Bilanzen abzuleiten, vorausgesetzt es handelt sich um ursprünglich petrographisch einheitliche Gesteine.
- 3) Mit den häufig verwendeten $\text{SiO}_2:\text{Al}_2\text{O}_3$ -Verhältnissen werden das Ausmaß der Desilifizierung und die Verwitterungsintensität unterschätzt, wenn auch Al, wie im vorliegenden Fall, von Auswaschung betroffen wurde.

6. LITERATUR

- BLANCK, E. & MELVILLE, R. (1940/41): Untersuchungen über die rezente und fossile Verwitterung der Gesteine innerhalb Deutschlands, zugleich ein Beitrag zur Kenntnis der alten Landoberflächen der deutschen Mittelgebirgsländer.- Chemie d. Erde, 13, H.3: 235 - 315.
- FELIX-HENNINGSSEN, P. & Spies, E.-D. (1985): Mineralogische und geochemische Untersuchungen an jungmesozoisch-tertiären Verwitterungsprofilen des Rheinischen Schiefergebirges. - Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Gesellsch., 43/II, 911 - 916.
- PFEFFER, P. (1939): Verwitterungsstudien an Bodenprofilen auf alten Landoberflächen im Gebiete des Rheinischen Schiefergebirges. - Jb.preuß.geol.L.-A., 59: 176 - 196.
- SPIES, E.-D. (1986): Vergleichende Untersuchungen an präpleistozänen Verwitterungsdecken im Osthunsrück und an Gesteinszersatz durch ascendente (Thermal-) Wässer in der Nordostifel (Rheinisches Schiefergebirge).- Diss., 182 S., Bonn.
- TILL, R. & SPEARS, D.A. (1969): The determination of quartz in sedimentary rocks using an x-ray diffraction method. - Clays Clay Min., 17:323 - 327.
- WEAVER, CH.E. & POLLARD, L.D. (1973): The chemistry of clay minerals. - Developm. in Sedimentol. 15, 213 pp..

Mineralogie und Klassifizierung von Böden semiarider
Gebiete Nordostbrasiiliens
- Aridisole aus Gneiszersatz

von
Gebhardt, H. *

Problemstellung

Typisch für Aridisole ist der geringe Verwitterungsgrad innerhalb des Solums und im Vergleich zum Ausgangsmaterial. Änderungen in der Mineralzusammensetzung werden - wenn in nennenswerten Umfang vorhanden - als "ererbte" oder z.B. als äolische Beimengungen angesehen. In den meisten bisher untersuchten Aridisolen aus Sedimenten scheint dies auch der Fall zu sein, zumal in der Tonfraktion im wesentlichen nur illitische und smektitische Tonminerale vorkommen (WILDING u.a., 1987). Die Annahme einer äolischen oder sedimentären Beimengung kann jedoch nur schwerlich für Aridisole gelten, die sich in situ aus kristallinen Gesteinszersatz entwickelt haben und die größere Kaolinitanteile enthalten. Am Beispiel einer Haplargidreihe aus Gneiszersatz soll im folgenden gezeigt werden, welche pedogenen Mineralumwandlungen stattfinden und inwieweit der Tonanreicherungshorizont durch Tonverlagerungs- oder Tonbildungsprozesse entsteht.

Material und Methoden

Die untersuchten Böden stellen eine typische Entwicklungsreihe (Catena) des zentralen Berg- und Hügellandes (Sertao Central) des Staates Ceará dar, die sich auf den verschiedenen Höhenstufen in Abhängigkeit von der Lage an flachen Hängen bzw. Talflanken immer wieder findet. Natürliche Vegetation ist die trockene Variante der Caatinga ("Caatinga Hiperxerofila") mit etwa 400-600 mm Niederschlag und 7-9 Trockenmonaten. Ausgangsgestein ist ungliedertes Präkambrium, im vorliegenden Falle Gneiszersatz. Nach der Brasilianischen Systematik werden die Böden als "carbonatfreie braune Böden" (Bruno Nao Calcico = BNC) mit den Varianten BNC Lithico und BNC Vertico angesprochen (s. Bodenkarte des Staates Ceará, MELO, 1972). Nach der Soil Taxonomy sind es Haplargids und nach der FAO-Nomenklatur Luvic Eremosols oder Xerosols. Im folgenden wird die Soil Taxonomy benutzt, die eine eindeutigere und feinere

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

Unterteilung erlaubt als die FAO-Systematik. Die Korngrößenanalyse erfolgte präparativ (Atterberg) nach Dispergierung mit Na-Metaphosphat. Die Mineralgehalte der Schluff- und Sandfraktionen wurden polarisations- bzw. phasenkontrast-mikroskopisch (TRÖGER, 1969, GEBHARDT u.a., 1967), die der Tonfraktion röntgenographisch bestimmt. Zur genaueren Identifizierung der Mineralarten (Biotite, Hornblendens, Feldspäte, Kaolinite und Smektit) wurden auch Röntgen-Pulverdiagramme der Schluff- und Sandfraktionen aufgenommen (BRINDLEY, 1980, TRÖGER, 1969). Außerdem wurden die Feldspätanteile der Sandfraktionen nach Anfärben mit Natriumhexanitrocobaltat (III) und Kaliumrhodizonat ausgezählt. Die Kornzahlprozentage und röntgenographisch ermittelten Mineralgehalte wurden auf die jeweilige Korngrößenfraktion bezogen (s. Tabelle 1). Daraus ergeben sich die in den Tabellen 2 und 3 angegebenen Dezimalzahlen, nicht etwa aus einer erhöhten Analysengenauigkeit z.B. der röntgenographischen Bestimmungen.

Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 sind einige bodenchemische Daten und die Korngrößenverteilung dargestellt. Auffallend ist die Zunahme der Kationenaustauschkapazität (Akt) und des dithionitlöslichen Eisens im B-Horizont des Vertic Haplargid, die bereits auf eine besondere Mineralzusammensetzung hinweist. Die Korngrößenverteilung zeigt in allen Profilen eine deutliche Abnahme der Mittel- und Grobsandgehalte in den B-Horizonten gegenüber den C- bzw. R-Horizonten. Um etwa den gleichen Betrag nehmen die Ton- und Feinschluffgehalte der B-Horizonte gegenüber C- und R-Horizonten zu, ein Hinweis auf intensive Verwitterungs- und Tonbildungsvorgänge im Solum. Der Grobschluffanteil ist in allen Profilen gering und ändert sich im Solum nur wenig, so daß er offenbar eine Art "Durchgangsfraction" darstellt. Welcher Art die Verwitterungs- und Tonbildungsprozesse sind, soll am Beispiel des Typic und Lithic Haplargid dargestellt werden.

Ausgangsmaterial des Typic Haplargid ist ein Biotitgneiszersatz mit 33 bzw. 26 Gew.% trioktaedrischen Phlogopit-Biotit in der Mittel- und Grobsandfraktion >200 µm des R- bzw. C-Horizontes, der sich im Bt auf 1,8% verringert (s. Tabelle 2). Gleichzeitig bilden sich in der Ton- und Schluff-Fraktion des Bt-Horizontes 17 % Kaolinit und 3% Smektit. Die Tonanreicherung im Bt-Horizont läßt sich demnach allein auf Tonbildung zurückführen, nämlich auf die Umwandlung von Biotit in Smektit und Kaolinit. Dabei wird Kaolinit als stabiles Endprodukt der Verwitterung offenbar am stärksten angereichert. Die übrige Mineralzusammensetzung ändert sich nur wenig. Insbesondere die relativ konstanten Quarzanteile bekräftigen die geogene Homogenität des Profils. Lediglich im hier nicht dargestellten A-Horizont sind geringe Fremdbeimengungen vorhanden (s. Korngrößenverteilung in Tabelle 1).

Ausgangsmaterial des Vertic Haplargid ist ein Hornblendegneisszersatz (Hornblende) mit 43 Gew.% Hornblende in der Sandfraktion $>200 \mu\text{m}$ des C-Horizontes (s. Tabelle 3). Dieser Hornblendeanteil verringert sich im Bt-Horizont auf 9,2%, d.h. um ca. 34%. Um etwa den gleichen Betrag (+38%) nimmt der Kaolinit- und Smektitgehalt der Ton- und Feinschluff-Fraktion (2-20 μm) zu. Die Ton- und Feinschluffanreicherung im Bt-Horizont um 38% läßt sich vollends erklären, wenn man die Abnahme der Hornblendepseudomorphosen in der Feinsandfraktion von 13,6% (C-Hor.) auf 5,0% (B-Hor.) ebenfalls berücksichtigt. Die Hornblende-verwitterung führt hier im Gegensatz zur Biotitverwitterung (s. Typic H.) zu einer stärkeren Smektitbildung, auf die die Vertisoleigenschaften dieses Bodens zurückzuführen sind. Die übrige Mineralzusammensetzung ändert sich wenig. Quarz ist nur in den Sandfraktionen in nennenswerten Mengen vorhanden. Die Konstanz dieser Quarzanteile zeugt von der geogenen Homogenität des Profils, die im übrigen bereits durch eine bis zum A-Horizont reichende Quarzader am Profil erkennbar war.

Im hier nicht dargestellten Lithic und Aquic H. läßt sich die Tonanreicherung in den B-Horizonten aus der Verwitterung von Biotiten, Hornblenden und Plagioklassen quantitativ erklären. Dabei entstehen im Lithic H. - ähnlich wie im Typic H. - vor allem Kaolinit und im Aquic H. neben Kaolinit größere Anteile von Vermikulit (quellbarer trioktaedrischer Biotit) und Smektit. Entscheidend für die Anreicherung der quellbaren Dreischicht-Tonminerale ist offenbar das Hydroregime im Solum, das durch gute (Lithic und Typic H.), mäßige (Vertic-H.) und schlechte Perkulationsverhältnisse (Aquic H.) gekennzeichnet ist.

Zusammenfassung

Am Beispiel einer Haplargidreihe aus Gneisszersatz kann gezeigt werden, daß der Verwitterungsgrad von Aridisolen aus Gesteinszersatz im Gegensatz zu Aridisolen aus Lockersedimenten hoch ist und daß der Tonanreicherungshorizont (Argillic Horizon) allein durch Tonbildung entsteht. Dabei verwittern im Solum vor allem Biotite über illitische Tonminerale (trioktaedrische Biotite in Tongröße) und Smekтите zu Kaolinit und Hornblenden direkt über Smekтите (Nontronit) zu Kaolinit. Quellbare Dreischicht-Tonminerale (Smektit und Vermikulit) reichern sich nur in den feuchteren Varianten der Haplargidreihe an und bilden sich sowohl aus Biotiten als auch aus Hornblenden.

Summary

The mineralogical changes of some Haplargids developed in Gneiss residium were studied. Contrary to Aridisols developed in sedimentary materials these soils showed strongly changed mineralogies within the solum as compared with C- and R-horizons. The clay content of the Argillic Horizons readily could be explained by the weathering of sand sized biotite, hornblende, and feldspars into kaolinite, smectite and some mixed layer silicates. The clay fraction of

B-horizons is dominated by kaolinite in Lithic and Typic Haplargids, and by kaolinite with larger amounts of smektive and mixed layer silicates in Vertic and Aquic Haplargids.

Danksagung

Den Kollegen F.O.B. Mota, E.G.S. Moreira und J.C. Oliveira von der Universität Fortaleza danke ich für die großzügige Hilfe bei den Geländearbeiten und der DFG für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen.

Literatur

- BRINDLEY, G.W. and G. BROWN, 1980, Crystalstructure of Clay Minerals and their x-ray identification, Mineralog. Soc. Monograph No. 5, London.
- GEHARDT, H., B. MEYER und F. SCHEFFER, 1967, Mineralogische Schnelluntersuchung der Grobton- Schluff- und Feinsandfraktionen mit dem Phasenkontrastmikroskop, Zeiss-Mitteilungen 4, 309-322
- MELO, J.O., 1972, Os Solos do Estado do Ceará, Sao Paulo, USP, Instituto de Geografia, Caderno de Ciencia da Terra No. 26, 33 p
- TRÖGER, W.E., 1969, Optische Bestimmung gesteinsbildender Minerale, Teil 1 und 2, 2. Aufl., E. Schweizerische Verlangsbuchhandl., Stuttgart
- WILDING, L.P., N.E. SMECK and G.F. HALL (Ed.), 1984, Pedogenesis and Soil Taxonomie I Concepts and Interactions, Developments in Soil Science 11 a, Elsevier, Publ. Comp., Amsterdam.

Tabelle 1: Eigenschaften der untersuchten Böden aus Gneisen (Haplargid-Reine)

Bodentyp	Hor.	Tiefe cm	pH H ₂ O	Ak _L ¹⁾	C	Fed ²⁾	A ₁ d ₂ ²⁾	Korngrößenverteilung (Gew.%)				
								<200	200-63	63-20	20-2	<2µm
Lithic H.	A	0-15	5,1	6,1	0,9	3,1	0,9	41,0	35,0	1,3	16,0	9,1
	Bt	15-30	5,0	14,2	0,3	9,1	1,5	26,0	19,0	1,4	17,0	37,0
	R	>30	4,9	-	-	4,4	1,2	44,0	22,0	1,1	8,8	24,0
Typic H.	A	0-15	6,0	9,9	1,2	4,9	0,9	39,0	31,0	10,0	10,0	10,0
	Bt	15-34	6,1	12,2	0,8	9,3	1,3	30,0	31,0	7,4	13,0	19,0
	BC	34-50	6,2	11,9	0,2	9,4	1,2	35,0	30,0	8,9	12,0	15,0
	C	50-70	6,9	4,3	-	5,4	0,9	59,0	28,0	6,3	4,3	2,7
	R	>70	5,8	-	-	3,0	0,6	71,0	25,0	0,6	2,5	1,4
Vertic H.	A	0-35	6,0	19,6	0,8	-	-	19,0	34,0	1,7	21,0	25,0
	Bt	35-60	6,3	21,4	0,5	35,8	1,7	20,0	29,0	2,7	23,0	26,0
	BC	60-75	6,1	21,3	-	22,8	1,6	24,0	37,0	2,8	24,0	13,0
	C	>75	5,9	-	-	6,3	1,0	55,0	36,0	1,8	6,0	0,9
Aquic H.	Ap	0-25	5,9	7,0	0,5	5,8	1,2	27,0	45,0	5,3	11,0	12,0
	Bt	25-58	7,7	19,9	0,3	8,9	1,5	28,0	30,0	1,7	12,0	29,0
	C	>58	8,7	-	-	2,0	1,2	45,0	35,0	1,4	8,6	10,0

1) mmol IA/100 g Boden

2) bezogen auf den absolut trockenen Feinboden <2 mm

Tabelle 2: Mineralbestand des Typic Haplargid
(Gew. % des Feinbodens < 2 mm)

Hor.	Mineralart	Korngrößenfraktion (µm)					Σ
		> 200	200-63	63-20	20-2	<2	
Bt	Quarz 1)	28,0	8,1	1,8	2,0	-	39,9
	Biotit 1)	1,8	20,0	3,0	2,6	4,0	31,4
	Plagioklas 2)	-	0,6	0,7	3,8	-	5,1
	Kaolinit	-	-	0,4	4,6	12,0	17,0
	Smektit	-	-	-	-	3,0	3,0
	Σ	29,8	28,7	5,9	12,0	19,0	96,4 ³⁾
BC (Bv)	Quarz 1)	29,0	7,1	2,6	1,7	-	40,4
	Biotit 1)	4,2	21,0	4,5	2,2	2,0	33,9
	Plagioklas 2)	0,3	0,6	0,8	3,4	-	5,7
	Kaolinit	-	-	0,3	4,7	11,0	16,0
	Smektit	-	-	-	-	2,0	2,0
	Σ	33,5	28,7	8,2	12,0	15,0	98,0
C	Quarz 1)	30,0	6,2	1,0	0,4	-	37,8
	Biotit 1)	26,0	21,0	3,8	1,5	0,9	53,2
	Plagioklas 2)	0,3	0,6	0,7	0,9	-	2,5
	Kaolinit	-	-	0,3	1,5	1,5	3,3
	Smektit	-	-	-	-	0,3	0,3
	Σ	56,3	27,8	5,8	4,3	2,7	97,1
R	Quarz 1)	34,0	6,3	0,1	0,1	-	40,5
	Biotit 1)	33,0	19,0	0,4	1,5	0,7	54,6
	Plagioklas 2)	0,5	0,4	0,1	0,2	-	1,2
	Kaolinit	-	-	0,1	0,5	0,5	1,1
	Smektit	-	-	-	-	0,2	0,2
	Σ	67,5	25,7	0,7	2,3	1,4	97,6

1) trioktaedrischer Phlogopit-Biotit, in der Tonfraktion aufgeweitet

2) überwiegend Albit, wenig Oligoklas bis Andesin

3) Die Differenz zu 100 ergibt sich aus den Anteilen an Schwermineralen opaken und unbestimmbaren Teilchen

Tabelle 3: Mineralbestand des Vertic Haplargid
(Gew.% des Feinbodens <2 mm)

Hor.	Mineralart	Korngrößenfraktion (µm)					Σ
		>200	200-63	63-20	20-2	<2	
A	Quarz 1)	8,5	3,4	-	-	-	11,9
	Hornbl. 2)	6,0	24,0	0,7	3,3	-	34,0
	Pseudom. 2)	1,0	0,4	0,2	-	-	1,6
	Plagioklas	2,5	6,5	0,2	3,4	-	12,6
	Kaolinit 3)	-	0,4	0,3	8,4	17,0	26,1
	Smektit 3)	-	-	0,1	5,5	8,0	13,6
	Σ	18,0	35,7	1,5	20,6	25,0	99,8
Bt	Quarz 1)	9,2	16,0	0,5	2,8	-	28,5
	Hornbl. 2)	1,4	5,0	1,2	-	-	7,6
	Pseudom. 2)	1,1	1,7	0,3	2,8	-	5,9
	Plagioklas	-	2,0	0,2	13,0	18,0	31,4
	Kaolinit 3)	-	-	0,3	4,3	7,8	12,4
	Smektit 3)	-	-	-	-	-	-
	Σ	19,7	27,9	2,5	22,9	25,8	97,0
BC (Bv)	Quarz 1)	9,1	1,9	-	-	-	11,0
	Hornbl. 2)	11,0	18,0	0,5	2,4	-	31,9
	Pseudom. 2)	1,0	13,0	1,6	-	-	15,6
	Plagioklas	1,2	2,2	0,2	2,4	-	5,6
	Kaolinit 3)	-	1,5	0,2	7,9	6,5	16,1
	Smektit 3)	-	-	-	10,8	5,0	15,8
	Σ	22,3	36,6	2,5	23,5	11,5	96,0
C	Quarz 1)	9,3	1,4	-	-	-	10,7
	Hornbl. 2)	43,0	18,2	0,5	1,0	-	56,7
	Pseudom. 2)	1,0	13,6	0,9	-	-	15,5
	Plagioklas	3,1	1,4	0,2	0,6	-	5,3
	Kaolinit 3)	-	2,5	0,2	1,1	0,3	4,1
	Smektit 3)	-	-	-	3,2	0,5	3,7
	Σ	56,4	37,1	1,8	5,9	0,8	96,0

- 1) Hornblenden der Aktinolith-Tschermakit-Reihe
- 2) Pseudomorphosen von Hornblende nach Smektit-Kaolinit
- 3) d-Werte von 12-27,5 Å, in Pseudomorphosen z.T. Nontronit

Titan - Eisenkonkretionen und deren Begleitelemente
in Marschböden - Untersuchungen mit einer Mikrosonde

von

Hiller, D.A. und G.W. Brümmer *)

In hydromorphen Böden auftretende Rostflecken und Konkretionen enthalten neben Eisen oft viel Mangan und verschiedene anionische wie kationische Spurenelemente einschließlich umweltrelevanter Schwermetalle. Die Untersuchungen von Rostflecken und Konkretionen erfolgte dabei bisher vor allem mit Hilfe physikalischer und chemischer Fraktionierungsmethoden. Mikrosondenuntersuchungen wurden dagegen relativ selten durchgeführt. Durch den Einsatz eines Elektronenstrahl-Röntgenmikroanalysators (Mikrosonde) ist es möglich, Informationen über die Elementzusammensetzung in Mikrobereichen von Böden zu erhalten.

Titan gilt als schwer lösliches Element, das in Böden kaum verlagert und deshalb neben Quarz und Zirkon als stabile Indexsubstanz für Profilbilanzierungen verwendet wird. Bisher liegen jedoch nur wenig Informationen über die Bindungsformen des Titans in Böden vor, so daß ein Einsatz der Mikrosonde sinnvoll erschien. Bei den meisten Untersuchungen zur Zusammensetzung von Konkretionen und Rostflecken blieb Titan weitgehend unberücksichtigt. Dabei gehört Titan zu den zehn häufigsten Elementen der Erdkruste und kommt in Böden mit Gehalten von in der Regel 0.2-1 ‰ in vielen silicatischen Mineralen und auch in primären schwer verwitterbaren Titan-Mineralen vor, wie Rutil (TiO_2), Ilmenit (FeTiO_3), Titanit (CaTiSiO_5) und anderen. Sekundär können in Böden Brookit (TiO_2), Anatas (TiO_2) und nach Fe-Einbau in das TiO_2 -Gitter Pseudorutil gebildet werden.

Material und Methoden

Es wurden Bodenproben von vier Marschböden Schleswig-Holsteins untersucht. Da vor allem Anhaltspunkte über die Bindungsformen von Phosphor, Schwefel und Schwermetallen im durchwurzelten Bereich ge-

*) Institut für Bodenkunde der Universität Bonn, Nußallee 13,
5300 Bonn

wonnen werden sollten, wurden zunächst nur A-Horizonte für die Untersuchungen verwendet. Die beprobten Marscheu aus der Umgebung von Brunsbüttel (B13, B65) sind durch Industrieemissionen und -abfälle mit einigen Schwermetallen angereichert (Tab. 1). Die Bodenprobe aus der Kleimarsch (Obb.) stellt dagegen eine unbelastete Probe dar. Von den lufttrockenen Bodenproben wurden zunächst Dünnschliffe hergestellt, in denen mikroskopisch Konkretionen unterschiedlicher Färbung ausgewählt wurden. Mit einer Mikrosonde erfolgte dann die Bestimmung der Gehalte an Ti, Fe, Mn, Si, Ca und P, S, Co, Ni, Cu, Zn, Cd und Pb. Dabei könnten die Gehalte der 14 Elemente simultan gemessen werden. Die Gewichtsanteile der mit der Mikrosonde analysierten Elemente beziehen sich dabei auf ein vom Elektronenstrahl erfaßtes Bodenvolumen von ca 1 µm Durchmesser und 1-3 µm Tiefe. Die Nachweisgrenze der Mikrosondenanalyse liegt in Abhängigkeit von der Ordnungszahl der Elemente, der angelegten Spannung und der Matrix der Proben bei 10-100 mg/kg. Die Messungen wurden in der Regel nahe dem Zentrum der Konkretionen gemacht.

Ergebnisse

Die Mikrosondenanalysen zeigen, daß neben den bisher schon häufig beschriebenen Eisen- und Mangankonkretionen auch sehr Ti-reiche Titan-Eisen(-Mangan)-Konkretionen auftreten. Nach den Gehalten an Hauptelementen konnten die in Tab. 2 angeführten Konkretionstypen unterschieden werden.

Von den anionischen Elementen weist Phosphor in Ti-Fe(Mn)-Konkretionen mit Meßwerten von 40-1610 mg/kg einen Mittelwert von 410 mg/kg, Schwefel mit Meßwerten von 60 bis 380 mg/kg einen Mittelwert von 220 mg/kg auf. Ein Vergleich mit den anderen untersuchten Konkretionstypen zeigt deutlich, daß Phosphor und Schwefel vor allem in den Eisen(-Mangan)-Konkretionen stark angereichert sind (vgl. Tab. 3). Von den kationischen Spurenelementen ist Cobalt in den Ti-Fe(-Mn)-Konkretionen nur in zwei Messungen mit geringen Anreicherungen von 100 und 110 mg/kg enthalten. Von den umweltrelevanten Schwermetallen ist Cadmium mit Werten von < 70-740 mg/kg vertreten. Blei als weiteres wichtiges Schwermetall ist in der Regel mit Werten von 160-2720 mg/kg nachweisbar. In ähnlicher Weise sind die Mikronährelemente Kupfer mit 150-1110 mg/kg und Zink mit < 30-1580 mg/kg in den Ti-Fe(-Mn)-Konkretionen okkludiert. Nickel konnte ebenso häufig wie Blei und Kupfer in den titanreichen Konkretionen nachgewiesen werden, wobei der Anteil von < 40 bis 640 mg/kg reichte. Ein Vergleich mit den Schwermetallgehalten anderer

Konkretionstypen zeigt, daß das Blei stark in Fe(-Mn)-Konkretionen und Cobalt, Nickel Zink und Cadmium vor allem in den Mangankonkretionen anreichert wurden (siehe Tab. 4).

Diskussion

Die Entstehung der Ti-Fe-Konkretionen ist wahrscheinlich unter reduzierenden Bedingungen, wie sie in A-Horizonten von Marschen in Nässephasen auftreten, durch eine Adsorption von Fe^{2+} -Ionen an der Oberfläche von TiO_2 -Mineralen oder Titanaten sowie durch anschließende Oxidation zu Fe(III)-Oxid bedingt. Das Auftreten von Ti-Fe-Konkretionen in anderen hydromorphen Böden - wie neueste Untersuchungen an Auenböden Nordrhein-Westfalens zeigen - macht diesen Bildungsmechanismus wahrscheinlich. Dabei kann nach den Untersuchungen von Fitzpatrick et al. (1978) Eisen in das Gitter von Titandioxid eingebaut und dadurch Pseudorutil gebildet werden, der durch ein Ti/Ti+Fe-Molverhältnis von 0,2-0,7 gekennzeichnet ist. Die Titan-Eisenkonkretionen liegen mit ihren Mol-Quotient-Verhältnissen von 0,23-0,71 in diesem Bereich. Damit könnten die Ti-Fe-Konkretionen auch Pseudorutil darstellen.

Insgesamt zeigen die Untersuchungen, daß - neben der Assoziation von Titan und Eisen - Eisen auch gemeinsam mit Mangan in hohen Anteilen vorliegen kann, während Titan und Mangan nur zu geringen Anteilen miteinander vergesellschaftet auftreten. Der Gehalt an akzessorischen Elementen ist in den Titan-Eisen-Konkretionen gering. In den Eisenkonkretionen sind Schwefel, Phosphor und Blei, in den Manganoxiden vor allem die Schwermetalle Cobalt, Nickel, Cadmium und Zink hoch angereichert. Damit weisen die verschiedenen Konkretionstypen in Abhängigkeit von ihren Hauptelementen charakteristische Assoziationen von akzessorischen Elementen auf.

LITERATUR:

FITZPATRICK, R.W. J. LE ROUX & U. SCHWERTMANN (1978): Amorphous and crystalline titanium and iron-titanium oxides in synthetic preparations, at near ambient conditions, and in soil clays. Clays Clay Min. 26: 189-201.

Tab. 1: Stoffbestand, pH-Werte und Schwermetallgehalte der untersuchten Ah- und Ap-Horizonte schleswig-holsteinischer Marschböden

Bodentyp	MN (Obb.)	MK (B 30)	MC (B 13)	MC (B 65)
Horizont	Ah	Ap	Ap	Ap
Nutzung	Weide	Acker	Acker	Acker
Ton %	19.7	34.3	29.4	21.7
org. Subst. %	5.7	4.7	4.7	7.1
pH (CaCl ₂)	4.9	5.0	6.4	7.5
Cu _t mg/kg	12.5	21	14.1	47
Zn _t mg/kg	68	124	105	520
Cd _t mg/kg	0.5	0.38	6.2	2.1
Pb _t mg/kg	25	31	34	95

MN = Kleimarsch, Obbenskoog; MK (B 30) = Knickmarsch, Brunsb.;
 MC (B 13) = Kalkmarsch, Brunsb.; MC (B 65) = Kalkmarsch, Brunsb.;

Tab. 2: Konkretionstypen und deren Gehalte an Hauptelementen in A-Horizonten schleswig-holsteinischer Marschen (Mikrosonden-Punktmessungen)

Konkretionstyp	Gehalte an Hauptelementen in Gewichts-%
Ti-Fe-(Mn)-Konkretionen	31-39 % Ti; 18-29 % Fe; 0.3-5.5 % Mn;
Fe(-Mn)-Konkretionen	31-58 % Fe; ≤ 1.8 % Mn;
Fe-Si(Mn)-Konkretionen	6-28 % Fe; 2-42 % Si; ≤ 5 % Mn;
Mn-Fe-Konkretionen	
und	16-40 % Mn; 2- 9 % Fe; 2 - 15 % Si;
Mn-Fe-Si-Konkretionen	

Tab. 3: Mittelwerte und Standardabweichung der Gehalte an Phosphor und Schwefel in Konkretionen aus A-Horizonten schleswig-holsteinischer Marschen (Mikrosonden-Punktmessungen)

Ti-Fe(-Mn)-Konkretionen:	Fe(Mn)-Konkretionen:
9 Konkretionen	11 Konkretionen
P S	P S
x 410 220	x 31.960 2020
s 540 130	s 11.840 1250
Fe-Si(-Mn)-Konkretionen:	Mn-Fe-und Mn-Fe-Si-Konk.
25 Konkretionen	14 Konkretionen
P S	P S
x 10.970 1000	x 3160 1620
s 11.955 720	s 2240 1480

x : Mittelwerte der Meßwerte
s : Standardabweichung zu x

Tab. 4: Mittelwerte und Standardabweichung der Gehalte an kationischen Spurenelementen in Konkretionen aus A-Horizonten schleswig-holsteinischer Marschen

Fe(Mn)-Konkretionen:
11 Konkretionen
Co Ni Cu Zn Cd Pb
x 222 411 268 921 247 2975
s 106 213 164 625 185 3259
Fe-Si(-Mn)-Konkretionen:
25 Konkretionen
Co Ni Cu Zn Cd Pb
x 635 325 426 689 135 1164
s 227 234 225 467 126 1252

Mn-Fe-und Mn-Fe-Si-Konk.
14 Konkretionen
Co Ni Cu Zn Cd Pb
x 1412 865 393 7649 541 1850
s 1020 421 318 4849 270 2226

x : Mittelwerte der Meßwerte
s : Standardabweichung zu x



Verwitterung und Mineral- bzw. Bodenbildung in einem
Gneisgebiet der Vollwüste Ägyptens

von
Huth, A.* und K. Stahr*

In einem Gneisgebiet (Bir Safsaf-Komplex) in Süd-Ägypten wurden Gesteinsproben entnommen sowie 2 Catenen mit insgesamt 12 Bodenprofilen beprobt. Die klimatischen Bedingungen in diesem Gebiet sind extrem arid mit einem jährlichen Niederschlag unter 0.5 mm und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 24°C (Alaily, 1985; Blume et al., 1984). Die Aufgabenstellung der Arbeit war zum einen die Bearbeitung der metamorphen Basementgesteine und zum anderen die Untersuchung der Bodenbildung auf diesen Gesteinen. Es sollte geklärt werden, ob die Böden aus diesen Gneisen entstanden sind, welche Prozesse zu ihrer Bildung geführt haben und unter welchen klimatischen Bedingungen sie stattgefunden haben.

Das Arbeits-Gelände war eine flach wellige Landschaft mit mehr oder weniger deutlich aufragenden runden Buckeln des anstehenden Gesteins und kleinen abflußlosen Senken. Catena I (Abb.1) hatte N-S Lage mit einer Inklination von ca. 2°S. Von den 7 Profilen wurden 4 zur detaillierteren Untersuchung ausgewählt:

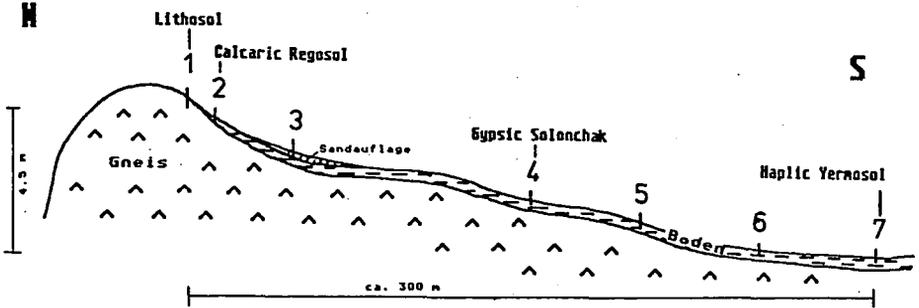
Profil 1: Lithosol: Anstehender migmatischer Gneis mit einer wenige cm dicken Verwitterungskruste; höchster Punkt der Catena.

Profil 2: Calcaric Regosol 2-3 m von Profil 1 entfernt: Verwitterungstiefe 38 cm, Gesteins- und Sandauflage, Schaumboden (Av) als Oberboden, stony and lithic phases, undeutliche Horizontierung.

Profil 4: Gypsic Solonchak ca: 150 m südlich Profil 2: Verwitterungstiefe 75 cm. Oberflächenauflage aus Sand und Feinkies, Wüstenschaumboden (Av) als Oberboden, bis 4 cm breite und mit Sand gefüllte Spalten, gut ausgeprägtes Säulengefüge, Salz-, Gips- und Kalkanreicherugshorizonte im Unterboden.

*Institut für Ökologie - FG Regionale Bodenkunde, Salzufer 12,
1000 Berlin 10, Sonderforschungsbereich 69

Abb. 1: Catena I mit den Profilen 1 bis 7.



Profil 7: Haplic Yermosol 150 m südlich Profil 4: Verwitterungstiefe 50 cm, Oberflächenauflage aus Sand und Feinkies, Schaumboden (Av), Spalten und ein unterbrochener Kalkanreicherungshorizont in 50 cm Tiefe; tiefster Punkt der Catena.

Alle untersuchten Böden lassen sich eindeutig als Wüstenböden charakterisieren. Typische Merkmale sind z.B. die geringe Verwitterungstiefe, hohe Lagerungsdichte, das Säulengefüge, die mit Sand gefüllten Spalten, Schaumböden als Oberböden, Flugsandbedeckung und Wüstenlack. Weitere typische Kennzeichen von Wüstenböden lieferten die ersten Analyseergebnisse (Tab.1): alle Horizonte haben einen

Tabelle 1: Erste Analyseergebnisse und Quotienten der Mineralgehalte Quarz/Feldspat und Kalifeldspat/Plagioklas für die Profile 2, 4 und 7.

Profil	pH (CaCl ₂)	Leitf [mS]	Carb [%]	Gips [%]	C [%]	N [ppm]	Sped.Ox [%]	H ₂ O [%TG]	Qu/FS	KF/Plag
Eg	7.7	.25	2.8	.5	.05	34	1.2	.0	1.3	.8
Es	7.8	.26	3.1	.3	.04	73	1.4	.36	3.6	1.2
Av	7.7	.17	1.7	.2	.04	68	1.7	.30	2.2	1.2
2 AB	7.7	.26	3.8	.3	.07	100	2.3	.96	1.7	1.2
Bw	7.8	.19	3.2	.2	.08	85	2.1	.61	1.2	1.0
Rw	7.8	.41	5.3	.6	.1	110	1.8	.58	.8	.9
R	7.7	.61	1.8	.4	.04	107	1.8	.0	.5	.8
E	7.4	.37	5.2	.5	.08	44	1.2	.17	5.4	.9
Av	7.5	.41	5.5	.3	.08	73	1.7	.74	2.3	1.4
Bw1	7.6	1.2	5.5	.4	.07	95	1.5	.67	2.3	1.4
4 Bw2	7.8	2.54	5.9	.4	.11	141	1.3	.22	1.5	.9
BC	7.7	4.62	8.5	2.6	.07	179	1.0	.74	.9	.8
Cky	7.7	36.4	14.2	2.7	.16	354	1.6	1.18	.8	.7
R	7.8	24.3	13.3	1.2	.21	312	1.7	.92	.6	.8
E	7.5	.34	3.1	.3	.06	87	1.0	.5	3.2	.9
Av	7.4	.22	4.3	.2	.08	77	1.2	.5	3.0	1.2
Bw1	7.5	.24	4.4	.2	.07	40	1.2	.43	3.1	1.1
7 Bw2	7.8	.35	4.2	.2	.07	61	1.1	.36	1.9	.9
Bk	7.8	.37	30.3	.6	.29	38	.7	.50	1.2	1.0
R	7.6	.27	.3	.5	.03	53	.9	.50	.5	.8

sehr geringen H₂O-Gehalt, zeigen alkalische Reaktion mit pH zwischen 7 und 8, enthalten kaum organische Substanz (C<0.1%,N<0.03%), dagegen aber Salz-, Kalk- oder Gips-Anreicherungs-horizonte. Die Körnungsanalyse ergab eine Zunahme der groben Fraktionen zur Tiefe, der Tongehalt hat ein Maximum in den unteren B-Horizonten, teilweise auch im Av. Den Hauptanteil der Tonminerale bilden Smectit und Kaolinit, wobei das Smectit-Maximum für Profile 4 und 7 in der Tiefe liegt, für Profil 2 liegt es dagegen im Oberboden, was eher für eine Entstehung unter humideren Bedingungen oder für Erosion in Kuppenlage spricht.

Der Mineralbestand wurde mikroskopisch bestimmt, für den Lithosol an Dünnschliffen von mehreren Gesteinsproben des gesamten Gneisgebietes, für die Horizonte der Profile 2, 4 und 7 mit Hilfe von angefärbten Streupräparaten. Der Gneis hat eine granitische Zusammensetzung mit durchschnittlich 30-35% Quarz (Qu), 25-30% Kalifeldspat (KF), 30-35% Plagioklas (Plag) mit 15-25% Anorthit-Gehalt, 3-10% Biotit (Bi), teilweise auch Amphibol (Amph), ≤3% Erz und Akzessorien. In dem Lithosol von Catena I liegt Bi mit 3% relativ niedrig, Amph ist nicht vorhanden. Abb.2 zeigt die Ergebnisse für die Profile 2, 4 und 7. Läßt man die Auflagehorizonte außer acht, so findet man bei allen drei Profilen eine Qu-Zunahme von unten nach oben, KF-, Plag- und Bi-Abnahme, Erz bleibt konstant bzw. nimmt nach oben etwas zu. Dabei sind Bi und Erz im fS und U konzentriert, Feldspat hauptsächlich im fS, Qu gleichmäßig in mS, fS und U. Der gS wird hauptsächlich aus Gesteinsfragmenten zusammengesetzt. Die Quotienten Qu/FS und KF/Plag als Indikatoren für den Verwitterungsgrad steigen mit zunehmender Verwitterung von unten nach oben an, das Verhältnis Qu/FS deutlicher als das Verhältnis KF/Plag (Tab.1).

Somit ergibt sich für die Verwitterungsprozesse der Minerale folgendes Bild: Qu zeigt sich als relativ schwer verwitterbares Mineral und wird relativ angereichert, KF und Plag verwittern kontinuierlich, KF langsamer als Plag, Bi verwittert etwas schneller als die FS, während Erz so gut wie nicht verwittert und daher relativ angereichert wird. Durch Umbildung und Neubildung aus den Verwitterungsprodukten von FS und Bi bilden sich Tonminerale und pedogene Oxide, sowie Kalk, Gips und Salze.

Die relative Anreicherung von Qu zeigt, daß erhebliche Mengen an Material fortgeführt worden sind, vermutlich zum großen Teil durch

Staubausblasung, da unter den extrem ariden Klimaverhältnissen eine Fortführung von Material durch Auswaschung nur in begrenztem Ausmaß möglich ist. Dies dokumentiert sich auch in den Mineralgehalten der Auflagen, die sich in allen Profilen deutlich von Ober- und Unterböden absetzen, d.h. stark durch exogene Prozesse beeinflusst sind.

Die Betrachtung der Haupt- und Nebenelement-Gehalte (Abb.3) zeigt eine SiO₂-Zunahme von der Tiefe zur Oberfläche, gleichzeitig eine Abnahme von Al₂O₃, insgesamt auch von Fe₂O₃, MgO, CaO, K₂O und Na₂O. P₂O₅ und TiO₂ nehmen nach oben hin leicht zu. Auch hier zeigt sich eine sprunghafte Veränderung zwischen Oberboden und Auflagehorizont. Diese Ergebnisse lassen sich gut mit den Mineralgehalten korrelieren: Die Qu-Anreicherung von der Tiefe zur Oberfläche dokumentiert sich in der SiO₂-Zunahme in gleicher Richtung, die kontinuierliche Verwitterung der FS bedingt die Abnahme von Al₂O₃, K₂O, Na₂O und CaO. Die letzten beiden Elemente zeigen Maxima in Salz- bzw. Kalk- und Gipsanreicherungshorizonten, was sich ebenfalls als Maximum in der H₂O-CO₂-Kurve äußert. Eisen und Magnesium nehmen gleichmäßig mit der Biotit-Verwitterung ab, jedoch nicht in gleichem Ausmaß, da sie z.T. im Erz enthalten sind und nicht freigesetzt werden. P₂O₅ und TiO₂ sind ebenfalls im Erz gebunden.

Ein Vergleich der Mineralgehalte des Ausgangsgesteins mit denen der untersten Horizonte (nach Umrechnung der Mineralgehalte der Feinerde auf den Gesamtboden), s. Tab.2a, zeigt für die Profile 2 und 7 gute Übereinstimmung, in Profil 4 sind die Bi-Gehalte deutlich höher. Hier handelt es sich vermutlich um eine relativ glimmerreiche Partie im Gneis, während der beprobte Lithosol relativ geringe Bi-

Tabelle 2: Vergleich a) der Mineralgehalte und b) der Haupt- und Nebenelementgehalte der untersten R-Horizonte (Gesamtboden) der Profile 2, 4 und 7 mit denen des Lithosols (Profil 1).

a)	Qu	Kf	Plag	Bi	Erz	Ton			
Gestein	33	28	35	3	<1	-			
R-Hor. 2	33	27	34	4	1	1			
R-Hor. 4	31	21	27	15	3	3			
R-Hor. 7	32	27	34	6	1	1			
b)	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	H ₂ O+CO ₂	
Gestein	75	14	1.08	0.31	1.52	3.94	4.32	0.15	
R-Hor. 2	74	14	1.25	0.34	1.58	3.96	4.10	0.38	
R-Hor. 4	63	13	2.39	1.40	5.66	4.40	2.64	7.09	
R-Hor. 7	74	14	1.67	0.57	1.45	3.89	4.04	0.46	

Gehalte gegenüber dem Durchschnitt zeigte. Der Vergleich der Haupt- und Nebenelemente der unteren Horizonte mit denen des Lithosols, s. Tab.2b, ergibt ebenfalls für Profile 2 und 7 fast identische Zusammensetzung, Profil 4 zeigt erhöhte Fe_2O_3 -, MgO -, CaO -, Na_2O - und $\text{H}_2\text{O}+\text{CO}_2$ -Gehalte, geringere SiO_2 - und K_2O -Gehalte. Die erhöhten Eisen- und Magnesium-Werte sind auf die höheren Bi-Gehalte zurückzuführen, die niedrigeren K_2O -Werte auf die geringen KF-Gehalte, Na_2O -, CaO - und $\text{H}_2\text{O}+\text{CO}_2$ -Erhöhung sind eine Folge der Salz- und Carbonat-Anreicherung.

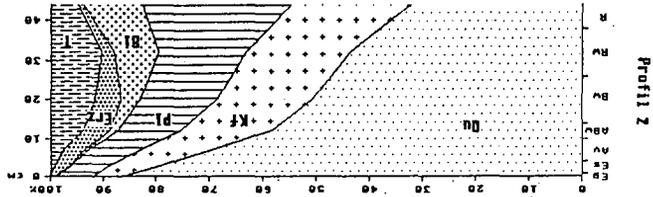
Diskussion:

Der Vergleich der Haupt- und Nebenelement-Gehalte sowie der Mineralbilanzen in den Böden und im Ausgangsgestein zeigen deutlich die enge Korrelation zwischen Boden und Gestein, lediglich die oberen Bodenhorizonte sind durch allochtone Prozesse beeinflusst. Es muß also davon ausgegangen werden, daß sich die Böden autochton auf dem migmatischen Gneis gebildet haben.

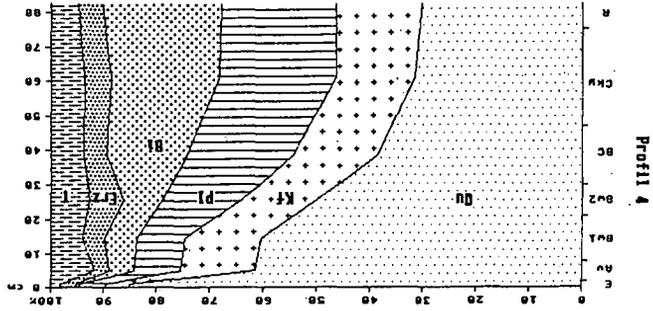
Die Prozesse der Bodenbildung waren physikalische und chemische, kaum biologische Verwitterungs- und Neubildungsprozesse. Nach und während physikalischer Gesteinszertrümmerung - hauptsächlich Temperatur-Sprengung - fand die Verwitterung der Feldspäte und Glimmer-Minerale statt, sowie die Bildung von Tonmineralen, pedogenen Oxiden und von Kalk-, Gips- und Salz-Anreicherungen. Ein großer Teil des zerkleinerten Materials wurde mit dem Wind abtransportiert. Teilweise benötigen die beobachteten Bodenbildungs-Prozesse mehr Wasser als unter den derzeitigen klimatischen Verhältnissen gegeben ist, auf der anderen Seite belegen die Wüsten-typischen Merkmale der bearbeiteten Böden eine Entstehung unter aridem Klima. Nach Pachur et al. (1987) haben in dieser Gegend etwas weniger aride Bedingungen vor ca. 5000 - 6000 Jahren geherrscht.

Literatur:

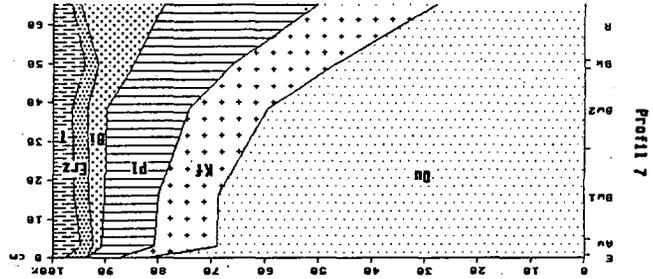
- ALAILY, F. (1985): Nicht-hydrogene und hydrogene Bodenmerkmale in der Zentral-Sahara.
Mitt. DBG, 43 II, 705-710.
- BLUME, H.-P.; ALAILY, F.; SMETTAN, U. & ZIELINSKY, J. (1984):
Soil types and associations of southwest Egypt:
Berliner geowiss. Abh. (A), 50, 293-302.
- PACHUR, H.-J.; RÖPER, J.-P., KRÖPELIN, S. & GOSCHIN, M. (1987): Late Quaternary hydrography of the Eastern Sahara.
Berliner Geowiss. Abh. (A), 75.2, 331-385.



Profil 2



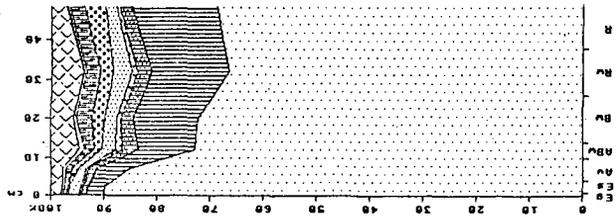
Profil 4



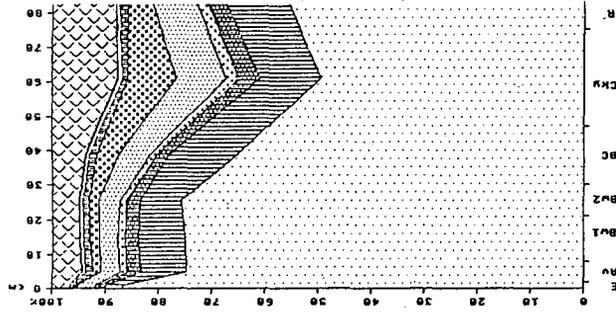
Profil 7

Abb. 2: Mineralgehalte der Feinerde der

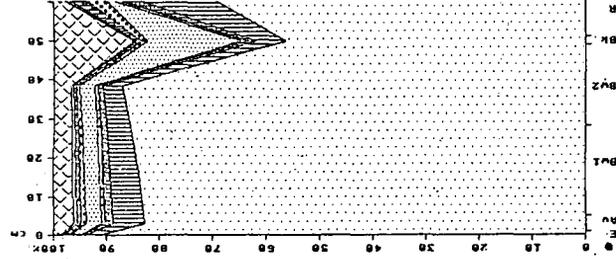
Profile 2, 4 und 7.



Profil 2:



Profil 4



Profil 7

	SiO ₂
	Al ₂ O ₃
	Fe ₂ O ₃
	MgO, MnO
	CaO
	Mg ₂ O
	K ₂ O
	P ₂ O ₅ , TiO ₂
	H ₂ O + CO ₂

Abb. 3: Haupt- und Nebenelementgehalte der FE.

Bildungsphasen eines polygenetischen Paläobodens auf Lanzarote, Kanarische Inseln

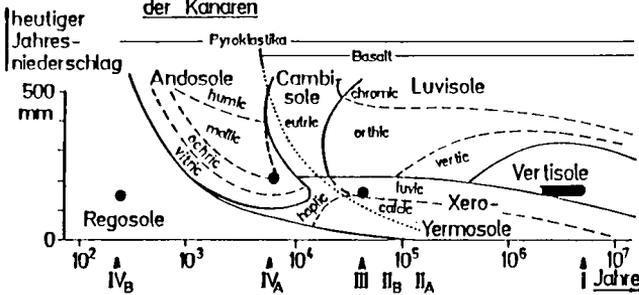
von

Stahr, K., M. Zarei, J. Schüle und R. Jahn⁺

Die Landoberflächen Lanzarotes sind aus unterschiedlich alten Pyroklastika und Basalten aufgebaut. Im heute ariden Klima (100-250 mm, 14-18^oC) hat sich eine Chronosequenz von Regosolen über Andosolen zu Xerosolen ausgebildet. Ältere Landoberflächen (Altpleistozän und Tertiär) tragen Böden, die prinzipiell mehrphasig entwickelt sind und bis zum Vertisol oder Nitosol reichen. Solche Böden erfordern entweder sehr lange Entstehungszeiten oder/und feuchtere Bildungsbedingungen.

Aus eigenen Geländeerhebungen (JAHN et.al. 1983) und aus Literaturauswertungen (FERNANDEZ-CALDAS & TEJEDOR SALGUERO 1975, FERNANDEZ-CALDAS et.al. 1982, TEJEDOR SALGUERO et.al. 1985) wurde eine Klima-Zeit-Abfolge dominierender Böden abgeleitet (Abb.1). Diese Böden sind in ihrem Auftreten mit der Verbreitung charakteristischer Tonminerale korreliert. Dies führt bei den alten ariden Böden zu Smectit und Illit (mit Kaolinit), bei den alten humiden dagegen zu Kaolinit, Halloysit und Gibbsit.

Figur 1: Feuchte- und altersabhängiges Vorkommen zonaler Böden aus basischen Vulkaniten der Kanaren



⁺ Inst. für Ökologie, Regionale Bodenkunde, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

Die Entwicklungstendenzen während des Jungtertiärs und bis ins Holozän sollen am Beispiel eines Paläobodens, der auf dem nördlichen Hochplateau Lanzarotes (Malaya Chica) in 415 m über NN liegt, beschrieben werden. Das anstehende Gestein dieses Bodens sind Basalte und Schlacken der pliozänen Serie I, die mindestens 1-2 Millionen Jahre alt sind. Der Basalt zeigt eine glasige bis mikrokristalline Matrix und große Einsprenglinge von Olivin. Der Horizont an der Verwitterungsfront (800-18) hat noch eine relativ frische Matrix. Die Olivine sind dagegen häufig von innen oder außen zersetzt und zeigen Pseudomorphosen smectitischer Tonminerale. Auch Umwandlungen zu Eisenoxid und Chlorid können mikromorphologisch beobachtet werden. Einige Hohlräume sind mit verschiedenen Zeolithen ausgekleidet (vgl. Abb.2 ZÁREI et.al. 1987). Der Beweis, daß es sich um pedogene Bildungen handelt, kann dadurch geführt werden, daß sich die Zeolithe auch auf Tonbelägen und über feinkörnigen Unterlagen bilden konnten. Neben Tonbelägen lassen sich auch Kalküberzüge erkennen. Die Kalkbildung läßt sich durch Karbonatisierung in höheren Horizonten und Verlagerung erklären.

Der unterste Boden besteht aus dem beschriebenen C_v , darüber einem Kalkanreicherungshorizont und einem gut entwickelten tiefroten B_t (Abb.2, 800-16-18). Glas und Einsprenglinge sind hier vollständig verwittert. Der Tongehalt liegt bei 84%. Größere Partikel sind meist Konkretionen. Das Gefüge ist parallelepipedisch und das Mikrogefüge zeigt eine Fülle doppeltbrechender Tonkutane, die sigmoidal verbogen und in die Aggregate eingearbeitet sind. Dieser Paläoboden entspricht einem Vertisol oder Nitosol. Am Ende dieser Entwicklung kam es zu wahrscheinlich nur geringfügiger Erosion und ausschließlich zur Oberlagerung mit mindestens 2 m neuen Vulkaniten. Auch dieses Profil enthält kein Glas und keine Primärminerale mehr (800-13-15). Bei Tongehalten bis 80% und einem gut ausgebildeten B_t -Horizont handelt es sich hier ebenfalls um einen Nitosol oder Vertisol. Das Vorhandensein einer 40 cm mächtigen Kalkkruste sowie die Erhaltung großer Schrumpfrisse deuten auf zunehmende Aridität gegenüber dem ersten Boden hin. Auch hier ist die Matrix schlierig und zeigt Stress und Tonkutane. Die Smectite sind weitgehend illitisiert (im Grobton stärker als im Feinton). Kaolinit hat weniger als 10% Anteil. Die Oxidkonkretionen können abgerundet oder mit der Matrix verbunden sein.

Am wenigsten überliefert ist uns der dritte Boden. Die Bildungsbedingungen haben sich deutlich verändert, wobei uns eine mindestens 1 m mächtige Kalkanreicherung sowie die kalkige Ausfüllung der Schrumpfrisse des unterlagernden Nitosols überliefert wurde. Das Material zu diesem Boden muß ebenfalls ein neuer Vulkanit gewesen sein, da der Verwitterungsgrad bis heute nicht den der älteren Böden er-

Profil 800

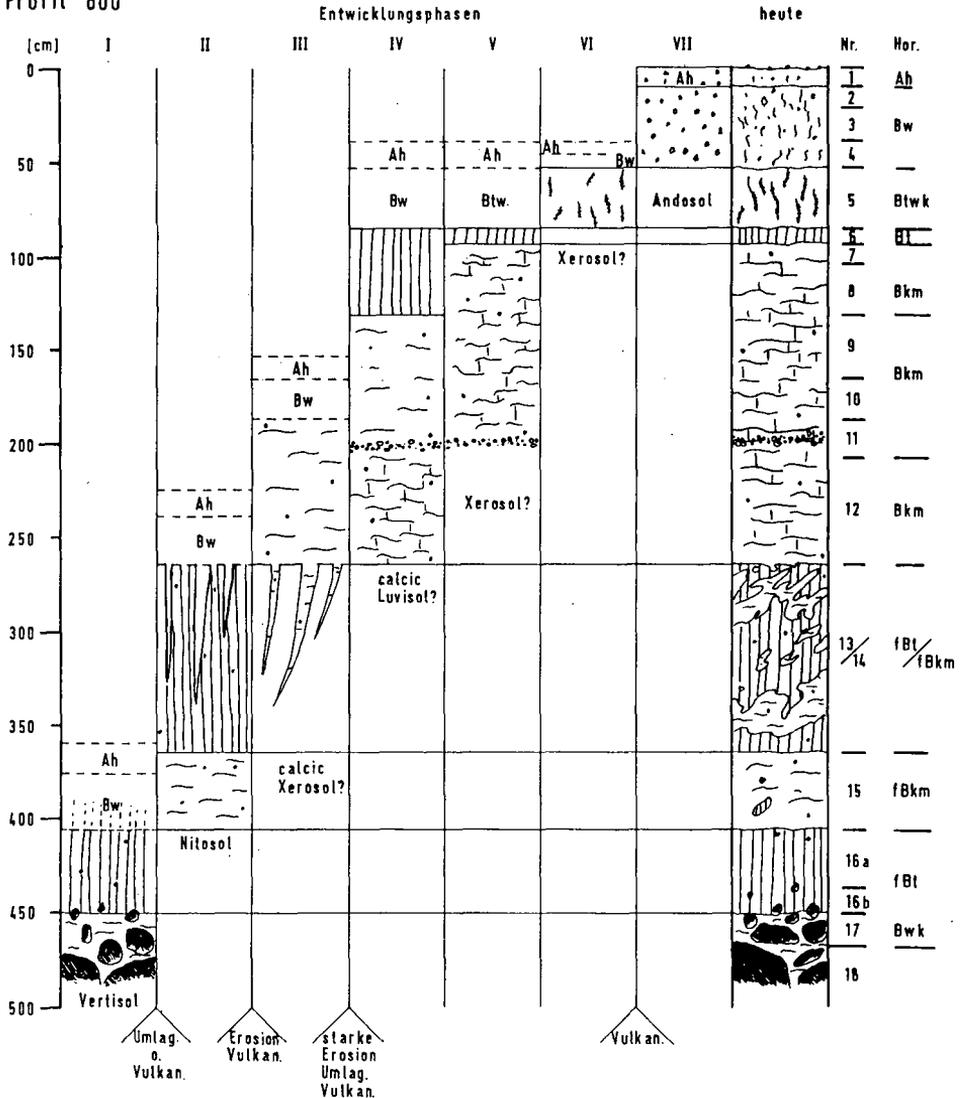


Abb. 2 Schematische Darstellung der Bodenentwicklungsphasen eines mehrgliedrigen Paläobodens seit dem Tertiär

reicht hat (kalkfrei, Schluff $\gg 60\%$, Ton 30%). Auch hier sind Konkretionen entstanden, die in die Matrix eingebettet sind und dann einen lappigen oder diffusen Saum haben. Abgerundete Konkretionen zeigen Schalenbau und häufig kleine Schluffquarze. Daneben enthalten die Konkretionen verwitterungsstabile Feldspäte und v.a. Haematit, Maghaemit und Al-Oxide (Abb.3). Dieser Horizont ist massig und mit mikritischem Kalk verhärtet. Dieser Boden 3 wurde durch ein katastrophales Ereignis zerstört und bis in die Kalkkruste hinein erodiert. Auf der Oberfläche blieben residual Konkretionen und gerundete Basaltgerölle zurück. Als vierter Boden bildete sich wieder aus neuem Sediment ähnlich dem dritten ein Calcic Luvisol. Wiederum entstanden 80 cm Kalkkruste sowie möglicherweise nochmals eine Infiltration der Unterlagernden. Der fünfte Boden zeigt eine Zunahme der Mächtigkeit der Kalkkruste, wobei ein ehemaliger B_t -Horizont inkrustiert wurde. Wir nehmen deshalb an, daß spätestens hier Xerosol-Bedingungen herrschten.

Erneut folgte eine Erosionsphase und aus einer dünnen Decke von ca. 50cm Vulkanasche entwickelte sich ein Haplic Xerosol (800-4 - 5). Es war ein Teil des Oberbodens von Boden 5 abgetragen oder mit dem neuen Material vermischt worden. Auch hier kommt es wieder zu Kalkverlagerung, aber nicht mehr zu Kalkkrustenbildung. Die obersten 3 Horizonte des jüngsten Bodens sind extrem locker und humos. Sie enthalten wenig verwitterte glasige und blasenreiche Aschepartikel und stellen einen Andosol dar. Allophan konnte nachgewiesen werden.

Die zeitliche Einordnung der Böden kann nur auf relative Datierungen zurückgreifen. Wegen des bekannten Alters der unterlagernden Gesteine ist die Abfolge mindestens 1-2 Millionen Jahre alt. Die Böden 1, 2, 4 und 5 sind jeweils allein aufgrund der erfolgten Verwitterung und Mineralneubildung mindestens 100.000 Jahre alt. Wegen der hohen Übereinstimmung in Entwicklungsgrad und Morphologie läßt sich der Boden 7 den holozänen 6000 Jahre alten Aschen und der Boden 6 den jungpleistozänen 50.000 Jahre alten Aschen zuordnen (JAHN et.al.1983). Die übrigen Böden sind während der vulkanischen Phasen I und II und vor III entstanden. Die Grenze zwischen Boden 2 und 3 zeigt den größten Klimasprung mit Zunahme von Illitisierung und Karbonatisierung. Im Tertiär bzw. während Serie I haben feuchtere Bedingungen zur Bildung von Nitosolen und Vertisolen geführt. Ihre Oberböden waren primär kalkfrei und in Konkretionen wurden Eisen-, Titan- und Aluminiumminerale gebildet, die für tropische Bereiche typisch sind.

I800- Fe- Mn- Konkretionen CuK α

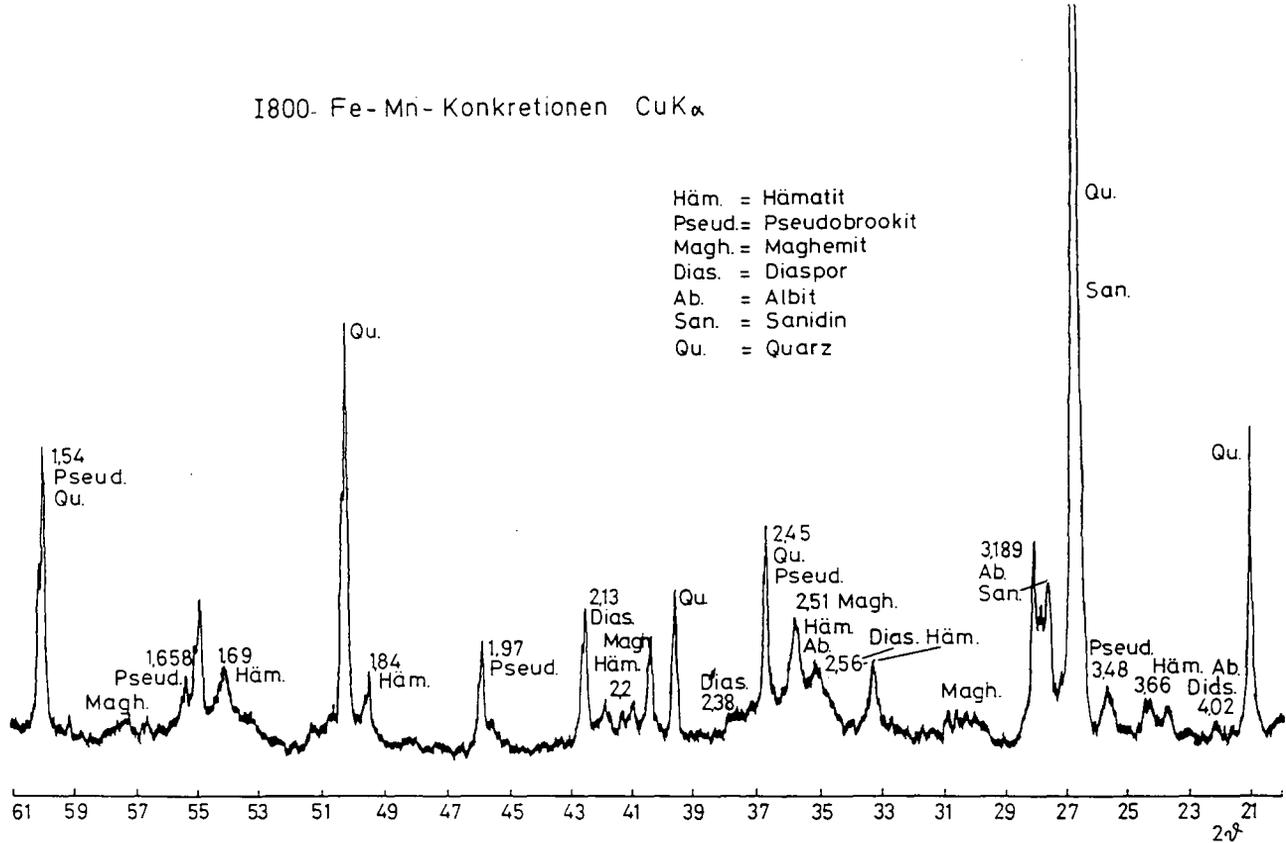


Abb. 3 Röntgendiffraktogramm einer Fe-Mn-Konkretion aus dem Kalkanreicherunghorizont 800-11.

Literatur

- FERNANDEZ CALDAS, E. & TEJEDOR SALGUERO, M.L. (1975): Andosoles de las Islas Canaria. Servicio de Publicaciones de la Caja de Ahorros, Santa Cruz de Tenerife, 210 p.
- FERNANDEZ CALDAS, E., TEJEDOR-SALGUERO, M.L. & QUENTIN, P.(1982): Suelos de Regiones Volcanicas - Tenerife - Islas Canarias Coleccion Viera y Clavijo IV, Santa Cruz de Tenerife, 250 p.
- JAHN, R., STAHR, K. & GUDMUNDSSON, Th. (1983): Bodenentwicklung aus tertiären bis holozänen Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Kanarische Inseln). Z.Geomorph. N.F., Suppl., Bd. 48, Berlin, Stuttgart, 117-129.
- TEJEDOR SALGUERO, M.L., JIMENEZ MENDOZA, C., RODRIGUEZ RODRIGUEZ, A. & FERNANDEZ CALDAS, E. (1985): Polygenesis on deeply weathered pliocene basalt, Gomera (Canary Islands): From ferrallitization of salinization. CATENA Suppl. 7, Braunschweig, 131-151.
- ZAREI, M., STAHR, K. & JAHN, R. (1987): Mikromorphologie der Verwitterung und Mineralneubildung aus jungen vulkanischen Aschen Lanzarotes. Mitteiln. Dtsch. Bodenkdl. Gesellsch. (im selben Band)

Mikromorphologie der Verwitterung und Mineralneubildung aus
jungen vulkanischen Aschen Lanzarotes

von

Zarei, M.* , K. Stahr und R. Jahn

In Lanzarote kommen Böden auf Basalten und Pyroklastika sechs verschiedener Eruptionsphasen vor (Jahn et al. 1983). Hier soll für die 3 jüngeren Abfolgen die Entwicklung der Mineralumwandlung in erster Linie anhand mikromorphologischer Untersuchungen dargestellt werden. Über die Ergebnisse der Tonumwandlung wurde bereits früher berichtet (Zarei et al. 1985).

Die jüngsten Böden sind 250 Jahre alte Eutric Regosole, die sich aus Vulkanoklastika der Serie IV B entwickelt haben. Das Ausgangsmaterial besteht aus Schlacken der Feingrus- und Grobsandfraktion, die sehr basenreiche unregelmäßig geformte Bruchstücke aufweist. Die primären Minerale wie Plagioklas, Olivin, Magnetit, Ortho- und Klinopyroxen sind in eine außerordentlich homogene glasierte, meist dunkle Grundmasse eingebettet. In den großen Hohlräumen zwischen den Schlackenbruchstücken erkennt man locker gelagerte Feinerdeanteile, die kaum aggregiert sind und besonders in den geringmächtigen B_w - und B_k -Horizonten zunehmen.

Der Glasanteil im Lapilli und die Einsprenglinge sowie mikrokristalline Feldspäte erscheinen noch vollkommen frisch. Die feine Asche dagegen ist stellenweise angewittert und Tonminerale (als saponitische Smectite bestimmt) sowie Karbonate können in der Feinerde und am Rande der Lapilli beobachtet werden. (Dieser Befund ließ sich röntgenographisch bestätigen). Bei diesen Untersuchungen läßt sich bereits im Anfangsstadium die Tendenz der Neubildungen in Richtung auf Dreischichttonminerale und Karbonate erkennen. (Abb. 1)

Auf der ca. 6000 Jahre alten Fläche IV A dominieren Andosole. Auch hier finden wir als Ausgangsmaterial gasreiche, glasierte Schlackengruse mit Einsprenglingen. Die phäenokristallinen Minerale sind weitgehend unverwittert. Die feine Asche ist

* Institut für Ökologie - FG Reg. Bodenkunde, Salzufer 12, 1000 Berlin 10

stärker umgewandelt und auch die Gläser sind teilweise verwittert. Stellenweise erkennt man auf den Gläsern oder am Rande von Blasenräumen eine Entglasung, die von der Neubildung nadeliger, nadelbüscheliger oder radialstrahliger Kristalle begleitet ist. Wegen ihrer hohen Licht- und Doppelbrechung werden sie als Fe-Mn-Hydroxid \bar{e} gedeutet. Die Profile enthalten eine dunkelbraune Feinerde mit flockigen, rundlichen bis runden eisenreichen Aggregaten, die unterschiedlich stark koaguliert sind. Die Abrundung der Aggregate läßt sich durch Formveränderung bei der chemischen Umwandlung und/oder durch mechanische Beanspruchung (gegenseitiger Abrieb) erklären.

In diesen Böden kommen bereits Karbonatanreicherungen als Anfangsstadium der Kalkkrustenbildungen in dünnen Bändern bis in 3 m Tiefe vor.

Bisher nicht erkannt waren wirrfaserige, nadelige bis strahlige Kristalle, die eine geringe Licht- und Doppelbrechung zeigen. Diese Faserzeolithe waren bei der Röntgenanalyse der Tonfraktion nicht erkannt worden. Dies konnte aber an getrennt gewonnenen Proben nun nachgeholt werden. Aufgrund der optischen Eigenschaften (Auslöschungsschiefe) handelt es sich überwiegend um Skolezite und Thomsonite. In den älteren Böden sind die Zeolithe weiter verbreitet und dort meist in prismatischen oder würfeligen Kristallen ausgebildet. Sie lassen sich dort einwandfrei mit Rasterelektronenmikroskop, Polarisationsmikroskop und sogar unter der Lupe erkennen. Röntgenographisch ließen sich weitere Zeolithe nachweisen (Abb. 2).

Die Karbonate und Faserzeolithe treten häufig in einer eisenreichen unstrukturieren "amorphen" Matrix auf. Stellenweise findet man am Rande großer Hohlräume bereits feingeschichtete Tonkutane. In diesen treten überwiegend Smectite (Saponit oder Nontronit) auf. Die Matrix enthält in hohen Anteilen Allophan, der durch Extraktion und Elektronenmikroskopie nachgewiesen werden konnte. Die Elektronenmikroskopie zeigt neben Allophan und unregelmäßigen Dreischichttonmineralen auch sphäroidalen Halloysit und andeutungsweise Imogulit. Das dunkelbraune Plasma verbindet Faserzeolithe und Karbonate und durchzieht in Strängen die Hohlräume, wobei eine netzförmige Struktur entsteht. Die 6000 Jahre alten Böden unterscheiden sich nicht nur durch fortgeschrittene Verwitterung sowie Mineralneubildung sondern auch durch Struktur und Aggregatentwicklung von den jüngeren Böden. Die jungpleistozänen Pyroklastika (Fläche III), ca. 40 000 Jahre) sind zu Luvic oder Calcic Xerosolen umgewandelt. Hier ist die Entwicklung der Verwitterung und Mineralneubildung bereits deutlich unterschiedlich in den verschiedenen Horizonten.

Der A_p -Horizont (15-30 cm) enthält reichlich Lapilli, die von außen fortschreitend in eine eisenoxid-reiche tonige Matrix umgewandelt wurde. In den B_w - und B_t -Horizonten dagegen sind die Lapilli vollständig in Tonminerale, Oxide und Karbonate umgewandelt oder es ist nur der Glasanteil umgewandelt. Stellenweise lassen sich noch frische phänokristalline bis mikrokristalline Pyroxene, Olivine oder vereinzelt Plagioklase erkennen. In diesen Böden findet man bereits deutliche Konkretionsbildungen, die in rundlichen isometrischen oder linsenförmigen Knollen vorliegen, aus Eisen- und Manganoxiden bestehen und Minerale umschließen. In den tieferen B_{tk} -Horizonten tritt die Konkretionsbildung zurück. Es lassen sich aber subangulare bis runde Lapilli finden, die durch chemisch-physikalische Umwandlung geformt sind und eine eisenreiche Rinde haben. Die Ton-Schluff-Aggregate sind angular, subangular oder gerundet. An Tonmineralen enthalten sie Smectite, Illite und Kaolinite. Am Rande der Aggregate sind überall charakteristische Toncutane (gelb bis rötlich-braun) zu erkennen. Im C-Horizont sind die Lapilli in eine Kalk- und teilweise kieselsäurehaltige Matrix einzementiert. Diese Matrix führt bis zu Calcrete-Bildungen (Jahn et al. 1985).

In der frühesten Entwicklungsphase bis zum Eutric Regosol bleiben die großen Schlackenbruchstücke gänzlich unverwittert. Aus feiner Asche wurden aber bereits Carbonate und smectitische Tonminerale neugebildet. Diese Neubildung läßt sich neben einer Zufuhr von Staub nachweisen. Aggregate sind zu diesem Zeitpunkt praktisch noch nicht gebildet.

Die nächste dokumentierte Phase des Mollic Andosols setzt in der vollständigen Verwitterung der Feinasche und dem Anwittern der Lapilli die Tendenz genauso fort wie bei der verstärkten Bildung von Carbonaten und saponitischen wie nontronitischen Smectiten. Erstmals treten hier als Verwitterungsneubildung Zeolithe auf. Für Andosole charakteristische Minerale wie Allophan, geringste Mengen von Imogilit und sphäroidalen Halloysit treten nur hier auf. Die röntgenamorphen Minerale und die Zeolithe bilden durch netzförmige Verkittung starke Aggregate. Kalk bildet erste Krusten im Unterboden.

Die seit dem Jungpleistozän entwickelten Luvic oder Calcic Xerosole enthalten in den B_w - und B_t -Horizonten nur noch Reste der Einsprenglinge, während die Glaskomponente vollständig abgebaut ist. Allophan tritt wieder zurück, Bildung von Tonmineralen, Smectit, Illit und Kaolinit sowie von Zeolithen und Carbonaten dominiert. Verlagerungsprozesse von Ton und Kalk prägen das makro- wie mikromorphologische Bild. In den oberen Horizonten dominieren jetzt Absonderungsgefüge darunter Hüllengefüge.

Literatur:

JAHN, R., K. STAHR und Th. GUDMUNDSSON (1983):

Bodenentwicklung aus tertiären bis holozänen Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Kanarische Inseln). Zeitschrift für Geomorphologie, Bd. 48, S. 117-129, Stuttgart.

JAHN, R., Th. GUDMUNDSSON und K. STAHR (1985):

Carbonatisation as a soil forming process on soils from basic pyroclastic fall desposits on the island of Lanzarote, Spain. Catena Suppl. 7, S. 87-97, Braunschweig.

ZAREI, M., R. JAHN und K. STAHR (1985):

Tonmineralneu- und -umbildung in einer Chronosequenz von Böden aus Vulkaniten im semiariden Klima Lanzarotes (Spanien). Mitt.Dtsch.Bodenkundl.Ges. 43, S. 943-948, Göttingen.

IV_B 101-5 TON < 0,2 μm CuKα

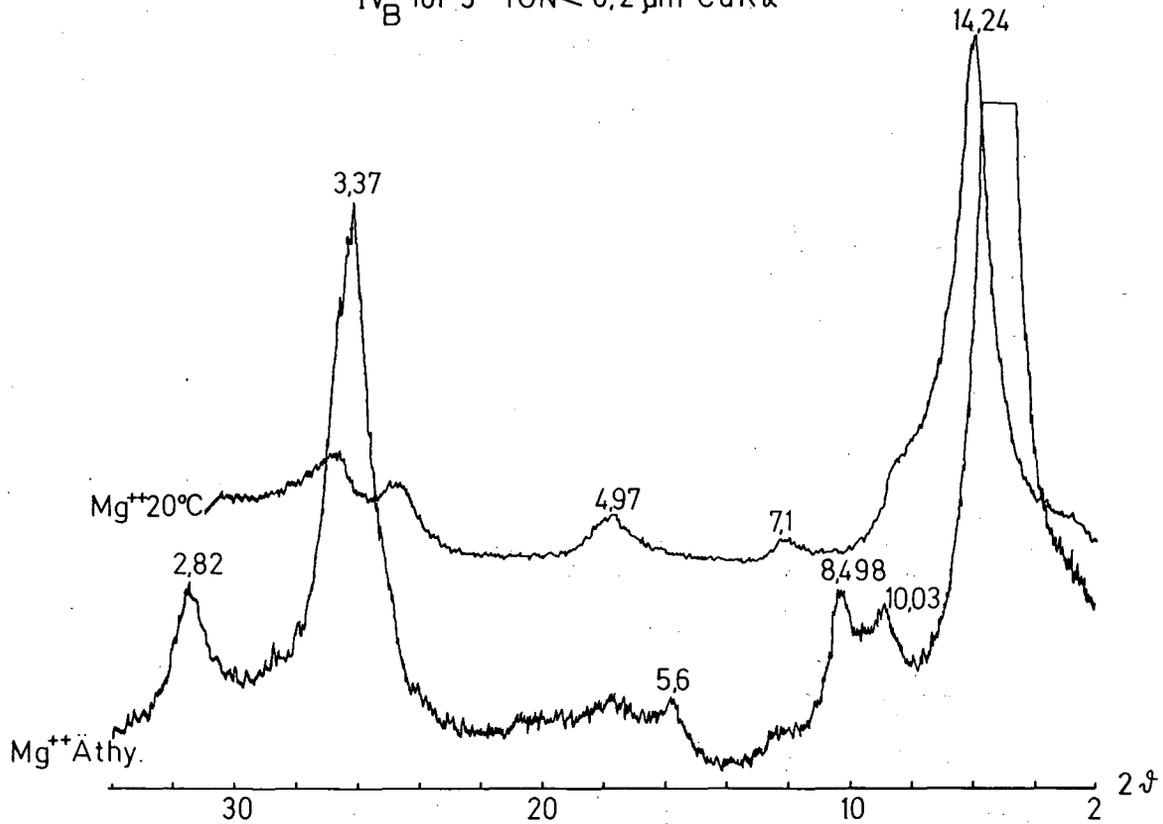


Abb. 1: Röntgendiffraktogramm der Feintonfraktion aus einem Verwitterungshorizont (8 cm) eines ca. 250 Jahre alten Eutric Regosols, der neugebildeten Smectit (cf. Saponit) zeigt.

Profil 800 Zeolithe

Ph = Philipsit
St = Stilbit
Th = Thomsonit
Sk = Skolezit

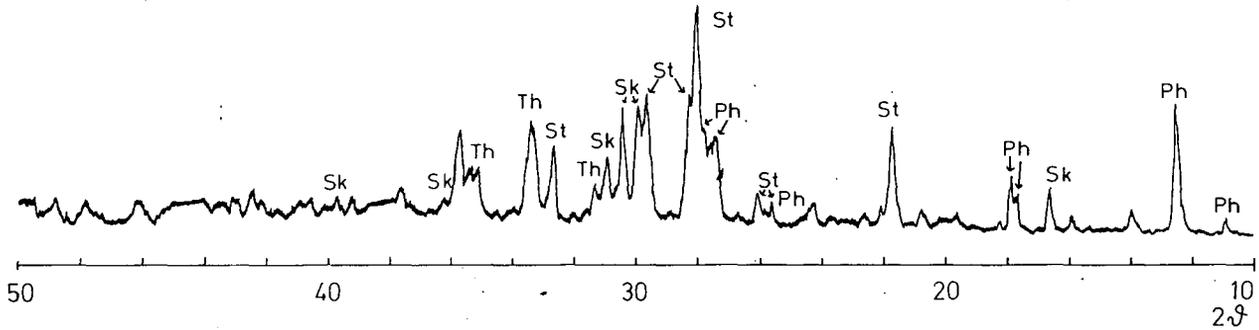


Abb. 2: Zeolithe im Röntgendiffraktogramm (CuK) aus dem Unterboden (45o-47o cm) eines tertiären Bodens.
Die Zeolithe wurden aus Blasenräumen von Schlacken isoliert (vgl. Stahr et al. im gleichen Band)

Sitzung des Arbeitskreises Bodensystematik

der

KOMMISSION V



Entwicklung einer Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland

von

Mückenhausen, E. ⁺⁾

Geschichtlicher Überblick

Wenn ich dem Gedankenaustausch über Bodenklassifikation bzw. Bodensystematik einen kurzen Überblick über die Entwicklung der Bodenklassifikation bzw. Bodensystematik in unserem Lande voranstelle, so geschieht das aus zwei Gründen:

1. Um aus der geschichtlichen Entwicklung zu erkennen, wie es zu der Bodensystematik unseres Landes kam, und daraus ergibt sich ein objektives Urteil über die Zwangsläufigkeit, die zur heutigen Bodensystematik unseres Landes führte.
2. Um die Bemühungen, eine praktikable Bodensystematik zu finden, sachlich richtig beurteilen zu können.

Ende der 20iger Jahre ließ Hermann Stremme das damalige Deutsche Reich und die Freie Stadt Danzig von seinen Assistenten und Schülern Hollstein, von Hoyning-Huene, Peters, von See, Selcke und Taschenmacher in einem Übersichtsmaßstab kartieren als Teil der Internationalen Bodenkarte von Europa 1:2,5 Mio. (Gea-Verlag, Berlin 1937), mit deren Herstellung er von der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft beauftragt war. Für diese Kartierung verwendete Stremme eine Legende, die bodengenetisch konzipiert war, und dabei stützte er sich auf die damals in großen Zügen schon vorhandene genetische Bodenklassifikation der russischen Bodenkundler. Diese Kartierung war auch die Grundlage für die von Hermann Stremme 1936 publizierte Bodenkarte 1:1 Mio., "Die Böden des Deutschen Reiches und der Freien Stadt Danzig" (Perthes, Gotha). Um die gleiche Zeit wurde von einer Arbeitsgruppe der Preußischen Geologischen Landesanstalt, Berlin, ganz Niedersachsen im Maßstab 1:100 000 bodenkundlich kartiert, und zwar nach einer Legende, der eine bodengenetische Klassifikation unterlag. Das Kartierergebnis wurde in einem Bodenatlas mit zwei Auswertungsatlanten (Wasser und Nutzung) veröffentlicht (Stalling, Oldenburg 1940). Diese systematische Kartierung nach bodengenetischer Konzeption war eine beachtliche Bereicherung unserer bodengenetischen Bodenklassifikation. Aus dieser Kartierung stammt auch meine Arbeit über

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

den Bodentypenwandel (Jb. Preuß. Geol. L.A. 1936). In den 30iger Jahren wurden noch weitere Bodenkartierungen durchgeführt, welche die regionalen Kenntnisse über die Bodentypen des damaligen Deutschen Reiches erheblich erweiterten, z. B. Saargebiet, Siedlungsprojekte, Stadt- und Landkreise für Planungszwecke u.a.m.

Für 1940 war der Kongreß der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft in Deutschland vorgesehen, und darin darf man wohl die Wertschätzung der damaligen Bodenkunde Deutschlands sehen. Der Krieg machte diesen Plan zunichte und unterbrach auch sonst die bodenkundliche Feldforschung. Aber eine breite Grundlage bodengenetischer Forschung, d.h. die Basis für eine bodengenetisch fundierte Bodenklassifikation war schon vor dem Kriege vorhanden.

Nach dem Kriege standen wir bekanntlich vor einer neuen, auch für die bodenkundliche Arbeit, schwierigen Situation. In den neu entstandenen deutschen Bundesländern wurden Geologische Landesämter gegründet, in denen jeweils eine Bodenkundliche Abteilung eingerichtet wurde. Eine intensive bodenkundliche Arbeit lief an, gleichzeitig auch in vielen anderen Ländern, vor allem in Europa. Um im Bundesgebiet eine einheitlich ausgerichtete Bodenkunde entwickeln und weitgehend gleiche Bodenkarten anfertigen zu können, gründeten die Bodenkundlichen Abteilungen der Geologischen Landesämter 1948 eine "Arbeitsgemeinschaft Bodenkunde", die jährlich wenigstens einmal und jeweils in einem anderen Bundesland zusammenkam, um das bodenkundliche Wissen zu vermehren und sich bei der Beurteilung der Böden, vor allem in der Ansprache der Bodentypen, aufeinander abzustimmen, und das geschah hauptsächlich auf Exkursionen. Anfangs war dieses Unternehmen schwierig, aber schon nach einigen Jahren gelangten wir zu einer weitgehenden Übereinstimmung in der Beurteilung der Böden im Felde, und das wirkte sich auch sehr nützlich auf den Exkursionen bei den Tagungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft aus.

Nachdem die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft 1948 in Wiesbaden neu gegründet war, wurde in einem Gespräch mit dem damaligen Präsidenten Prof. Fritz Scheffer die Notwendigkeit einer bodengenetisch fundierten Bodenklassifikation als dringende Forschungsarbeit erkannt. Auf der Tagung der DBG 1953 in Bad Kreuznach setzte der Präsident einen "Arbeitskreis für Bodensystematik" ein mit folgenden Mitgliedern: F. Vogel (Vorsitzender), F. Heinrich (Forstbodenkunde), W. Laatsch (Universitätsinstitut), E. Mückenhausen (Federführer). Später wurde F. Vogel durch F. Kohl im Vorsitz abgelöst und dieser wieder später durch S. Müller. An die Stelle von W. Laatsch und F. Heinrich traten O. Wittmann (stellvertr. Vorsitzender), H.-P. Blume (Universitätsinstitut) und K. Kreutzer (Forstbodenkunde).

Im gleichen Jahr (1953) erschien das Buch von W. L. Kubiena "Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas" in den Sprachen Deutsch (bei Enke, Stuttgart), Englisch und Spanisch. Da dieses dreisprachige Buch mit einer klaren pedogenetischen Gliederung in Kategorien in weiten Fachkreisen Anerkennung zu finden versprach, entschloß sich der Arbeitskreis, das Konzept dieses neuen Buches als Grundlage für eine Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland zu übernehmen. Es liegt in der Sache begründet, daß wir gewisse Änderungen vornehmen mußten, denn es hieß, eine Bodensystematik im Sinne Kubienas von einem relativ kleinen Teil Europas zu schaffen, von dem allerdings im Vergleich zu den anderen Ländern Europas damals bereits viele Fachinformationen vorhanden waren.

Es begann eine sehr intensive bodensystematische Arbeit für den "Arbeitskreis für Bodensystematik", vor allem ein sorgfältiges Sammeln von Erfahrungen und Kenntnissen der Fachkollegen. In der ersten Zeit kamen die Arbeitskreismitglieder einige Male im Jahr zu Beratungen zusammen, und immer wurden Kollegen, die bestimmte Kenntnisse beisteuern konnten, dazu eingeladen. In Gebieten mit weniger bekannten Bodentypen wurden Exkursionen mit ortskundigen Kollegen durchgeführt. Dieses sorgfältige Vorgehen mögen Sie aus folgendem ersehen: Das Ergebnis der bodensystematischen Arbeit in den ersten 9 Jahren wurde in dem Buch "Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland", 1. Auflage 1962, zusammengefaßt (DLG-Verlag, Frankfurt). Die 2. Auflage mit den in der Folgezeit gesammelten Ergänzungen erschien 1977. In dem Vorwort dieser beiden Auflagen sind namentlich alle genannt, die so oder so zur vorgestellten Bodensystematik beigetragen haben; es sind über 100 Fachleute. Nicht nur Bodenkundler wurden um Rat gebeten, sondern auch fachlich benachbarte Geowissenschaftler, Ackerbauer und Forstwirte. Zwischen der 1. und 2. Auflage des genannten Buches über Bodensystematik haben wir 1970 die Mitglieder der DBG über den Fortschritt in der Bodensystematik auf einer Tagung informiert (Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 1970).

Die 1962 als 1. und 1977 als 2. Auflage vom Arbeitskreis für Bodensystematik vorgelegte Bodensystematik hat offenbar Anklang gefunden, denn sie wurde voll eingearbeitet in die bodenkundliche "Kartieranleitung" der Geologischen Landesämter, deren 1. Auflage 1965 und deren 3. Auflage 1982 erschien. Der "Arbeitskreis Standortskartierung in der Arbeitsgemeinschaft Forsteinrichtung" hat in der "Forstlichen Standortaufnahme" ebenso diese Bodensystematik übernommen; deren 1. Auflage stammt aus dem Jahre 1953, die 4. Auflage 1980, und vom Saarland erschien eine separate Ausgabe 1986. Damit wurde erreicht, daß die systematische Gliederung und Benennung der Böden auf den Bodenkarten der Geologischen Ämter und der Forsteinrichtung einheitlich Anwendung fanden. Sie wurden

aber auch in die einschlägigen "Deutschen Normen" und in die DVWK-Regeln (Bodenkundliche Grunduntersuchungen, Teil 1, Heft 115, 1980) übernommen und schließlich auch in die Bodenkundlichen Lehrbücher unseres Landes. Hier wäre auch zu ergänzen, daß das oben genannte Buch "Entstehung, Eigenschaften und Systematik..." ins Japanische übersetzt wurde, was in der japanischen Bodenklassifikation Auswirkungen zeitigte.

Um die bodenklassifikatorische Zusammenarbeit in den FAO-Mitgliedsländern zu fördern, hat die FAO 1953 eine "Arbeitsgruppe für Bodenklassifikation und Bodenkartierung" eingesetzt, in die jedes Mitgliedsland einen Vertreter entsenden sollte. Ich übernahm den Platz für unser Land. Die Arbeit dieser Arbeitsgruppe lief in den ersten Jahren unbefriedigend für alle Teilnehmer, weil die einschlägigen Arbeiten der FAO-Mitgliedsländer zu verschieden waren, ferner die von den Ländern entsandten Vertreter eine recht verschiedene Vorbildung für die anstehende Arbeit mitbrachten. Somit konnte kein befriedigender Konsens erzielt werden. Die "Arbeitsgruppe" der FAO tagte einmal im Jahr und stets in einem anderen Mitgliedsland; zweimal tagte die Arbeitsgruppe in Bonn. Nach einigen Jahren vergeblichen Bemühens empfahl ich Prof Tavernier vorzuschlagen, gemeinsam eine Bodenkarte von Europa 1:2,5 Mio. auszuarbeiten. Dahinter stand die Absicht, daß man sich dabei auf eine Kartenlegende einigen müßte, womit dann auch eine erste Verständigungsbasis geschaffen werden sollte. Dieser Beschluß wurde bei einer Sitzung in Bonn gefaßt. Diese zu erarbeitende Karte sollte und konnte nur eine erste Verständigungsbasis sein. Diese FAO-Arbeitsgruppe hat etwa 20 Jahre gearbeitet. Nachdem die ersten gesicherten Erfolge in der fachlichen Verständigung erreicht waren, wurde sie von der FAO aufgelöst, und das war verfrüht. Aus der vorstehenden Darlegung ist ersichtlich, welche Schwierigkeiten bei dem internationalen Bemühen um eine einheitliche Bodenklassifikation bestehen.

Wollen wir nun zurückkehren zu der Ausarbeitung einer Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland. Nach Erscheinen der 2. Auflage des Buches "Entstehung, Eigenschaften und Systematik der Böden..." wurden weitere Verbesserungen vorgenommen und weitere Ergänzungen in die Systematik eingearbeitet, z.B. die Kolluvien und die Quellengleye. Als besondere Abteilung E wurden die Periglazialböden aufgenommen und ein Entwurf für die Paläoböden ausgearbeitet. Es schien notwendig, einer weitgehend gereiften Bodensystematik eine klare Horizontsymbolik voranzustellen, um die bodensystematischen Kategorien auch mit Horizontsymbolen charakterisieren zu können. Dabei gingen wir von einem Vorschlag von Schlichting und Blume aus. Das Ziel war, eine Kurzfassung der neuen Systematik der Böden der Bundesrepublik Deutschland auf dem Kongreß der Internationalen Bodenkundlichen Gesellschaft 1986 in Hamburg in den in dieser

Gesellschaft zugelassenen Sprachen Deutsch, Englisch und Französisch vorzulegen und jedem Teilnehmer ein Exemplar in der jeweils gewünschten Sprache zu übergeben. Den deutschen Mitgliedern unserer Fachgesellschaft war bereits 1984 ein Exemplar zugesandt worden.

Der Fortschritt der bodenkundlichen Geländeerkundung, vor allem der Bodenkartierung, wird wahrscheinlich auch einen weiteren Ausbau unserer Bodensystematik nach sich ziehen. Der Arbeitskreis für Bodensystematik hat vorgesehen, in den kommenden Jahren alle diesbezüglichen willkommenen Anregungen zu sammeln und nach einem Zeitraum von 8 bis 10 Jahren einzugliedern. Inzwischen liegen solche Vorschläge bereits von J. H. Benzler vor, ferner auch von den Verfassern des Exkursionsführers zur Tagung der DBG 1987.

Ansätze zur Korrelation der verschiedenen Bodenklassifikationen

Nachdem in der Zeit von 1971/78 die Bodenkarte der Erde i. M. 1:5 Mio. von FAO/UNESCO veröffentlicht war, vertrat der Generalsekretär der IBG Dr. Sombroek den Standpunkt, daß die Bezugsbasis für die Korrelation der Bodenklassifikationen diese Bodenkarte der Erde sein soll. Die Europäische Wirtschaftsgemeinschaft strebte eine Bodenkarte der EG-Länder i. M. 1:1 Mio. an, die bereits von der FAO ausgearbeitet war und 1986 erschien. Die gleiche Bodenkarte, ergänzt durch Österreich und die Schweiz, folgte im gleichen Jahr. Etwa zur gleichen Zeit hat die FAO in Abstimmung mit der IBG eine kleine Gruppe von Bodenkundlern (Dudal, Rueilan, Schlichting, Sombroek) mit der Ausarbeitung einer neuen Bodenklassifikation beauftragt.

Das Internationale Zentrum für "Soil Reference and Information" in Wageningen und die IBG haben auf dem Bodenkongreß 1986 in Hamburg den Entwurf eines Tableaus (Wallchart "Soils of the World") vorgelegt, auf dem 106 Böden, ausgewählt nach der FAO-Legende, korreliert sind mit 6 eingeführten Bodenklassifikationen, und zwar sind das die Bodenklassifikationen von USA, Kanada, England, Frankreich, Bundesrepublik Deutschland und Australien. Die Bodenklassifikationen dieser Länder sind am unteren Rand des Tableaus nebeneinander gedruckt. Man vermißt die vorzügliche Klassifikation der Sowjetunion. Die Korrelation wird praktiziert, indem zu jedem der 106 Böden des Tableaus das betreffende Symbol der jeweiligen Klassifikation gesetzt ist, z.B. gehört zum Orthic Luvisol aus unserer Klassifikation das Symbol der Typischen Parabraunerde, und das ist Ae II(I), wie es der Kurzfassung unserer jüngsten Bodensystematik zu entnehmen ist (Mitt. der DBG, Bd. 44, 1984). Das ist ein sehr praktikabler Beginn einer Korrelation von 6 Bodenklassifikationen mit der Bodenkarte der Erde. Dieses Vorgehen läßt sich erweitern: Einerseits kann die FAO-Le-

gende weiter differenziert werden, so daß dadurch die Korrelationsmöglichkeit vergrößert wird, und andererseits kann die Korrelation auch mit anderen Bodenklassifikationen durchgeführt werden, praktisch mit allen, denen ein System unterliegt. Diese kurz vorgestellte Korrelation ist also ausbaufähig, und das ist geradezu eine Grundbedingung für ein solches Unternehmen.

Natürlich kann man auch eine Korrelation der Bodenklassifikation benachbarter Länder vornehmen, was nahe liegt. Dafür haben die Länder Niederlande, Belgien und Nordrhein-Westfalen geradezu beispielgebend gewirkt, indem sie grenzübergreifende Bodenkarten zusammen hergestellt haben, d.h. ein grenzübergreifendes Kartenblatt wurde von Bodenkundlern beider Länder nach der Methode beider beteiligten Länder kartiert, und dabei war selbstverständlich auch eine Korrelation der Kategorien der bestehenden Bodenklassifikationen beider Länder möglich. Aus dieser Zusammenarbeit ging die beachtliche Publikation "Progress in Land Evaluation" von Heide, Haans und Steur hervor (Balkema, Rötterdam 1987). Selbstverständlich kann man auch eine Bodenkorrelation von nicht benachbarten Ländern vornehmen, natürlich am besten von solchen, deren genetisches Bodenspektrum zum mindesten ähnlich ist.

Zum Schluß möchte ich kurz auf die Frage eingehen, warum bisher keine einheitliche Klassifikation der Böden Europas oder gar der Erde zustande kam. In erster Linie ist das darauf zurückzuführen, daß die Entwicklung der bodenkundlichen Wissenschaft bis etwa 1950 sehr langsam verlief. Dann aber nach 1950 verlief die Entwicklung der Naturwissenschaft "Bodenkunde" in den Ländern Europas und auch in vielen außereuropäischen Ländern geradezu stürmisch, und das in den einzelnen Ländern verschieden schnell und in verschiedener Weise. Dieses verschiedenartige Vorgehen, aber auch der Mangel an Zeit waren keine Voraussetzungen für die Entwicklung einer einheitlichen Bodenklassifikation über die Ländergrenzen hinaus. Nach dem jeweiligen bodenkundlichen Forschungsstand, aber auch in Abhängigkeit von der jeweiligen Fachausbildung der Bodenkundler in den verschiedenen Ländern, von deren Beobachtungsgabe und Erfahrungsschatz wurde in den Ländern jeweils eine eigenständige Klassifikation der vorliegenden Böden ausgearbeitet. Selbst in neuerer Zeit wurden noch ländereigene Bodenklassifikationen entwickelt, so in England, Japan, Rumänien, Zypern und neuerdings in China.