

DBG



MITTEILUNGEN

DEUTSCHE

BODENKUNDLICHE

GESELLSCHAFT

DBG · Band 102 / Heft 2 · 2003 · ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Band 102

Heft 2

2003

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

REFERATE

**Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
30. August bis 07. September 2003 in Frankfurt/Oder**

Band 102

Heft 2

2003

Das Göttinger E-Feld: Der K-Zustand nach 130 Jahren Versuchsdauer

von Chr. Ahl und B. Meyer¹

Versuchsablauf: Das sog. "E-Feld Göttingen" ist eines der europäischen Dauer-Düngungs-Versuchs-felder, die in der 2. Hälfte des 19. Jahrhds. mit der Frage nach Wirkung und Rate der Düngung mit N, P und K begründet wurden. Es wurde 1873 von DRECHSLER angelegt und bis 1958 als Feldversuch betrieben. Dann wurde sein Boden wegen Baubeanspruchung des Geländes schichtweise in 4 Lagen à 25 cm in 30 m² Betonbassins überführt. Nach weiteren 12 Jahren wurde diese Anlage erneut aufgelöst und der Boden schichtweise in 44 Betonringe von ca. 1 m² ø Fl. überführt (Innenwände zur Vermeidung einer K-Abgabe mit Polyester isoliert). Seit 1975 wird nur N gegeben und die K-Exhaustion verfolgt. Der Versuch ist nicht in der Liste der Welt-Langzeitversuche von KÖRSCHENS enthalten, weil er nicht mehr im Felde existiert.

Versuchskonzept: Der Versuch war 1873 so konzipiert, daß in 8 Düngungsvarianten je einer der drei Hauptnährstoffe 4 x gedüngt und 4 x nicht gedüngt wurde. Für das K hieß dies: Varianten ohne K: 0 - NP - N - P; Var. mit K: NPK - NK - PK - K. Es sind also 4 Düngungsvar., die seit 130 Jahren keine K-Düngung erhalten haben. - Der Versuch lief in 8 unterteilten Streifen in einer 9-, dann 8-gliedrigen Fruchtfolge. Seit 28 Jahren werden die Erschöpfungsversuche mit jährlich nur einer Kulturpflanze durchgeführt, in den letzten 10 Jahren ausschließlich mit Mais.

Boden: Der Boden ist ursprünglich eine Gley-/Pseudogley-Schwarzerde aus ca. 180 cm kalkhaltigem Löß über wärmzeitlichem Schwemm-Frostschutt mit darin hoch anstehendem Grundwasser gewesen. Unmittelbar vor der Stadtmauer Göttingens gelegen, ist er Jahrhunderte lang Bestandteil der bürgerlichen Gartenzone (Zone I nach Thünen) mit einer starken Anreicherung von Nährstoffen durch die ständige Ausbringung städtischer Abfälle gewesen. Dies ist der Grund dafür, daß die Vorräte an löslichem P bis heute keinen P-Düngungseffekt erkennen lassen. Der A-Horizont ist bis in 50 cm Tiefe, z.T auch tiefer, durchmengt, inhomogen, aufgehellt und gegenüber dem Löß darunter noch zusätzlich mit Basen angereichert worden: CaCO₃ ca. 6 %.

Düngung: N: Zu der quantitativ nicht abgeschätzten N-Zufuhr aus Leguminosen, SCHÄFER (1978) rechnet im Jahresdurchschnitt der Rotation mit 40 kg/ha, treten mineralische N-Düngungsgaben von 46, später 38, 50 und 48 kg*ha⁻¹a⁻¹. Dieser Betrag kann bei völliger Abfuhr der gesamten Ernteprodukte als ertragslimitierend angesehen werden, in unseren Versuchen

werden 100 bzw. 150 kg*ha⁻¹a⁻¹ gegeben.

K-Düngung: Besondere Aufmerksamkeit hat das E-Feld dagegen in vielen Arbeiten wegen seiner K-Dynamik gefunden (u.a. GRAF REICHENBACH 1957; TIMMERMANN U. WELTE 1976). Der Ausgangszustand um 1873 läßt sich nicht mehr ermitteln. Die K-Parzellen haben in den 96 Jahren der Düngung (1873 - 1968) an K erhalten:

18.202 kg/ha

In den ersten 28 Versuchsjahren ist K in Höhe von ca. 340 kg*ha⁻¹a⁻¹ gegeben worden, um bei der hohen Versorgung des Ausgangsboden auch gegenüber der 0-Parzelle einen K-Effekt zu erzielen.

K-Abfuhr: Die K-Abfuhr läßt sich aus Mangel an Analysen des Erntegutes nicht errechnen. TORNAU (1959) schätzt, daß auf den K-Parzellen nach den ersten 28 Jahren der K-Anreicherung ein Gleichgewichtszustand zwischen K-Zufuhr und K- Abfuhr eingetreten ist. V. SEELHORST (1910) beziffert aufgrund seiner Lysimeterversuche den K-Auswaschungsverlust auf höchstens 10 kg*ha⁻¹a⁻¹. 1899 und 1929 wurden in den Ap-Hor. die HCl-lösl. und 1956 durch GRAF REICHENBACH die Flußsäure/Perchlorsäure - löslichen Gesamt-K-Gehalte gemessen. Die Differenz zwischen allen "K"- und "K_{Null}"-Varianten (wie auch der K-reichsten Parzelle "K" und der K-ärmsten Parzelle "N") betrug nach 83 Jahren nur 3500, 2550 und 3200 kg K/ha. Das läßt sich evtl. mit dem stärkeren K-Entzug auf den "K"- und dem schwächeren auf den "K_{Null}"-Parzellen erklären.

K-Vorräte: Die Gesamt-K-Vorräte der A-Horizonte belaufen sich in der K-Parz. auf ca. 64.000 kg/ha, davon rund 50.000 kg/ha auf die K-Feldspäte (14,6 % K), deren K-Freisetzungsrates wegen der hohen CaCO₃-Gehalte des Bodens als gering anzusetzen ist. Rund 14.000 kg/ha entfallen auf Glimmer und Dreischicht-Ton (1,5 % K), und dieses ist die Bodenkomponente, innerhalb derer sich die K-Mengen von Düngung und Abfuhr etablieren.

Tab. 1: Austausch- u. Zwischenschicht K nach REICHENBACH (1957)

	ppm K		kg K/ha (3,75 kg/ppm)	
	K	K _{Null}	K	K _{Null}
Austausch-K (DL, CAL, Mehlich)	373	94	1.400	350
Zwischenschicht-K	4.000	3.590	15.000	13.460

Unsere eigenen Gesamt-Aufschlüsse an den 24 Ap-Horizonten der jetzigen Versuchsringanlage zur K-Exhaustion haben kein statistisch verwertbares Resultat geliefert. Die früheren Untersuchungen sind an Mischproben aus den 400 m² Parzellen der 8 Versuchsvarianten durchgeführt worden, wohingegen unsere heutigen Ringbassins trotz beim Füllen angestrebter Homogenisierung die historisch durch Gartenutzung entstandene Inhomogenität und die Varia-

¹ Inst. für Bodenwissenschaft, Univ. Göttingen, von-Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen, email: cahl@gwdg.de

bilität der Feldspat-Gehalte widerspiegeln.

K-Entzüge: Der derzeitige Betonring-Exhaustionsversuch ist so angelegt, daß der Ap-Hor. (I) mit den Unterboden-Hor. (je 25 cm) II - IV kombiniert ist. Absicht war, den möglichen Beitrag des Unterbodens auf den K-Entzug des Pflanzenbestandes zu erfassen. Die K-Exhaustion der letzten 28 Jahre zeigt jedoch so gut wie keine Beteiligung des Unterbodens an der K-Lieferung an den Pflanzenbestand. Somit ist es gerechtfertigt, die K-Abfuhr annähernd allein auf den Ap zu beziehen. Sie beträgt in den letzten 28 Jahren:

I	I	I	I
II	I	II	III
III	I	II	III
IV	I	II	III

“K”-Variante: 5.078 kg/ha, davon in den letzten 10 Jahren Mais: 1.700 kg/ha;

“N”-Variante: 4.065 kg/ha, davon in den letzten 10 Jahren Mais: 1.200 kg/ha.

Während bis 1959 die “K_{Null}”-Parzellen nur etwa 50 % des TM-Ertrages der “K”-Parzellen erzielten, beträgt in den letzten 10 Jahren Mais - und ohne mit fortschreitender Exhaustion fallender Tendenz - bei 15,2 t TM*ha⁻¹a⁻¹ auf den “K”-Parzellen der TM-Ertrag auf “K_{Null}” 80 %. Für die K-Abfuhr gelten 170 kg und 120 kg*ha⁻¹a⁻¹, eine proz. Senkung auf 71 %.

Austausch-K als Indikator? Im Zuge der jetzt 27 Jahre währenden K-Exhaustion sind die Beträge an sog. “Austausch-K” (K_A) von ca. 1.400 kg/ha auf 40 bis 480 kg gefallen und liegen bei den “K_{Null}”-Parz. z.T. unter der jährlichen K-Abfuhr (Tab. 2: DL Doppel-laktat, CAL Ca-Laktat/Ca-Acetat, AAc Ammonium-acetat, M Mehlich Ba; Angaben in ppm).

	1956		20.4.2003		1.8.2003	
	DL	CAL M	DL	CALAAc	DL	CAL
alle K-Parz.	357	381 381	45	69 113	61	100
K-Parz.	.	.	47	107 127	65	107
alle K _{Null} -Parz.	82	108 94	35	53 86	47	85
N-Parz.	.	.	33	48 88	43	76

Das Trocknen der Bodenprobe bewirkt eine un-natürliche Vergrößerung der K_A-Gehalte:

	lufttrocken		naturfeucht	
	DL	CAL	DL	CAL
K-Parz.	45	69	15	26
K _{Null} -Parz.	.35	53	9	15

Der Aufnahme-Strom des K durch die Pflanzen und seine Raten wird durch die Kinetik der K-Nachlieferung aus dem Zwischenschicht-Speicher der Tonminerale bestimmt, unabhängig vom Ausschöpfungszustand der Tonminerale. Die Modellvorstellung zur alten Frage: *Potential oder Mobilität des K. als bestimmende Größe?* ist: Das Austausch-K im

feuchten Bodenzustand ist eine Art Kaskadenbecken zwischen dem Zwischenschicht-K als Quelle und der Bodenlösung als Senke. Sein Wasserstand wird bestimmt durch die Raten des Zu- und Abflusses. In Zeiten fehlenden Abflusses füllt es sich auf, aber nur bis zu der Höhe, die durch das Niveau des Zufuhrstutzens vorgegeben ist, das sich im Lauf der Zeit senkt. Im Falle des K ist dies das Ca/K-, H/K- oder NH₄/K-Potential. Fein verteiltes CaCO₃ im E-Feld-Ap fördert einen Austausch auch des mit einem höheren Gapon-Koeffizienten gebundenen “Sofort-Austausch-K”, hohe NH₄-Gaben ebenso.

Laborexperimente: Mit Ca-reichen Lösungen wurde sukzessiv an einzelnen, feucht gehaltenen Proben 5 x nacheinander in 10-12 Tagesabständen K extrahiert.

	DL		CAL		AAc	
	Rate 1→5	Σ 1→5	Rate 1→5	Σ 1→5	Rate 1→5	Σ 1→5
alle K	15→5	54	26→11	110	61→1	114
K-Parz.	17→7	65	30→14	122	65→2	127
alle K _{Null}	8→3	32	13→11	82	42→1	86
N-Parz.	9→3	34	13→11	77	39→1	88

Die Lösung mit der höchsten Ca-Konzentration (CAL) holt in 5 Extraktionen etwa so viel K aus dem Ton wie die AAc-Lösung, jedoch sind bei der CAL-Extr. die Raten der K-Freisetzung danach immer noch erstaunlich einheitlich hoch, bei AAc dagegen auf 1 ppm zurückgehend. Die Summen sind bei CAL so hoch wie das “CAL-Austausch”-K der getrockneten Proben. Beim DL entspricht die Summe ebenfalls den Werten der getrockneten Proben, wobei jedoch noch höhere Restraten verbleiben. Danach ist das als Artefakt angesprochene K_A nach Lufttrocknung nichts anderes als ein tief in die Tonstruktur hineinwirkender Konventionalwert.

Um Zeitraten zu erhalten, wurden die feucht gehaltenen Proben mit einem großen Überschuß an CAL-Extraktionlg. (2 l auf 25 g Bodenmat.) versetzt. Nach 1,5; 3; 4,5; 6; 24 u. 48 Std. wurden Lösungsproben entnommen. Schon nach 1,5 Std. war fast der Endzustand entspr. 48 Std. erreicht.

Fazit: Das Zwischenschicht-K läßt sich in seinen potentialspezifischen Vorräten mit keiner der bisherigen Standardmethoden quantifizieren und fraktionieren. Die K-Kinetik erscheint dabei zunächst von geringerer Bedeutung. Chemische und biologische Intensiv-Langzeit-Extraktionen erscheinen derzeit als einziger methodischer Weg.

Lit.: DRECHSLER G 1873 Festschrift - Gött.; SCHÄFER W Dipl.-Arb.-Gött.; GRAF REICHENBACH 1957 Diss. Gött.; TIMMERMANN, F. U. E. WELTE 1976 Ann Agron 27;

WEITERE UMFANGREICHE LIT.AUF ANFRAGE.

Einfluss von Pflanzenart und Stickstoffversorgung auf die Höhe des atmosphärischen Stickstoffeintrages

Frank Böhme¹, Ines Merbach¹, Annett Weigel² und Rolf Russow¹

Einleitung

Für das Wachstum von Pflanzen ist neben dem Vorhandensein an Wasser besonders die Verfügbarkeit von Stickstoff (N) ein bestimmender wie auch limitierender Faktor. Mit der technischen N-Fixierung (Haber-Bosch Prozess) verschwand besonders in der Landwirtschaft diese einschränkende Rolle von N. Um höchstmögliche Erträge zu erhalten, werden jährlich immense Mengen an Dünger-N verwandt. Allein in Deutschland kommen beispielsweise etwa $1,76 \times 10^3$ t N pro Jahr in Form von Mineraldüngern zum Einsatz [Weber-Blaschke et al. 2001]. Bedingt durch Auswaschung (NO_3^- , NH_4^+) und gasförmige Emission (NH_3 , N_2O , NO) entstehen allerdings hohe N-Verluste, welche zusammen mit der Emission von NO_x durch die Verbrennung fossiler Brennstoffe eine negative Wirkung auf die Wasser- und Luftqualität haben. Resultate sind Veränderungen der Vegetation, verstärkter Baumwuchs in Wäldern, der Verlust an Biodiversität sowie die Eutrophierung von aquatischen und terrestrischen Ökosystemen. Eine Hauptursache für diese Wandlungen ist der atmogene N-Eintrag in die Umwelt. Deutschlandweite Schätzungen unter Verwendung von Standardmethoden (Wet Only- und Bulk-Sammler) gehen von einem jährlichen N-Eintrag von 30 bis 35 kg/ha aus. Im Gegensatz dazu stehen neuere Messungen mit dem ITNI-System (ITNI = Integrated Total Nitrogen Input), bei denen eine durchschnittliche Jahresdeposition von rund 60 kg N/ha unter den klimatischen Bedingungen von Mitteldeutschland ermittelt wurde. Dieser Wert wird durch N-Bilanzen von Dauerfeldversuchen mit einer berechneten N-Deposition von jährlich 50 – 60 kg N/ha über die letzten zwei Jahrzehnte bestätigt [Weigel et al. 2000].

Im Rahmen von atmosphärischen N-Eintragsmessungen in Sachsen-Anhalt mittels des ITNI-Systems konnte festgestellt werden, dass es in Abhängigkeit von der Nutzpflanzenart zu verschiedenen N-Depositionen kommt [Böhme et al. 2002]. Diese Unterschiede ließen sich nur teilweise durch klimatische Einflüsse erklären. Deshalb wurde ein ITNI-Datensatz von 1998 in Hinblick auf den Einfluss der Pflanzenart (sechs Nutzpflanzenarten) neu analysiert und in einem zusätzlichen Versuch (2001) der Einfluss der Nährstoffversorgung auf die Höhe der eingetragenen atmogenen N-Menge getestet.

Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sollen im Folgenden kurz vorgestellt werden.

Material und Methoden

Mit dem verwendeten ITNI-System erfolgt die direkte Bestimmung des gesamten Stickstoffeintrages aus der Atmosphäre. Es erfasst neben der Bulk-N-Deposition auch den gasförmigen N-Eintrag und den direkt von der Pflanze aufgenommenen Stickstoff. Das Messsystem basiert auf der ^{15}N -Isotopenverdünnungsmethode.

Für die Untersuchung hinsichtlich des Pflanzeneinflusses auf die N-Deposition (Versuch I) wurden 6 Nutzpflanzenarten (Raps, Sommergerste, Sonnenblume, Mais, Zuckerrübe und Grünkohl) verwendet. Unter Berücksichtigung der jeweiligen individuellen Vegetationszeiten wurde der Versuch so angelegt, dass die Pflanzen so lange wie möglich unter gleichen Bedingungen zusammen wuchsen (Tab. 1). Die Durchführung dieses Experimentes erfolgte im Jahr 1998 bei vierfacher Wiederholung pro Nutzpflanzenart.

Um den Einfluss verschiedener Nährstoff- bzw. N-Versorgung (300, 600 und 900 mg N pro Gefäß) von Pflanzen und somit den Effekt der Biomasseproduktion auf die Gesamt-N-Deposition zu testen, wurde im zweiten Experiment Deutsches Weidelgras (*Lolium perenne*) als Monitorpflanze eingesetzt. Der Versuch wurde 2001 in fünffacher Wiederholung je N-Düngungsstufe durchgeführt.

Die Anlage beider Versuche erfolgte am Standort Bad Lauchstädt.

Zur detaillierten Beschreibung der Methodik des ITNI-Systems wie auch zur Berechnung der atmogenen N-Deposition siehe Mehlert et al. (1995) und Russow et al. (2001).

Ergebnisse

Für die untersuchten Nutzpflanzen im Versuch I konnten tägliche atmosphärische N-Einträge in der Größenordnung von 129 bis 360,8 g pro Hektar festgestellt werden (Abb. 1), welche sich nicht allein durch die unterschiedlichen Regenmengen und Vegetationszeiten erklären ließen (Tab.1).

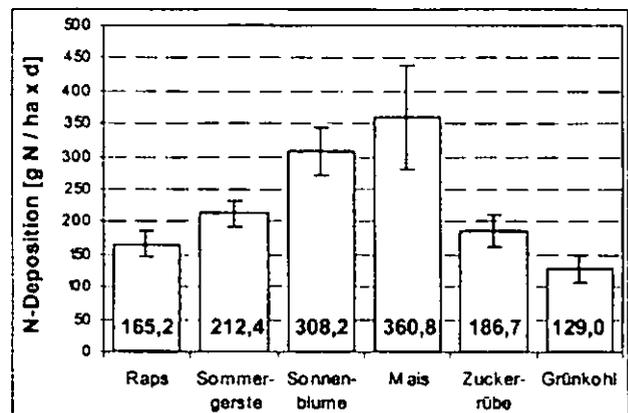


Abb. 1: Pflanzenabhängige atmogene N-Depositionen

Dass die Niederschlagsmenge positiv mit der atmogenen N-Deposition korreliert, konnte bereits Mehlert (1996) nachweisen. Wie jedoch aus Tabelle 1 ersichtlich, erhielten mit Ausnahme von Sommergerste und

¹ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH; Sektion Bodenforschung; Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle/Saale; boehme@bdf.ufz.de

² Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Reideburger Str. 47, 06116 Halle/Saale

Raps alle Pflanzen gleiche Niederschlagsmengen pro Tag. Weiterhin zeigte Mais mit einer Vegetationszeit von 80 Tagen den höchsten N-Eintrag.

Tab. 1: Vegetationszeiträume, Tage, Niederschlag (N.) und Niederschlag pro Tag (N./d) für die verwendeten Nutzpflanzen

Versuchspflanzen	Zeitraum 1998 (Tage)	N. [mm]	N./d
Raps	31.03. – 29.05. (59)	57	0.97
Sommergerste	31.03. – 26.06. (87)	149	1.71
Sonnenblume	04.05. – 20.07. (77)	175	2.27
Mais	04.05. – 23.07. (80)	178	2.23
Zuckerrübe	07.04. – 12.10. (188)	387	2.06
Grünkohl	17.08. – 27.11. (107)	219	2.13

Anhand der ermittelten Daten kann somit geschlussfolgert werden, dass der atmosphärische N-Eintrag stark von der Pflanzenart abhängig ist. Dabei haben sowohl der morphologische Bau wie auch der individuelle Stoffwechsel einen entscheidenden Einfluss.

Für die Höhe der atmogenen N-Deposition ist neben der Pflanzenart auch deren Nährstoffversorgung von entscheidender Bedeutung. Diese Aussage konnte durch Versuch II belegt werden.

So kam es mit steigender Biomassebildung, entsprechend der N-Düngung, zu einer Zunahme des atmosphärischen N-Eintrages (Abb. 2).

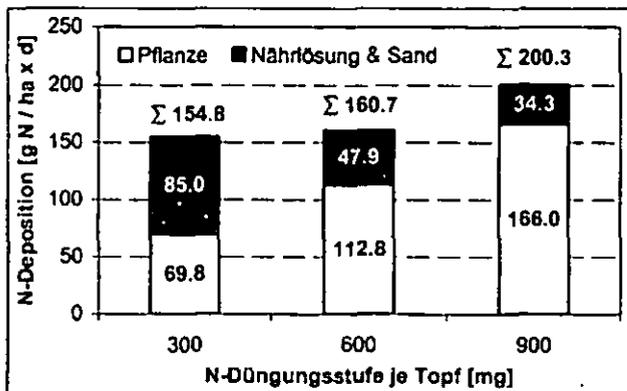


Abb. 2: Atmogene Stickstoffdepositionen für *Lolium perenne* bei drei unterschiedlichen N-Düngungsstufen

Im Fall der im Versuch II verwendeten N-Düngungsstufen konnte für *Lolium perenne* eine positive lineare Abhängigkeit zwischen dem atmosphärischen N-Eintrag und der gebildeten pflanzlichen Biomasse gefunden werden. Dieser Effekt ist über die Zunahme der effektiven Fläche erklärbar, welche direkt mit der Biomassenproduktion korreliert und zu einer größeren Abdeckung der Bodenoberfläche durch die Pflanzenblätter führt.

Durch Versuch II konnte die Hypothese, dass Pflanzen mit N-Defizit in der Lage sind, mehr N aus der Atmosphäre aufzunehmen als Pflanzen, welche eine hohe N-Verfügbarkeit haben, nicht bestätigt bzw. widerlegt werden.

Schlussfolgerung

- „Die“ atmogene Stickstoffdeposition existiert nicht.
- Der atmosphärische N-Gesamteintrag ist stark von der jeweiligen Pflanzenart abhängig.
- Der Ernährungszustand und damit die gebildete Trockenmasse von Pflanzen beeinflussen die Höhe des atmosphärischen N-Gesamteintrages ebenso wie deren morphologischer Bau und Stoffwechsel.
- Die Menge des atmosphärisch eingetragenen N ergibt sich aus der Kombination von Klima, Vegetationsdecke und anderen natürlichen wie auch anthropogenen Einflüssen am jeweiligen Standort.
- Zur Evaluierung der Ergebnisse sind weitere Untersuchungen, besonders pflanzenphysiologische und -morphologische (z. B.: BFI), notwendig.

Literatur

- Böhme, F., R. Russow und H.-U. Neue (2002): Airborne nitrogen input at four locations in the German state of Saxony-Anhalt – measurements using the ¹⁵N-based ITNI-system. Stable isotopes in environmental research. *Isotopes Environ. Health Stud.*, 38, 95-102.
- Mehlert, S., G. Schmidt und R. Russow (1995): Measuring of the integral airborne nitrogen-input into a soil-plant system by the ¹⁵N isotope dilution method, *Isotopes Environ. Health Stud.*, 31, 377-383.
- Mehlert, S. (1996): Untersuchungen zur atmosphärischen Stickstoffdeposition und zur Nitratverlagerung. Dissertation Universität Hamburg, UFZ-Bericht, 22.
- Russow, R. W. B., F. Böhme und H.-U. Neue (2001): A New Approach to Determine the Total Airborne N Input into the Soil/Plant System Using ¹⁵N Isotope Dilution (ITNI): Results for Agricultural Areas in Central Germany, In *Optimizing Nitrogen Management in Food and Energy Production and Environmental Protection: Proceedings of the 2nd International Nitrogen Conference on Science and Policy*, The ScientificWorld, 1, www.thescientificworld.com.
- Weber-Blaschke, G. und P. van Wickeren (2001): Stickstoffbilanz in Deutschland. Landwirtschaft- Futtermittel- und Ernährungsindustrie - Abwasser- und Abfallentsorgung. Kurzfassung eines Arbeitsberichtes des ATV-DVWK-Fachausschusses AK-9 „Stoffflüsse“. KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall, 48, Nr.11, 1551-1556.
- Weigel, A., R. Russow und M. Körschens (2000): Quantification of airborne N-input in Long-Term Field Experiments and its validation through measurements using ¹⁵N isotope dilution. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163, 261-265.

Nährstoffdynamik in einem ecuadorianischen Bergregenwald: Einfluss der Geländesteilheit

Jens Boy¹, Wolfgang Wilcke¹, Rainer Goller², Katrin Fleischbein³, Carlos Valarezo⁴ und Wolfgang Zech²

1. Einleitung

Der Bergregenwald in Ecuador ist durch eine hohe Biodiversität gekennzeichnet (Hamilton, 1995). Eine wahrscheinliche Ursache für das Auftreten besonders zahlreicher Pflanzenarten ist die große Variation der Standortbedingungen auf kleinem Raum, die vor allem auf die ausgeprägte Geländesteilheit zurückzuführen ist.

Das Ziel unserer Arbeit war es, den Einfluss der Geländesteilheit auf die Bodeneigenschaften und den Wasser- und Nährstoffhaushalt zu untersuchen

2. Material und Methoden

Drei 30-50° steile, ca. 10 ha große Kleinzugsgebiete wurden auf der dem Amazonas zugewandten Abdachung der Andenostkordillere in Südecuador zwischen den Städten Loja und Zamora in der Provinz Zamora-Chinchipe ausgewählt. In jedem der Einzugsgebiete wurde im unteren Teil auf ca. 1900 m ü. NN und in einem Einzugsgebiet zusätzlich auf ca. 1950 und 2000 m ü. NN je ein Versuchstransect mit Bestandesniederschlags-, Stammabfluss- und Lateralflusssammlern (in der organischen Auflage) und Glassinter-Saugkerzen in 0,15 und 0,30 m Bodentiefe ausgestattet.

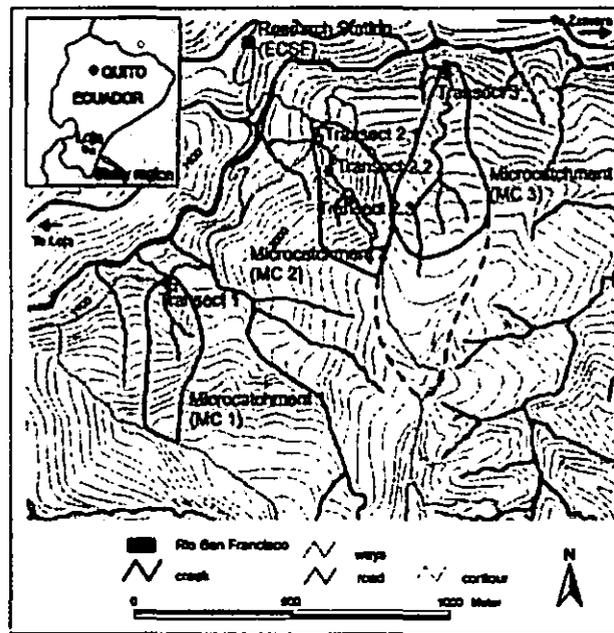


Abb. 1: Lage der Wassereinzugsgebiete in Südecuador.

¹ Fachgebiet Bodenkunde, Institut für Ökologie, Technische Universität Berlin, Salzufer 11-12, 10587 Berlin, e-mail: wolfgang.wilcke@tu-berlin.de

² Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

³ Institut für Angewandte Geowissenschaften, Justus-Liebig-Universität Gießen, 35390 Gießen

⁴ Universidad Nacional de Loja, Unidad Operativa de la Facultad de Ciencias Agrícolas, Loja, Ecuador

Der Oberflächenabfluss wurde an einem V-Wehr mit Drucksonden gemessen und oberhalb des Wehrs beprobt. Neben dem Wehr stand eine meteorologische Station. Alle Lösungen wurden wöchentlich beprobt. Während eines Starkregenereignisses am 19.9.2000 wurden zusätzliche Proben des Oberflächenabflusses gezogen. Die Proben wurden eingefroren und nach Deutschland exportiert. In den Proben wurden die Konzentrationen an basischen Kationen und an C sowie die $\delta^{18}\text{O}$ -Werte bestimmt. Die Messung der ^{18}O -Konzentrationen erfolgte am Alfred-Wegener-Institut in Potsdam und beim British Geological Survey in Keyworth.

Darüber hinaus wurden insgesamt 47 Bodenprofile horizontweise beprobt und chemisch mit Standardmethoden charakterisiert (Wilcke et al., 2001, 2002).

3. Ergebnisse und Diskussion

Böden. Die Böden im Untersuchungsgebiet sind überwiegend aus lateral verlagertem Material entstanden. Ursache dieser Schuttdecken sind Rutschungen und eine möglicherweise periglaziale Solifluktion (Wilcke et al., 2001, 2003). Die Folge ist eine große räumliche Heterogenität der physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften. Ein Beispiel dafür ist die breite Spanne der pH-Wert in den organischen Auflagehorizonten (3,1-7,4). Der pH-Wert ist eng mit den Ca- und Mg-Gehalten der organischen Auflage korreliert ($r = 0,82$ und $0,70$), die wiederum die Ca- und Mg-Konzentrationen in Bestandesniederschlag, Streufall und Streuperkolat steuern (Wilcke et al., 2002).

Wasserhaushalt. Die Beobachtung, dass bei Starkregenereignissen mit deutlichem Anstieg der Pegelstände am Messwehr auch erhöhte Ionenkonzentrationen auftreten, ließ uns vermuten, dass unter solchen Bedingungen lateraler Abfluss dominiert, da die chemische Beschaffenheit des Oberflächenwassers dem oberflächennahen Bodenwasser ähnelte. Als Beispiel ist in Abbildung 2 der Verlauf der gesamten organischen C-Konzentration im Oberflächenabfluss (durch Filter mit einem Porendurchmesser von 4-7 μm filtriert) gezeigt.

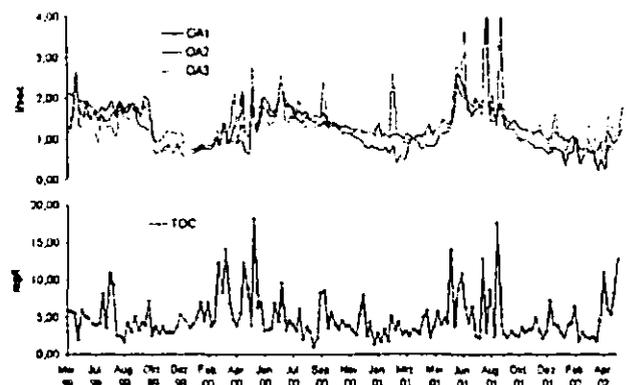


Abb. 2: Verlauf des Oberflächenabflusses (OA) und der mittleren gesamten organischen C- (TOC) Konzentrationen in drei kleinen Wassereinzugsgebieten zwischen 07.05.1999 und 01.05.2002.

Um diese Hypothese zu prüfen, untersuchten wir den Verlauf der O-Isotopenzusammensetzung in den Wasserproben. Der $\delta^{18}\text{O}$ -Wert (der das $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ -Verhältnis relativ zu einem internationalen Standard, dem „Vienna Standard Mean Ocean Water [V-SMOW]“ ausdrückt) ist spezifisch für unterschiedliche Wasserquellen. Je stärker das Wasser der Evaporation ausgesetzt ist, desto höher ist sein ^{18}O -Gehalt.

Im Jahresverlauf zeigt der Freilandniederschlag eine ausgeprägte zeitliche Variation der $\delta^{18}\text{O}$ -Werte (Abb 3). Diese Variation wird im weiteren Verlauf des Wasserflusses durch das Ökosystem zunehmend gedämpft, bis sich im Oberflächenabfluss ein nahezu konstantes Signal einstellt, das dem mehrjährigen Mittelwert des $\delta^{18}\text{O}$ -Signals im Niederschlag entspricht und sich aus der Bodenlösung des Unterbodens und dem Grundwasser speist.

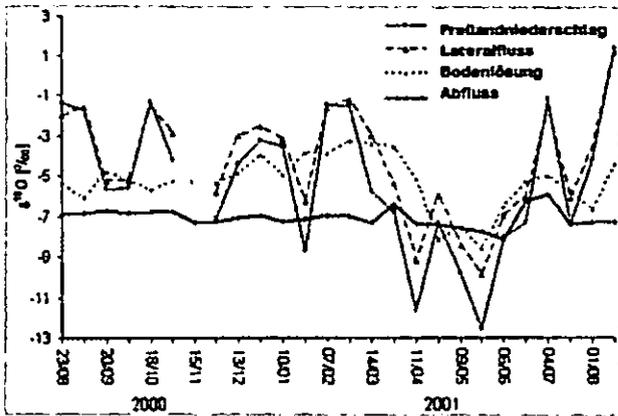


Abb. 3: Jahresgang der mittleren $\delta^{18}\text{O}$ -Werte von Freilandniederschlag, Lateralfloss, Bodenlösung und Oberflächenabfluss in drei kleinen Wassereinzugsgebieten zwischen 23.8.2000 und 15.8.2001.

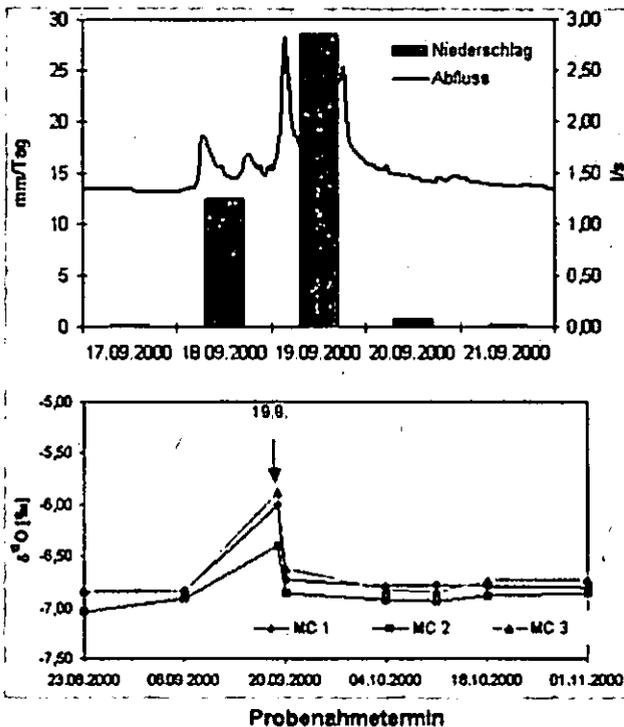


Abb. 4: Niederschlag und Oberflächenabfluss zwischen 17.9. und 21.9.2000 (oben) und $\delta^{18}\text{O}$ -Werte im Oberflächenabfluss von drei kleinen Wassereinzugsgebieten (MC1-3) zwischen 23.8. und 1.11.2000 (unten).

Während eines Starkregenereignisses am 19.9.2000 kam es allerdings zu einem schlagartigen Anstieg des $\delta^{18}\text{O}$ -Wertes im Oberflächenwasser (Abb. 4). Aus der Ähnlichkeit dieses Signals mit demjenigen im oberflächennahen Bodenwasser schließen wir auf einen deutlichen Beitrag von oberflächennahem Interflow.

Stoffhaushalt. Die Exposition des Arbeitsgebietes zum Amazonastiefland und die überwiegenden Westwinde bedingen, dass die Nährstoffeinträge in den untersuchten Bergwald vor allem von dort stammen. Niederschlagsärmere Phasen sind durch erhöhte Ioneneinträge gekennzeichnet (Abb. 5). Während des ersten Messjahres (1998) führten wahrscheinlich die durch das El Niño-Ereignis im Spätjahr 1997 ausgelösten umfangreichen Waldbrände im Amazonasbecken zu deutlich erhöhte Ioneneinträgen.

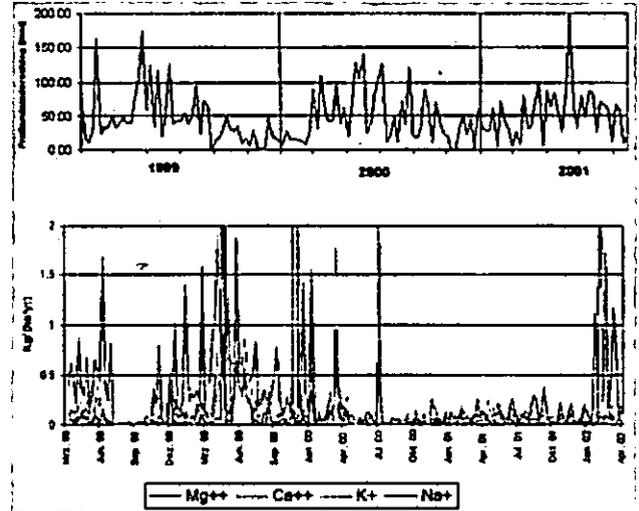


Abb. 5: Verlauf des Freilandniederschlags (oben) und der Gesamtdeposition der basischen Kationen (unten, nass und trocken - berechnet nach Ulrich, 1983) zwischen März 1998 und April 2002.

4. Schlussfolgerungen

Die Geländesteilheit beeinflusst die Bodenbeschaffenheit aufgrund von häufigen lateralen Materialverlagerungen. Während Starkregenereignissen kommt es zu einem „Umschalten“ der Wasserflüsse von vertikaler zu überwiegend lateraler Richtung. Als Folge der starken Exposition des Untersuchungsgebietes zum Amazonasbecken wird der Stoffhaushalt des Bergregenwaldes durch Ereignisse im Tieflandregenwald beeinflusst.

5. Dank

Wir danken Dr. Melanie Leng, Karin Wagner und Prof. Dr. H.-J. Tobschall für ihren Beitrag zu den ^{18}O -Analysen, der DFG für die Förderung dieser Untersuchung (Ze 154/34-1, -3, -4, -5, FOR 401/1-1 TP2, FOR 402/2 TP B10) und der Fundación Científica San Francisco (FCSF) für die Bereitstellung des Arbeitsgebietes.

6. Literatur

Hamilton, L.S., J.O Juvik & F.N. Scatena (1995): Ecological Studies 110, 1-19.
 Ulrich, B. (1983): In: Ulrich, B. & J. Pankrath (Hrsg.): Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems, S. 33-45. D. Reidel Publishing, Dordrecht, Niederlande
 Wilcke, W., S. Yasin, C. Valarezo & W. Zech (2001): Biogeochemistry 55, 45-72.
 Wilcke, W., S. Yasin, U. Abramowski, C. Valarezo & W. Zech (2002): Eur. J. Soil Sci. 53, 15-27.
 Wilcke, W., H. Valladarez, R. Stoyan, S. Yasin, C. Valarezo & W. Zech (2003): Catena 53, 79-95.

Freilandhaltung von Mastschweinen im Ökologischen Landbau -

N-, P- und K-Einträge

Michael Brandt*, Markus Hammer-Weis

Einleitung

Ziel des interdisziplinären Forschungsvorhabens ist es, wesentliche Voraussetzungen für die Etablierung einer ganzjährigen Freilandhaltung von Mastschweinen unter Bedingungen des Ökologischen Landbaus zu prüfen. Hierbei sollen die Auswirkungen der Haltung von Mastschweinen auf Futterflächen in Hinblick auf Nährstoffeinträge in den Boden, Futternutzung, -verwertung, Tiergesundheit, Schlachtkörperqualitäten und Produktionskosten untersucht werden. Vorgestellt werden erste Ergebnisse zu Nährstoffeinträgen in den Boden, Nährstoffverteilung und einer möglichen Verlagerung ins Grundwasser (Hammer-Weis, 2003).

Vorgehensweise

Insgesamt wurden während des Versuches bisher 6 Gruppen mit je 20 Mastschweinen auf Ackerflächen gemästet. Die Auslauffläche wurde nach Bioland-Richtlinie von 10 Mastschweinen pro ha und Jahr berechnet ($2,74 \text{ m}^2 / \text{Tier} \cdot \text{Tag}$). Die Auslaufflächen wurden in 4 gleich große Teilparzellen unterteilt und die Bodenproben getrennt vor und nach der Beweidung genommen. Die Beprobung wurde dabei zusätzlich zu den Auslaufflächen gezielt in besonderen Aktionsbereichen, wie z.B. vor Hütten und Futterstellen („Hot spots“) vorgenommen. Als Kontrollfläche diente ein ungenutzter Bereich im Versorgungsgang zwischen Innen- und Außenzaun. Der Boden wurde auf die verfügbaren Nährstoffgehalte von P (CAL), K (CAL), NO_3 und NH_4 untersucht und mögliche N-Verlagerungen mit dem Sickerwasser wurden während der Sickerwasserperiode durch N_{min} -Untersuchungen erfasst. Eine Bilanzierung der Nährstoffeinträge auf die Weidefläche erfolgte über eine Differenzrechnung der Nährstofffrachten mit dem Futter (Import) im Vergleich zu den Nährstofffrachten, die mit dem Zuwachs an Schweinekörpern erzielt wurden (Export). Die Nährstoffeinträge wurden Bezogen auf die Ausscheidungen pro Tier und Tag und

den tolerierbaren Nährstofffrachten nach Biolandrichtlinie gegenübergestellt.

Ergebnisse

Beispielhaft sind in Abb. 1 u. 2 die mineralischen N-Gehalte im Boden von 2 Mastschweingruppen während der 9-wöchigen Beweidungsphase in der Anfangsmast dargestellt. Auf den Auslaufflächen ($n=8$) kam es während der Beweidung zu keiner Erhöhung der mineralischen N-Gehalte im Boden. Erst die Nachbeprobung nach 4 Wochen führte hier auf Grund der N-Mineralisation aus dem Kot zu einem leichten Anstieg.

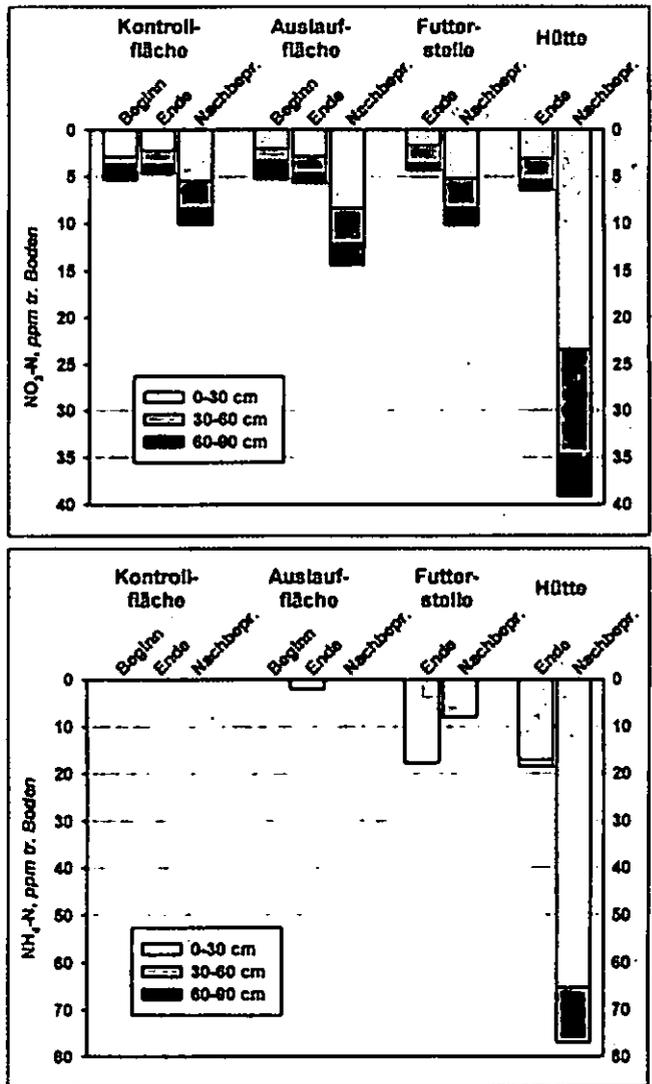


Abb. 1 und 2: Nitrat- und Ammoniumkonzentration in unterschiedlichen Bodentiefen zu Beginn und Ende der Beweidung sowie 4 Wochen nach Ende der Beweidung, differenziert nach Nutzungsarealen im Auslauf. Anfangsmast, 2 Gruppen je 20 Schweine, 9 Wochen, 4220 m^2 pro Gruppe.

In den Bereichen der Futterstellen ($n=2$) kam es zu einem Anstieg der NH_4 -Konzentration im Boden. Vor den Hütten ($n=2$), die über den gesamten Zeitraum nicht versetzt worden sind, haben die Schweine nach ihren Ruhephasen verstärkt Harn abgesetzt. Als Folge

*Universität Kassel; Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften; Fachgebiet Bodenkunde; Nordbahnhofstr. 1a; D-37213 Witzenhausen; mbrandt@wiz.uni-kassel.de

kam es in diesen Bereichen zu drastischen Erhöhungen der NO₃- und NH₄-Konzentrationen im Boden, die bereits zu einer NO₃-Verlagerung unterhalb des Wurzelbereichs des Weidelgrases führte.

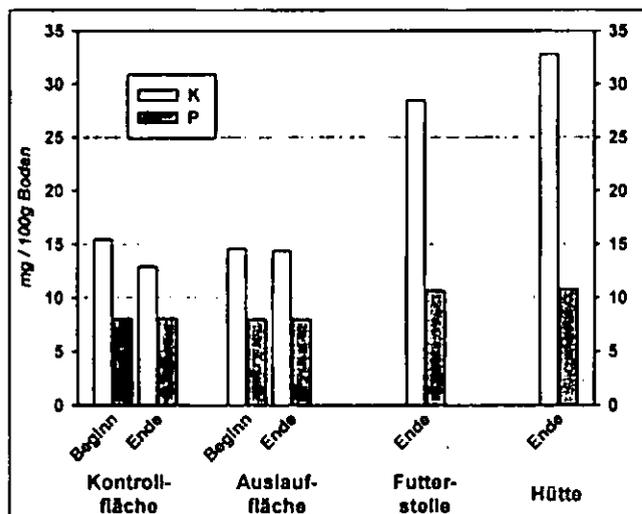


Abb. 2: Kalium- und Phosphatkonzentration im Oberboden (0-30 cm) zu Beginn und Ende der Beweidung, differenziert nach Nutzungsarealen im Auslauf, Endmast, 2 Gruppen je 20 Schweine, 9 Wochen Beweidung, 3280 m² pro Gruppe.

Tab.1: Nährstofffrachten auf den Boden bei der Freilandhaltung von Mastschweinen während der Anfangsmast (AM) und Endmast (EM).

Mastphase /Gruppe	Nährstofffracht g / Mastschein · Tag		
	N	P	K
Richtlinie Bioland	31,0	11,8	
AM / 2A	27,1	10,2	18,2
AM / 2B	30,8	11,1	19,3
AM / 3A	26,8	10,2	18,4
AM / 3B	30,9	11,2	19,3
Mittelwert AM	28,9	10,7	18,8
EM / 2A	45,2	16,1	27,6
EM / 2B	45,2	15,8	26,3
EM / 3A	44,6	15,8	26,8
EM / 3B	45,1	15,9	26,8
Mittelwert AM	45,0	15,8	26,9
Mittelwert	37,0	13,3	22,9

Die Veränderungen der verfügbaren P- und K-Gehalte im Oberboden sind beispielhaft für 2 Mastschweingruppen der Endmast (9 Wochen) in Abb. 3 dargestellt. Während es auf den Auslaufflächen zu keinem messbaren Anstieg der K- und P-Konzentration im Oberboden kam, zeigten die Futterstellen und die Bereiche vor den Hütten deutlich erhöhte K- und P-Konzentrationen. Verursacht wurden diese im Bereich der Futterstellen durch die

witterungsbedingte Verschleppung von Futter durch die Schweine (Futterverluste) und im Bereich vor den Hütten durch den verstärkten Absatz von Kot und Harn.

Die Nährstofffrachten, die auf die Freilandhaltungsfläche über den Kot, Harn und z. T. durch die Futterverluste gelangen, sind jeweiligen für die Mastphasen und Gruppen in Tab. 1 ausgewiesen. Die Bezugsgröße ist die Fracht, die ein Mastschwein nach Bioland-Richtlinie täglich maximal ausscheiden darf. Während der Anfangsmast liegen die N- und P-Frachten unter den Frachten, die nach der Richtlinie erlaubt sind. In der Endmastphase werden die N- und P-Frachten im Vergleich zur Richtlinie überschritten. Im Mittel über die gesamte Mast, liegen die im Versuch berechneten N-Frachten 20 % und die P-Frachten 13 % über denen der Richtlinie.

Schlussfolgerung

Über ein Anpassen der Auslauffläche, durch verkleinern während der Anfangsmast und vergrößern während der Endmast, kann der Landwirt die N- und P-Einträge auf die Flächen ausgleichen. Futterverluste sollten in jedem Fall minimiert werden, um die Nährstofffrachten auf richtlinienkonformem Niveau halten zu können.

Wie die Beispiele dieser Studie zeigen, kann es in Bereichen die unmittelbar an den Ruheplätzen der Tiere angrenzen, zu stark erhöhten Nährstoffeinträgen in den Boden kommen. Dies wird durch das an diesen Stellen konzentrierte Abkoten und Harnen der Tiere verursacht. Durch ein regelmäßiges Umgestalten der Ruhezone (Umsetzen der Hütten oder des Sonnenschutzes im Sommer) während der Beweidung, lassen sich die stark erhöhten Nährstoffeinträge in den „Hot spots“ vermeiden.

Danksagung

Die Zwischenergebnisse sind Teil des Projektes „Ganzjährige Freilandhaltung von Mastschweinen als Fruchtfolgeglied in der Ökologischen Landwirtschaft“ und werden im *Bundesprogramm Ökologischer Landbau* von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung mit der Projektnummer 02 OE 494 gefördert.

Die Autoren danken Herrn Prof. Dr. Albrecht Sundrum und Frau Antje Farke vom Fachgebiet Tierernährung und Tiergesundheit für die fachliche Zusammenarbeit.

Literatur

- Bioland-Richtlinien (26.11.2002): Bioland-Verband, Mainz
- Hammer-Weis, M. 2003: Untersuchungen zum Nährstoffeintrag in der Freilandhaltung von Mastschweinen im Ökologischen Landbau. Diplomarbeit, Uni Kassel, Ökologische Agrarwissenschaften, Bodenkunde.

Untersuchungen zum N-Umsatz unter veränderten Stoffeinträgen in einem Fichtenwaldökosystem im Solling

Z. Feng*, N. Lamersdorf, R. Brumme, M. Corre

Einleitung

In einem 70-jährigen Fichtenreinbestand (*Picea abies*) in Hoch-Solling wird seit 1991 der atmosphärische Eintrag von Sulfat, Protonen, Ammonium und Nitrat unterhalb des Kronenraums mittels einer Dachkonstruktion systematisch reduziert (Tab.1). Diese „Clean Rain“-Behandlung hat zur signifikanten Veränderung der Bodenlösung, der N-Aufnahme und der Biomasse der Feinwurzeln geführt.

In einer zweiten Projektphase werden kontinuierlich ¹⁵N-Salze auf der im Eintrag reduzierten „Clean Rain“ und der Dachkontrollfläche ausgebracht und deren Ausbreitung in wesentlichen Systemkompartimenten verfolgt. Ziel ist es, die Regradation des internen N-Kreislaufs unter Reduktion der Säure- und N-Einträge abzubilden.

Tab.1: Atmosphärische Stoffeinträge auf der „Clean Rain“- und Kontrollfläche⁽¹⁾

Mittel 1992-2001 (kg ha ⁻¹)	SO ₄	H	NH ₄	NO ₃
Kontrolle	26,0	0,54	15,0	15,0
Clean Rain	12,2	0,12	2,1	7,6
Änderung von Clean Rain (%)	-53	-78	-86	-49

Material und Methoden

Die gesammelte Kronentraufe der „Clean Rain“- und Kontrollfläche wird seit Nov. 2001 jeweils zur Hälfte kontinuierlich mit ¹⁵N-NH₄ (95%) und ¹⁵N-NO₃ (98%) markiert. Dadurch entstehen vier Teilflächen. Die Menge des markierten ¹⁵N-NH₄/¹⁵N-NO₃ beträgt 10% der Jahreseinträge an NH₄/NO₃.

Institut für Bodenkunde und Waldernährung
 Büsgenweg 2, 37077 Göttingen
 * E-mail: zfeng@gwdg.de

Im Herbst 2002 wurden auf jeder Teilfläche Nadel-, Boden- und Feinwurzelproben genommen (n=6/5/5). Die Nadelproben wurden nach 1. und 2. Jahrgang, die Boden- und Feinwurzelproben für die organische Auflage (O_{F+H}) und den Oberboden (0-5 cm) getrennt. An den Proben wurden der gesamt C- und N-Gehalt sowie die ¹⁵N-Häufigkeit gemessen.

Um den ausgebrachten Stickstoff in den Systemkompartimenten verfolgen zu können, wurde die Wiederfindung (*Recovery*) des markierten Stickstoffs nach Currie & Nadelhoffer⁽²⁾ errechnet:

$$Recovery(\%) = \frac{N_{Komp.} (gm^{-2}) * (Atom\%^{15}N_{Komp.} - Atom\%^{15}N_{Hintergr.})}{N_{Eintrag} (gm^{-2}) * (Atom\%^{15}N_{Komp.} - Atom\%^{15}N_{Hintergr.})}$$

N_{Komp.} ist die N-Menge im Kompartiment, N_{Eintrag} die gesamte Menge des ausgebrachten N. Atom%¹⁵N_{Komp.}, Atom%¹⁵N_{Eintrag} und Atom%¹⁵N_{Hintergr.} sind jeweils die ¹⁵N-Häufigkeiten des Kompartiments, des ausgebrachten N und des Kompartiments vor der ¹⁵N-Ausbringung.

Ergebnisse und Diskussion

Der atmogene Stickstoff hat eine unterschiedliche Ausbreitung in verschiedenen Systemkompartimenten (Pflanz und Boden). Unabhängig von der Behandlung wurde ein großer Teil (bis 20%) des ausgebrachten ¹⁵N-NH₄ und ¹⁵N-NO₃ in der Humusauflage wiedergefunden (Abb.3), während die ¹⁵N-Wiederfindungen in Nadeln, Feinwurzeln sowie in oberem Mineralboden viel niedriger waren (Abb.1, Abb.2). Die Ergebnisse zeigen, dass die Humusauflage eine wichtige Senke für deponierten N ist und nur ein geringer Anteil des deponierten N von den Pflanzen aufgenommen wird. Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen auch GEBAUER et al.⁽³⁾ für einen 15- und 140-jährigen Fichtenbestand im Fichtelgebirge.

Die reduzierten N-Einträge beeinflussen die Akkumulation des atmogenen N in den

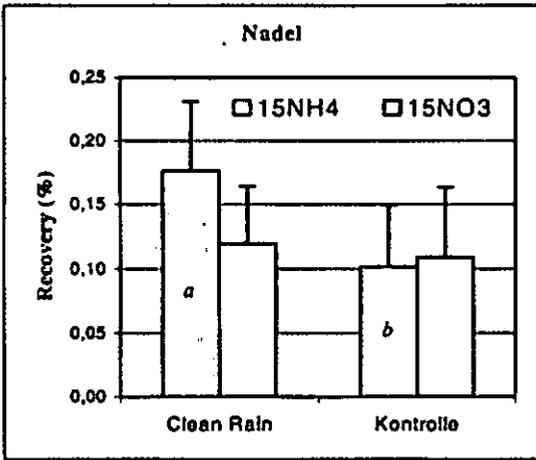


Abb.1: ¹⁵N Recovery (%) in Nadeln (1.+ 2. Jhg) nach 10monatiger ¹⁵N-Ausbringung

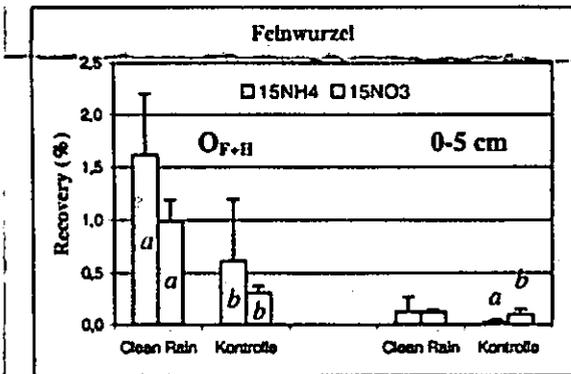


Abb.2: ¹⁵N Recovery (%) in Feinwurzeln nach einjähriger ¹⁵N-Ausbringung

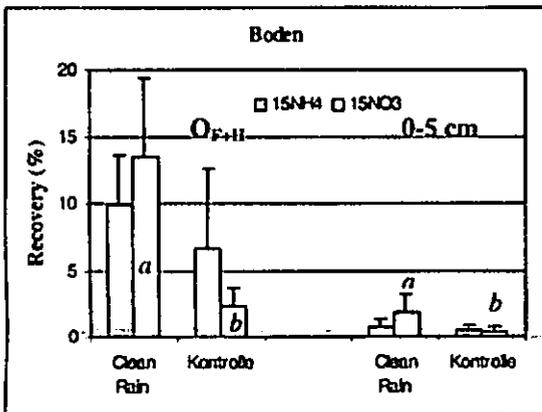


Abb.3: ¹⁵N Recovery (%) in Boden nach einjähriger ¹⁵N-Ausbringung

Systemkompartimenten. Unter der „Clean Rain“-Behandlung wurden mehr ¹⁵N-NH₄ und/oder ¹⁵N-NO₃ in Nadeln, Feinwurzeln sowie im Oberboden wiedergefunden (Abb.1-3). Dabei muss für die „Clean Rain“-Fläche eine Verdopplung der Feinwurzelmassen berücksichtigt werden.

Unter der „Clean Rain“-Behandlung wurde eine nur geringfügig höhere ¹⁵N-NH₄-Aufnahme im Vergleich zur ¹⁵N-NO₃-

Aufnahme (Abb.1, Abb.2) festgestellt. Dieser Unterschied ist jedoch nicht signifikant ($p > 0,1$). In den Feinwurzeln des oberen Mineralbodens wurde auf der Kontrollfläche signifikant mehr ¹⁵N-NO₃ als ¹⁵N-NH₄ wiedergefunden.

Schlußfolgerung

Mit der Kronentraufe deponierter Stickstoff wird nur zu geringen Anteilen in Nadeln und Feinwurzeln aufgenommen. Eine wichtige Senke bildet die Humusaufgabe. Die Akkumulation des atmosphären N in diesen drei Kompartimenten erhöht sich unter reduzierten N-Einträgen. Die Aufnahme zwischen atmosphären NH₄ und NO₃ in Nadeln und Feinwurzeln zeigt keinen signifikanten Unterschied.

Dank

Die Arbeit wird finanziert von der DFG.

Literatur

- (1) LAMERSDORF, N. & BORKEN, W. : *Clean Rain Promotes Root Growth and Soil Respiration in a Norway Spruce Forest.* (eingereicht).
- (2) GEBAUER, G. et al.(2000): *The Fate of ¹⁵N-Labelled Nitrogen Inputs to Coniferous and Broadleaf Forests.* In: Ecological Studies, Vol. 142. Schulze, E.D.(ed.): Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems.
- (3) CURRIE W.S. & NADELHOFFER, K.J. (1999): *Dynamic Redistribution of Isotopically Labeled Cohorts of Nitrogen Inputs in Two Temperate Forests.* Ecosystem 2: 4-18.

Über das Langzeitverhalten von Stickstoff in einem alpinen Ökosystem

Martin H. Gerzabek*†, Georg Haberhauer*, Michael Stemmer†, Sabine Klepsch† & Ernst Haunold‡

1. Einleitung

Der globale Stickstoffkreislauf ist zunehmend durch industrielle Emissionen beeinflusst. In intensiv bewirtschafteten landwirtschaftlichen Ökosystemen wird Stickstoff aus verschiedensten Quellen zumeist relativ schnell umgesetzt. Naturnahe Ökosysteme sind zumeist dadurch charakterisiert, dass Nährstoffe möglichst effizient genutzt und im System gehalten werden. Dies trifft etwa auf Waldökosysteme, alpine und arktische Grünlandssysteme zu. In letztgenannten Ökosystemen kann die Produktivität gerade durch Stickstoffmangel deutlich eingeschränkt sein. Stickstoffinput in solche Systeme kann zu einer signifikanten Änderung der internen Kreisläufe zwischen lebender und toter pflanzlicher und mikrobieller Biomasse führen. Das Langzeitverhalten von Stickstoff in alpinen Ökosystemen ist derzeit nur unzureichend untersucht.

In der vorliegenden Arbeit wurde ein in den Jahren 1974/1975 angelegter ¹⁵N-Tracerversuch neuerlich beprobt und analysiert.

2. Material und Methoden

Der Versuch liegt auf einem Südwesthang im Großglocknermassif auf 2300 m Seehöhe. Der Standort ist charakterisiert durch das kristalline Ausgangsgestein mit einem hohen Glimmeranteil, hohe Niederschläge (1300-2000mm) und eine kurze Vegetationsperiode. Die Böden sind schwach pseudovergleyte Braunerden, die tlw. auch eine Podsolodynamik erkennen lassen. Die Vegetation ist als Primulo-Caricetum curvulae ("Curvuletum") anzusprechen. 1974/1975 wurden auf vier 1 m² Parzellen jeweils 10 g (¹⁵NH₄)₂SO₄ - N in

Pulverform, gemischt mit Quarzsand aufgebracht. In den ersten 803 Tagen erfolgten vier Probenahmen von Bodenprofilen und Pflanzen. Jeweils ein Teil der Flächen blieb unbeeinflusst. Dieser wurde am 11. Juli 2002 beprobt. Dabei wurden Vegetationsproben und jeweils ein 30 x 30 x 25 cm großer Bodenmonolith ausgestochen, an 2 Standorten konnte bis in 90 cm Tiefe beprobt werden. Es wurden die ¹⁵N-Gehalte in Gesamtproben, Huminstoffextrakten, Ammonium, Nitrat und der mikrobiellen Biomasse bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Aufgrund der ersten vier Probenahmen in den 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts zeigte sich, dass der größte Teil des appl. N zunächst in die pflanzliche (oberirdische Biomasse: 13-21%) und mikrobielle Biomasse aufgenommen, ein kleinerer Teil in Tonmineralzwischen-schichten fixiert wurde. Der größte Anteil des ¹⁵N verblieb in den ersten 3 cm der Bodenprofile, wobei der Hauptanteil organisch gebunden vorlag; unterhalb 30 cm Bodentiefe wurde praktisch kein ¹⁵N gefunden. In Summe waren nach 803 Tagen noch ca. 60% des applizierten N nachweisbar. Im Jahre 2002 war dieser Wert auf ca. 45% (± 13%) gefallen. Auch nach 27/28 Jahren verblieb der weitaus größte Teil des applizierten ¹⁵N in den ersten 15 cm der Bodenprofile. Abbildung 1 zeigt die mittlere ¹⁵N-Anreicherung in den Gesamtproben. Der größte Anteil des ¹⁵N (24% der applizierten Menge) findet sich im ersten mineralischen Horizont (0-5 cm), gefolgt von der Streuauflage (10 %). Mit der Tiefe nimmt der ¹⁵N-Gehalt stetig ab und erreicht in 75 cm Tiefe den natürlichen Hintergrund von 0,368% ¹⁵N. Im Oberboden finden sich fast 50% des ¹⁵N in den Huminstoffextrakten. Diese, wie auch die mikrobielle Biomasse und die mineralischen N-Fractionen weisen eine mit dem jeweilig dazugehörenden Bodenhorizont fast idente Isotopensignatur auf.

Auf Basis des vorhandenen Datensatzes wurde ein einfaches Kompartimentmodell für das Langzeitverhalten von N mit drei Pools (N_{labile}, N_{biol}, N_{residual}) entwickelt (Gerzabek et al., 2004).

Auf Basis der Daten und des Modells lässt sich folgende N-Dynamik für den untersuchten Standort seit 1974/1975 vermuten:

* Department of Environmental Research, ARC Seibersdorf research, A-2444 Seibersdorf, Austria,

† Institute of Soil Research, University of Agricultural Sciences, Vienna, Gregor-Mendel-Strasse 33, A-1180 Vienna, Austria

‡ Am Platengrund Se, A-2345 Brunn am Gebirge, Austria

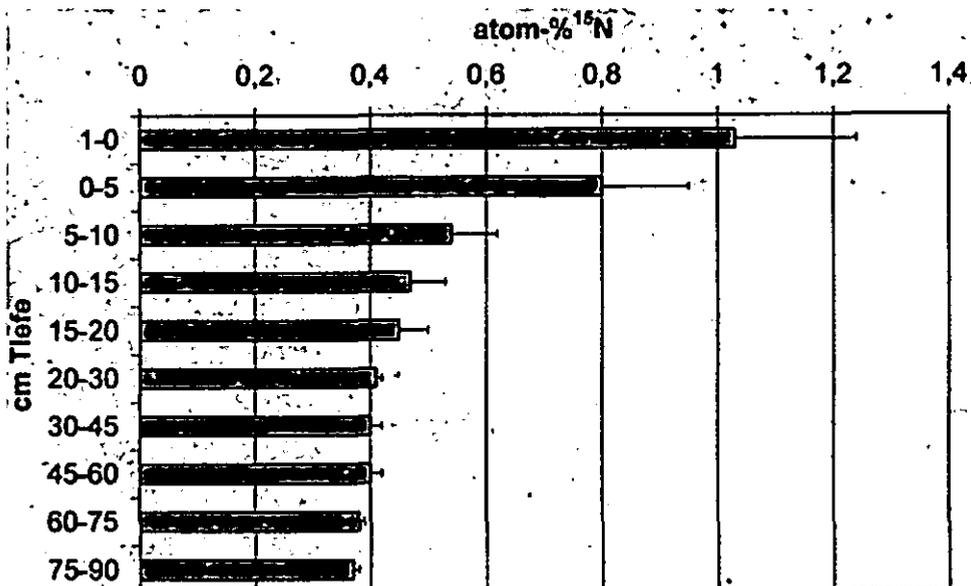
Das Ammonium aus der Ammoniumsulfatmarkierung wurde dem labilen Stickstoffpool zugeführt. Ein grosser Teil davon wurde von den Pflanzen aufgenommen (in der Größenordnung von etwa 30 %). 13% wurden zunächst in Zwischenschichten von Tonmineralen gebunden (Haunold et al., 1980). Da die Konkurrenz zwischen Pflanzen und Bodenmikroorganismen um Stickstoff in alpinen Böden besonders stark ist, ist anzunehmen, dass bereits in den ersten Jahren signifikante ^{15}N -Mengen in die mikrobielle Biomasse aufgenommen wurden. Gleichzeitig wurden grosse Mengen an ^{15}N in die organische N-Fraktion aufgenommen, was an den zunehmenden Gehalten von ^{15}N in den Huminstoffen zu beobachten war. Nach fünf Jahren waren bereits 50% des ursprünglich ausgebrachten ^{15}N in der Residualfraktion (Huminstoffe, Pflanzenreste, mineralisch gebunden) zu finden. 28 Jahre nach der Ausbringung finden sich 42% des 1974/75 ausgebrachten Stickstoffs in der Residualfraktion, was mehr als 95% des gesamten 2002 noch im System befindlichen ^{15}N ausmacht. Weniger als 4% sind 2002 im biologischen Pool und weniger als 2% im labilen N-Pool zu finden. Für ^{15}N im Residualpool wurde eine mittlere Aufenthaltsdauer von 95 Jahren errechnet. Das ist zumindest um einen Faktor 3 länger als in intensiv bewirtschafteten landwirtschaftlichen Ökosystemen.

4. Literatur

Gerzabek, M.H., G. Haberhauer, M. Stemmer, S. Klepsch and E. Haunold (2004) Long-term behaviour of ^{15}N in an alpine grassland ecosystem. Submitted manuscript.

Haunold E, Gludovatz A & Richter E (1980) Stickstoffdynamik in einem alpinen Pseudogley unter Curvuletum. In: H. Franz (Ed.) Untersuchungen an alpinen Böden in den Hohen Tauern 1974-1978 - Stoffdynamik und Wasserhaushalt (pp.131-153) Veröffentlichungen des Österreichischen MaB-Hochgebirgsprogramms Hohe Tauern Vol 3, Universitätsverlag Wagner, Innsbruck

Abbildung 1: ^{15}N -Gehalte in vier Bodenprofilen im Grossglocknermassif 27/28 Jahre nach Ausbringung einer ^{15}N -Markierung.



C-Isotopen-Zusammensetzung und Collembolen-Zönose eines Agrarökosystems unter CO₂-Anreicherung der Atmosphäre

Anette Giesemann¹, Christine Sticht²,
Stefan Schrader¹, Otto Larink²
und Hans-Joachim Weigel¹

1. Einleitung und Zielsetzung

In einem Feldexperiment wird der Einfluss zukünftiger atmosphärischer CO₂-Konzentration (550 ppm, wie für die nächsten 50 Jahre vorhergesagt) auf den C-Umsatz im System Atmosphäre-Pflanze-Boden einer landwirtschaftlichen Fruchtfolge untersucht. Ein zentraler Punkt ist, den zusätzlich eingebrachten Kohlenstoff auf seinem Weg von der Atmosphäre über die Pflanzen in den Boden zu verfolgen und den Einfluss der erhöhten CO₂-Konzentration auf Bodenorganismen zu ermitteln. Als Beispiel für wichtige Teilhaber an der C-Umsetzung im Boden dienen hier die Collembolen.

2. Rahmenbedingungen und Methode

In der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig wird seit 1999 ein Free Air CO₂ Enrichment (FACE) System in einem Agrarökosystem betrieben. Es handelt sich um einen offenen kammerlosen Aufbau im Feld, wobei mikroklimatische Einflüsse auf die Vegetation minimiert werden. Der Boden ist ein Cambisol folgender Eigenschaften: lehmiger Sand, pH 6.5 und 1.4 % organisches Material. Das Versuchsfeld wird in ortsüblicher Weise bearbeitet. Wintergerste, Weidelgras als Zwischenfrucht, Zuckerrübe, Winterweizen werden innerhalb eines Fruchtfolgezyklusses angebaut. Ringflächen von 20 m Durchmesser werden während der gesamten Vegetationsperiode in den jeweiligen Bestand hinein begast. In 2 Ringen wird während der Tageslichtstunden die CO₂ Konzentration auf 550 ppm erhöht, 2 Ringe werden als Referenzflächen mit Umgebungsluft begast (370 ppm CO₂). Begasung erfolgt, sofern die Temperatur > 5°C und die Windgeschwindigkeit < 6 m s⁻¹ ist. Der mittlere δ¹³C Wert des atmosphärischen CO₂ liegt in den

Ringflächen mit angereicherter Luft bei -20,5 ‰, in den Referenzringflächen bei -9,8 ‰.

Die hier vorgestellten Ergebnisse stammen aus der Winterweizen-Saison am Ende der ersten Fruchtfolgeperiode. Ende Mai 2002 wurden mit einem Bohrstock Bodenproben (n = 8) aus 0 bis 20 cm Tiefe aus jedem der Areale entnommen. Biodiversität und Abundanz der Collembolen sowie ihr δ¹³C Wert und die δ¹³C Werte der Wurzeln, der Winterweizenpflanzen und des Bodens wurden bestimmt.

3. Ergebnisse

Die Abundanz der Collembolen stieg bei erhöhter CO₂ Konzentration in der Atmosphäre signifikant (p = 0,002) um mehr als 30 %, wie Tab. 1 zeigt. Insgesamt wurden 35 verschiedene Collembolen-Arten aus 5 Familien gefunden. Die Diversität war grösser bei erhöhtem CO₂ (28 Arten) im Vergleich zu Umgebungsluft (23 Arten).

Tab. 1 Artenzahl der Collembolen und Abundanz ihrer Familien in Arealen unter CO₂-angereicherter Atmosphäre und bei Umgebungsluft. Juv. = Juvenile.

Familie	Erhöhtes CO ₂		Umgebungsluft	
	Arten	[Ind. m ⁻²]	Arten	[Ind. m ⁻²]
Entomobryidae	4	199	2	40
Isotomidae	10	5.968	11	3.839
Onychiuridae	3	1.572	2	1.949
Poduridae	5	875	4	617
Sminthuridae	6	1.930	4	995
Total	28	10.544	23	7.440
Juv.; undeterm.		696		80
Total		11.240		7.520

Der Effekt der atmosphärischen CO₂-Anreicherung auf die Verteilung der Collembolen war sehr unterschiedlich, wie die Beispiele in Abb.1 für dominante und subdominante Arten zeigen: z.B. wurden ca. 75 % der Individuen von *F. inoculata*, die im System vorhanden waren, unter CO₂ Anreicherung gefunden, lediglich 25 % befanden sich in der Kontrolle. Die Ergebnisse für *F. listeri* hingegen waren genau entgegengesetzt. Folgende Ursachen für diese Verschiebungen in der Verteilung können eine Rolle spielen: Änderungen hinsichtlich der Nahrungsressourcen, der Konkurrenz, des Feinddruckes etc. *I. productus* ist ein Beispiel für eine Art, die nicht durch CO₂-Anreicherung beeinflusst wird. Der Arten-Komplex, der sich hinter *T. krausbaueri* verbirgt, wurde hier nicht näher differenziert.

¹Institut für Agrarökologie, FAL, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig

²Zoologisches Institut, Techn. Univers., Spielmannstrasse 8, D-38092 Braunschweig

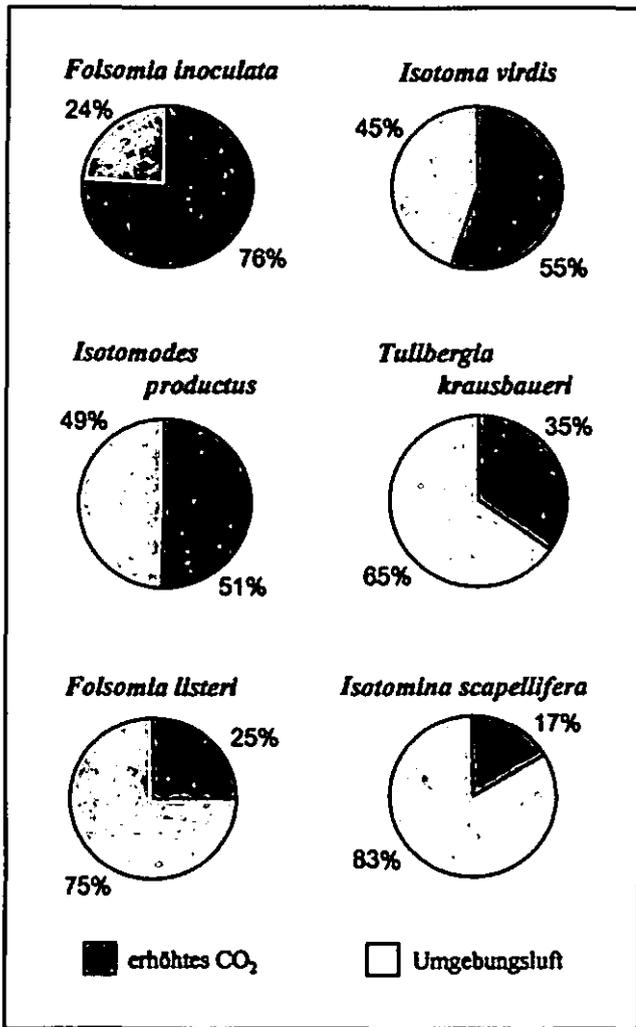


Abb. 1 Relative Verteilung der subdominanten und dominanten Collembolen Arten.

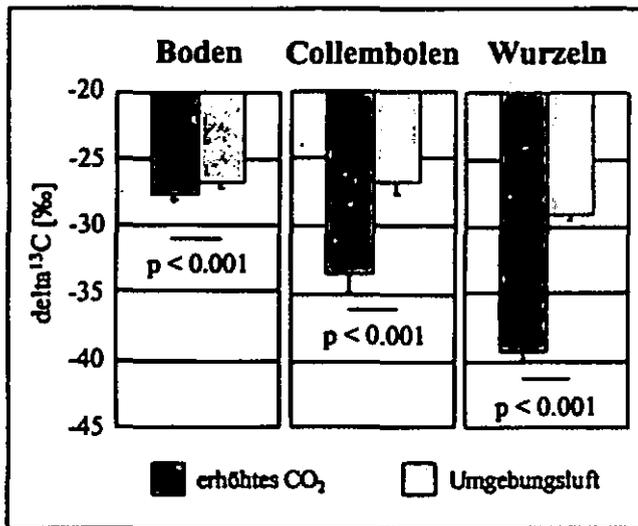


Abb. 2 C-Isotopensignatur in Boden, Collembolen und Winterweizen-Wurzeln.

Die $\delta^{13}\text{C}$ Werte aller analysierter Kompartimente (Boden, Collembolen, Wurzeln) waren nach CO₂-Anreicherung signifikant negativer als in der Umgebungsluft (Abb. 2). Der mittlere $\delta^{13}\text{C}$ Wert der Collembolen aus CO₂-angereicherten Arealen (-32.5 ‰) lag zwischen dem des Bodens

(-27.4 ‰) und der Wurzeln (-39.4 ‰). Diese Unterschiede waren signifikant. Die $\delta^{13}\text{C}$ Werte der Collembolen unter Umgebungsluft hingegen waren denen des Bodens sehr ähnlich (Abb. 2 und 3).

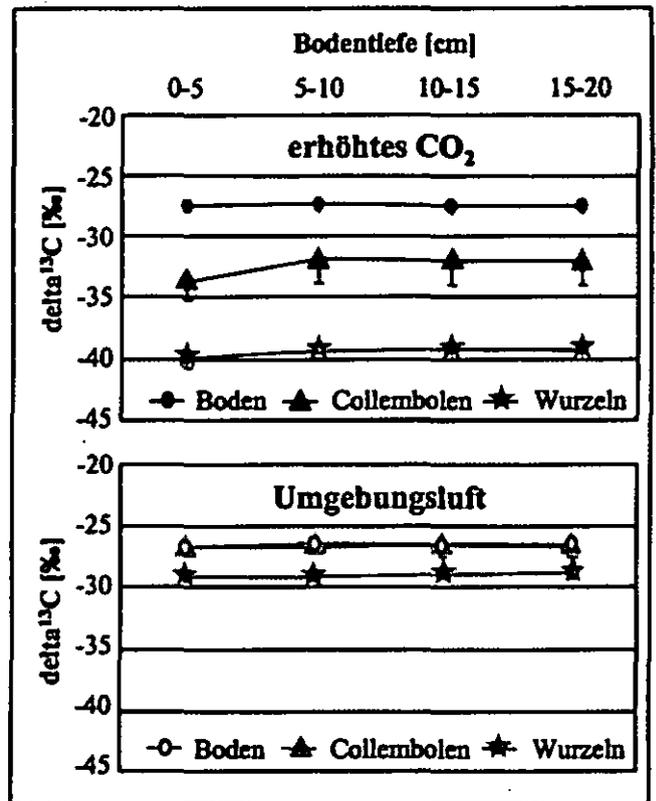


Abb. 3 C-Isotopensignatur in Boden, Collembolen und Wurzeln in verschiedenen Bodentiefen.

In Abhängigkeit von der Bodentiefe wurden keinerlei Unterschiede bei der C-Isotopensignatur in den analysierten Kompartimenten beobachtet (Abb. 3).

4. Schlussfolgerungen

Die Effekte auf die Bodenfauna (hier: Collembolen) durch erhöhte CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre scheinen über die Wurzelumgebung „bottom-up“ kontrolliert zu sein. Dort in der Rhizosphäre ernähren sie sich von Exsudaten und Mikroorganismen. Art-spezifische Unterschiede, die weitergehende Folgen auf Abbauprozesse haben, müssen in Betracht gezogen werden

Dank. Wir danken M. Heuer, M. Kondermann and D. Miksche für technische Unterstützung sowohl auf dem Feld als auch im Labor. Das FACE-Projekt wird vom Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft finanziert.

N-Flüsse in gemulchtem und geschnittenem Klee gras: Warum Brache im Ökologischen Landbau (OL) die Erträge der Folgefrucht nicht erhöht

Martin Helmert¹, Hauke Heuwinkel¹, Günther Pommer², Reinhold Gutser¹ und Urs Schmidhalter¹

Einleitung

Vieharme Betriebe des Ökologischen Landbaus (OL) bauen die Stickstoffversorgung ihrer Fruchtfolge oftmals auf Klee gras-Brache (KGB) auf. Im Brachejahr kommt es dabei zu einer starken Anreicherung von Biomasse-N (200-400 kg N/ha). Beobachtungen zeigen jedoch, dass sich diese hohen N-Mengen – im Vergleich zu einem Klee gras in Schnittnutzung – kaum auf die Ertragsbildung des Folgejahres auswirken.

Die bisherigen Kenntnisse zu den N-Flüssen in solchen Systemen reichen nicht aus, um die fehlende Ertragswirkung auf die Folgefrucht zu erklären. Mögliche Ursachen könnten ein verringerter N-Gewinn aus der N₂-Fixierung der Leguminosen, erhöhte N-Verluste und eine verschlechterte N-Verwertung sein. In einem Fruchtfolgedauerversuch zum OL der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) in Freising wurde deshalb folgenden Fragen im direkten Vergleich von viehhaltenden und viehlosen Fruchtfolgen nachgegangen:

- Verändert das Mulchen von Klee gras (KG):
- 1) den N-Gewinn über die N₂-Bindung,
 - 2) die N-Verluste in gasförmiger und gelöster Form?

Material und Methoden

Der Fruchtfolgeparzellenversuch wurde 1997 auf einer sandig-lehmigen Braunerde (Ackerzahl 55) in Viehhausen, 7 km westlich von Freising, Bayern, angelegt. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 7,5°C und der Jahresniederschlag liegt im langjährigen Mittel zwischen 750 und 800 mm. Der Versuch besteht aus je drei Fruchtfolgen (FF) mit bzw. ohne Viehhaltung in dreifacher Wiederholung (POMMER 2003).

¹Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Department für Pflanzenwissenschaften, TU München, Am Hochanger 2, D-85350 Freising, helmert@wzw.tum.de

²Institut für Agraökologie, Ökologischer Landbau und Bodenschutz, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), 85354 Freising

In FF 1-3 wird das Klee gras geschnitten, während es in FF 4 und FF 5 gemulcht wird und die sechste FF nur Markfrüchte enthält. Detaillierte Messungen erfolgten in FF 1, 3, 4 und 5. In FF 5 folgt Winterweizen auf KG, während in allen anderen Kartoffel auf KG folgt.

Die N₂-Fixierung wurde über % N_{dfa} (¹⁵N-Verdünnungsmethode; nur in FF 1 & 5), Leguminosenanteil (LOCHER et al. 2003), und Gemeingeertrag bestimmt. Lachgas- und Nitratmessungen erfolgten in den FF 3, FF 4 und FF 5. Bodenproben der Tiefen 0-15 cm und 15-30 cm wurden als Mischproben aus 24 Einstichen mit dem Göttinger-Bohrstock gezogen. Die Bodenproben wurden mit CaCl₂-Lösung im Verhältnis 1:2 geschüttelt und Nitrat im Filtrat mit HPLC (Uvikon) analysiert. Die Lachgasbeprobung begann im Oktober 2001 mit dem Umbruch des Klee grasses in FF 5, auf jeweils einer Wiederholung der FF 3, FF 4 und FF 5. Neben einer regelmäßigen Beprobung wurde auch ereignisorientiert beprobt. Die Gasproben (n=8) wurden mittels der statischen Kammermethode gewonnen, wobei nach 30 und 60 Minuten 20 ml Gas der Kammer (1,7 l) entnommen und in einen zuvor evakuierten Vakuumcontainer eingespritzt wurden. Der N₂O-Gehalt wurde mit einem GC (Varian 3400) gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Es zeigte sich, dass das Mulchen von KG die N₂-Bindeleistung im Vergleich zur Schnittnutzung um 30% reduzierte (Tabelle 1). Die Reduktion war das Produkt aus einer verminderten N₂-Fixierung (% N_{dfa}), einem geringeren Leguminosenanteil und einem verringerten Trockenmasseertrag des gemulchten Klee grasses.

Tabelle 1: Steuergrößen und Höhe der N₂-Bindung von geschnittenem und gemulchtem Klee gras 2001

	FF 1 (Schnitt)	FF 5 (Mulch)	Vergleich: Mulch/Schnitt
N ₂ -Bindung [g N/m ²]	32	22	69%
Trockenmasse [g/m ²]	1333	1233	91%
Leguminosenanteil [% TM]	75	60	80%
Anteil N ₂ -Bindung am Leguminosen-N [% N _{dfa}]	97	91	94%

Die Abnahme der symbiontischen N₂-Fixierleistung wird ganz wesentlich auf ein erhöhtes Nitratangebot während der Vegetationsperiode zurückgeführt (HEUWINKEL et al. 2002). Da Gräser schneller auf leicht verfügbaren Stickstoff zugreifen können, nehmen sie bei Mulchnutzung einen höheren Ertragsanteil ein. Erst, wenn die N-Verfügbarkeit höher ist als die Aufnahme durch die Gräser reduziert sich

% N_{dfA} , was hauptsächlich im letzten Aufwuchs auftritt (HEUWINKEL et al. 2002). Die Abdeckung der verbleibenden Assimilationsfläche durch den Mulch förderte sicher auch den Grasanteil und senkte zusätzlich den Ertrag.

Die N_2O -N-Verluste nach geschnittenem KG (FF 3) waren bis zum Umbruch zur Kartoffel mit 240 g um ein Drittel geringer als aus dem gemulchten KG der FF 4 und nach Umbruch des gemulchten KG der FF 5 (760 g; Abb. 1 oben). Die gesamte N_2O -Emission im Messzeitraum betrug 966 g (FF 3), 1220 g (FF 4) und 911 g (FF 5).

Die NO_3^- -Gehalte im Boden waren nach gemulchtem KG im Mittel um 23 % höher (Abb. 1 unten).

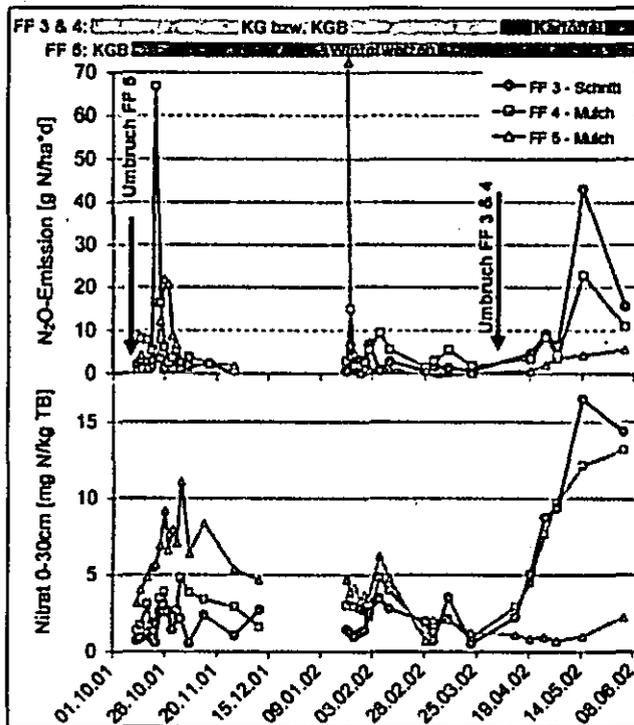


Abb. 1: N_2O -Emissionen (oben; $n=8$) und Nitratgehalte (unten) in der Tiefe 0-30 cm bei schnittgenutztem Klee gras (FF 3) und bei gemulchter Klee gras-Grünbrache (FF 4 & 5); im Kopf ist das jeweilige Fruchtfolgeglied als Zeitbalken dargestellt und Umbruchtermine sind durch Pfeile indiziert

Die Lachgasverluste differenzierten im Herbst vor allem nach der Art der KG-Nutzung, wobei, vermutlich verursacht durch den größeren Vorrat an umsetzbarem organischen Substrat, im Oktober hohe Emissionen in beiden Mulchvarianten auftraten. Diese unterschieden sich möglicherweise in der Intensität, weil sich die Mulchrückstände in FF 4 weiterhin in den oberen Zentimetern konzentrierten, wohingegen sie in FF 5 durch das Pflügen über die gesamte Bearbeitungstiefe (ca. 25 cm) verteilt worden waren.

Vermutlich kam es anschließend durch abnehmende Nitratgehalt im Oberboden zu einer Reduktion der N_2O -Verluste. Die höheren Lachgasverluste ausgangs Winter (Abb. 1) weisen auf Frost-Tau-Effekte hin (RUSER et al. 2001).

Der Umbruch zu Winterweizen führte in FF 5 zu einem starken Anstieg des Nitratgehaltes im Boden, der bis Vegetationsbeginn 2002 wieder auf den Ausgangswert zurückfiel. Auf deutlich geringeren Niveau, aber mit demselben Verlauf, änderte sich der N_{min} -Gehalt im Boden des noch nicht umgebrochenen, gemulchten KG der FF 4 und, auf noch geringerem Niveau, der der schnittgenutzten Parzelle von FF 3. Durch den Frühjahrsumbruch kam es in FF 3 und FF 4 zur Freisetzung großer Mengen an Nitrat. Dies spiegelt sich auch in hohen N_2O -Emissionen wieder, die zu einem großen Anteil aus dem verdichteten Boden zwischen den Dämmen stammen, wie auch von RUSER (2001) beschrieben wurde.

Schlußfolgerung

Die Ergebnisse des ersten Untersuchungszeitraums zeigten, dass das Mulchen von KG zu Veränderungen in den N-Flüssen führt. Diese reichen quantitativ jedoch nicht aus um den ausbleibenden Ertragszuwachs von auf Klee gras-Brachen folgenden Früchten zu erklären. Weitere Untersuchungen zum Verbleib von Stickstoff in diesen Systemen sind daher nötig.

Literatur

HEUWINKEL, H., LOCHER F. & GUTSER, R. (2002). Kleinräumige Variabilität der symbiontischen N_2 -Fixierung. In: Brod, H. G.: *VDLUFA-Schriftenreihe*, 57. 180-187. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

LOCHER, F., HEUWINKEL, H., GUTSER, R. & SCHMIDHALTER, U. (2003). Bestimmung des Leguminosenanteiles in Klee gras mit FT-NIRS: Modellvalidierung. In: Freyer, B.: *Beiträge Zur 7. Wissenschaftstagung Zum Ökologischen Landbau*, 93-96. Universität für Bodenkultur, Wien.

POMMER, G. (2003). Versuchsergebnisse aus Bayern - 2002 - Ökologischer Landbau. Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Freising.

RUSER, R., FLESSA, H., SCHILLING, R. et al. (2001). Effect of Crop-Specific Field Management and N Fertilization on N_2O Emissions From a Fine-Loamy Soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59, 177-191.

Mobilisierungspotenzial kolloidalen Phosphors in sandigen Böden als Funktion der P- Düngung

Katrin Ilg, Jan Siemens & Martin Kaupenjohann

In sandigen Böden in Münster/Westfalen beobachteten wir in Batch-Versuchen hohe Konzentrationen von kolloidalem Phosphor (P) in Bodenproben mit hoher P-Sättigung (>0,6). Die Sorption von Orthophosphat induzierte eine Dispergierung von kolloidalem P (Siemens et al., im Druck).

Ziel dieser darauf folgenden Studie war es, den Einfluss der P-Düngung auf die Mobilisierung von kolloidalem P zu untersuchen.

Dazu wurden drei P-Düngungsversuche mit Laufzeiten von 6 bis 45 Jahren auf schwach lehmigen Sandböden in Nordrhein-Westfalen und Hamburg beprobt. Die Böden weisen düngungsbedingt eine CAL-P Spanne von 10-32 mg P₂O₅/100 g Boden auf (Versorgungsstufe B bis D). In Bodenproben aus 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe wurden die P-Sättigung (van der Zee et al., 1988) und die Konzentration von kolloidalem und echt gelösten P im Wasserextrakt bestimmt (3-4 Feldwiederholungen). Außerdem quantifizierten wir das Oberflächenpotenzial der freigesetzten Kolloide.

Die P-Düngung wirkte sich in 0-30 cm und 30-60 cm Tiefe signifikant auf den Gehalt an gelöstem P

aus. Es wurde ein Schwellenwert der P-Sättigung für die Mobilisierung von gelöstem P festgestellt. In 60-90 cm Tiefe waren die Konzentrationen von gelöstem P sehr gering. Für die Tiefen 0-30 cm und 30-60 cm fanden wir eine signifikante Korrelation zwischen der Konzentration an kolloidalem P und der P-Sättigung. Die Gehalte an kolloidalen P unterschieden sich jedoch nicht signifikant zwischen den verschiedenen Düngungsvarianten. Dies ist eventuell darauf zurückzuführen, dass die P-Sättigung in den Böden der Düngungsversuche maximal Werte von 0,5 erreichte. Die Konzentration von kolloidalem P war mit zunehmender Tiefe nahezu konstant. Der Anteil von kolloidalem P an der wasserextrahierbaren P-Fraktion der Unterböden betrug deshalb ca. 95%. Das Oberflächenpotenzial der Kolloide war unabhängig von der Konzentration gelösten Phosphors, was darauf hindeutet, dass neben der P-Sorption andere Prozesse entscheidend die Oberflächenladung und damit die Mobilisierung der Kolloide beeinflussen.

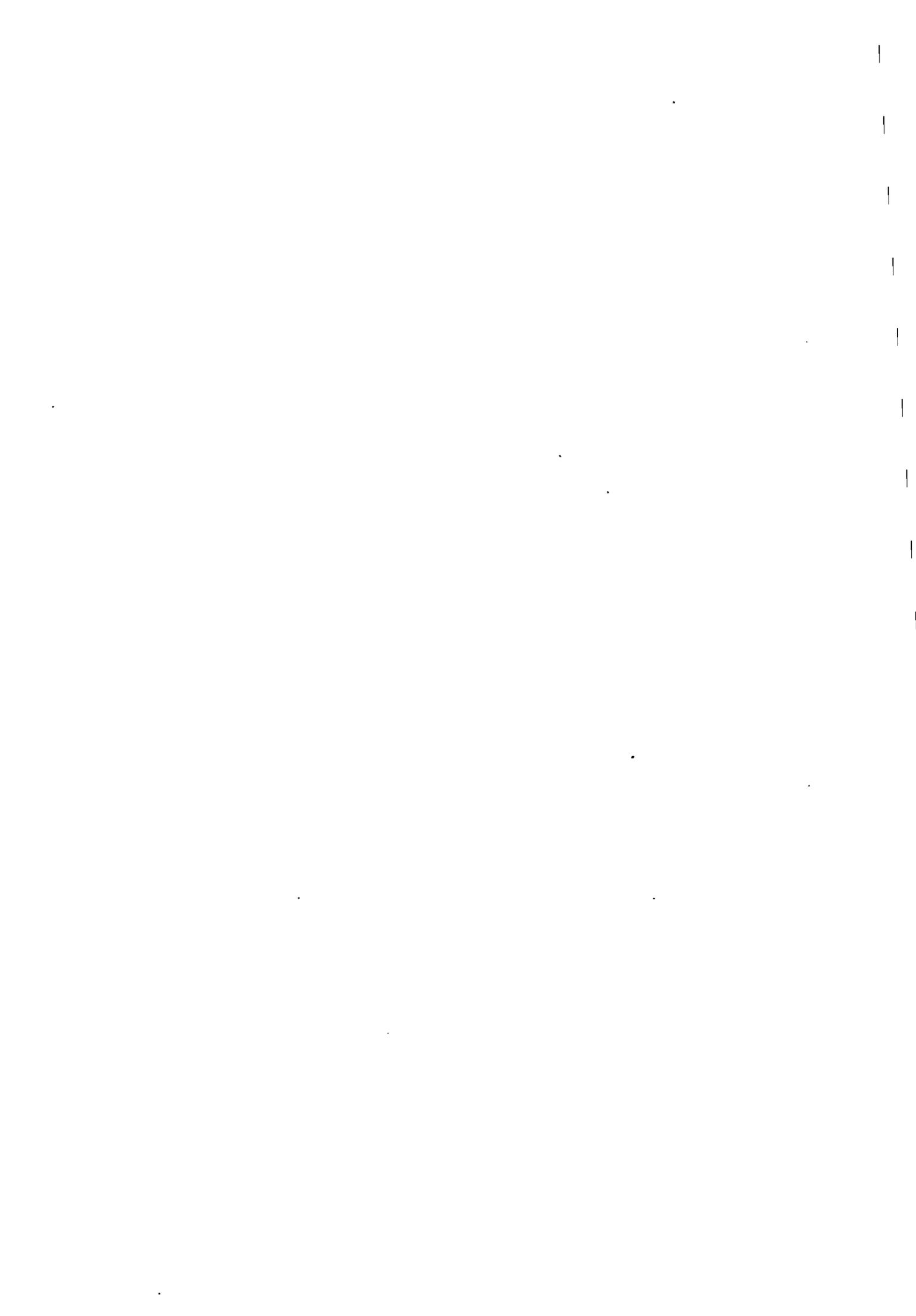
Die P-Düngung hat in den untersuchten Langzeitversuchen keinen Effekt auf die Mobilisierung von kolloidalem P. Kolloidaler P ist die wichtigste wasserextrahierbare P-Fraktion der Unterböden.

Siemens, J., K. Ilg, F. Lang, M. Kaupenjohann, im Druck. Adsorption controls mobilization of colloids and leaching of dissolved phosphorus. *European J. Soil Sci.* 55.

Van der Zee, S.E.A.T.M., Nederlof, M.M., van Riemsdijk, W.H. & de Haan, F.A.M. 1988. Spatial variability of phosphate adsorption parameters. *J. Environ. Qual.* 17, 682-688.

Wir danken dem Institut für Pflanzenernährung und Umweltforschung Hanninghof der Hydro Agri GmbH & Co KG und der Thomasdünger GmbH für die Bereitstellung von Bodenproben.

Fachgebiet Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 11,
10587 Berlin,
katrin.ilg@tu-berlin.de



Kohlenstoffumsatz in aggregierten Böden - Messung anhand der natürlichen ¹³C-Verteilung

Bettina John¹, Tamon Yamashita¹, Heiner Flessa¹, Bernard Ludwig²

Einleitung

Die Dynamik der organischen Bodensubstanz und der Bodenaggregate sind eng verbunden, der Umsatz des organischen Kohlenstoffs im Boden (SOC) ist daher von seiner Position im Boden abhängig. Die Verteilung des SOC in den Aggregaten ist nicht homogen: SOC wird innerhalb der Aggregate umverteilt, älteres SOC ist daher gleichmäßiger verteilt als junges SOC (PUGET ET AL., 2000). Wichtige Mechanismen der Stabilisierung des SOC sind die physikalische Stabilisierung durch Aggregation, die chemische Stabilisierung durch die Bindung an Ton und Schluff sowie die biochemische Stabilisierung durch die Bildung rezalzitranter organischer Substanzen (SIX et al., 2002). Physikalische Fraktionierungsverfahren sind weniger destruktiv als chemische und ermöglichen einen direkten Vergleich zu der Struktur und Funktion des SOC (CHRISTENSEN, 1992).

Die Ziele der Studie waren (i) die Erfassung des Einflusses der Aggregatbildung auf die Stabilisierung des SOC im Boden in Abhängigkeit der Bodennutzung, sowie (ii) die Bestimmung des Kohlenstoffumsatzes in Abhängigkeit der Bodennutzung in Dichtefractionen und Größenfractionen des Bodens mit Hilfe von ¹³C Messungen.

Materialien und Methoden

Versuchsstandort war eine Pseudogley-Parabraunerde der Dauerversuchsflächen der Höheren Landbauschule Rothalmünster in Niederbayern mit 11% Sand, 72% Schluff und 17% Ton. Der durchschnittliche Jahresniederschlag liegt bei 883 mm a⁻¹, die durchschnittliche Jahrestemperatur bei 8,2 °C. Die untersuchten Varianten waren (i) eine Weizenmonokultur mit NPK-Düngung, die seit 1998 pfluglos bewirtschaftet wurde, (ii) eine Maismonokultur mit NPK-Düngung unter konventioneller Pflugbearbeitung, (iii) Dauergrünland mit NPK-Düngung, sowie (iv) ein Fichtenforst auf einem schon vorher als Wald genutzten Standort (Tab. 1). Der C-Gehalt und die δ¹³C-Werte waren von der Bewirtschaftungsweise abhängig (Tab. 1), der maisbürtige Anteil des SOC des Maisfeldes lag bei 35,1%.

Mittels Dichtefraktionierung (BALESDENT et al., 1991, GOLCHIN et al., 1994) wurde die organische Bodensubstanz in die Fraktionen free particulate organic matter (FPOM_{<1,6}), occluded particulate organic matter (OPOM_{<1,6} und OPOM_{1,6-2,0}) sowie in die mineral-assoziierte Fraktion (Mineral_{>2,0}) unterteilt (Abb. 1).

¹Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen, www.gwdg.de/~ibw

²Ökologische Agrarwissenschaften, Fachgebiet Umweltchemie, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen, www.wiz.uni-kassel.de/ochem

Tab. 1: Versuchsvarianten Rothalmünster

Kultur	Tiefe	C	δ ¹³ C
seit	[cm]	[%]	[‰ PDB]
Weizen	0-30	1,25	-26,5
Mais	0-30	1,30	-21,6
Grünland	0-10	2,45	-28,0
	10-30	1,14	-26,7
Fichte	0-7	4,05	-25,7
	7-25	0,96	-25,2

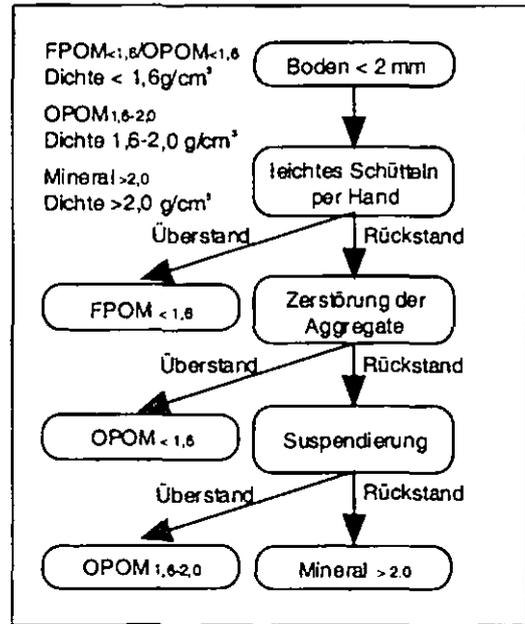


Abb. 1: Schema der Dichtefraktionierung

Mittels Naßsiebung (SIX et al., 1998, PUGET et al., 2000) wurde der ungesiebte Boden in Megaaggregate (>2000 µm), Makroaggregate (1000-2000 µm, 250-1000 µm), Mikroaggregate (53-250 µm) sowie in die Schluff- und Tonfraktion (<53 µm) unterteilt.

Ergebnisse und Diskussion

Dichtefractionen

Der Großteil der organischen Bodensubstanz (zwischen 48 und 88%) war mineral-assoziiert (Abb. 2). Die größere SOC-Speicherung unter Grünland und Wald war sowohl auf die zusätzliche Bindung von SOC an die Schluff- und Tonfraktion als auch auf die höheren Gehalte an OPOM und FPOM (besonders unter Wald) zurückzuführen.

Das in den Aggregaten eingeschlossene OPOM_{<1,6} wies nach 23 Jahren Maismonokultur einen maisbürtigen Anteil von 25,4% auf, während das außerhalb der Aggregate frei vorliegende FPOM_{<1,6} 59,2% maisbürtiges C enthielt. Die Fraktion OPOM_{1,6-2,0}, die als Bindemittel für Aggregate dient (GOLCHIN et al., 1997) wies als intermediäre Fraktion einen maisbürtigen Anteil von 38,3% auf, was sich nicht signifikant von der mineralischen Fraktion Mineral_{>2,0} (31,5% maisbürtiges C) unterschied.

Wasserstabile Aggregate

Die Aggregatbildung und SOC-Speicherung waren von der Bodennutzung abhängig: In den Ackerböden lag der überwiegende Teil (63%-68%) des SOC in den Aggregat-

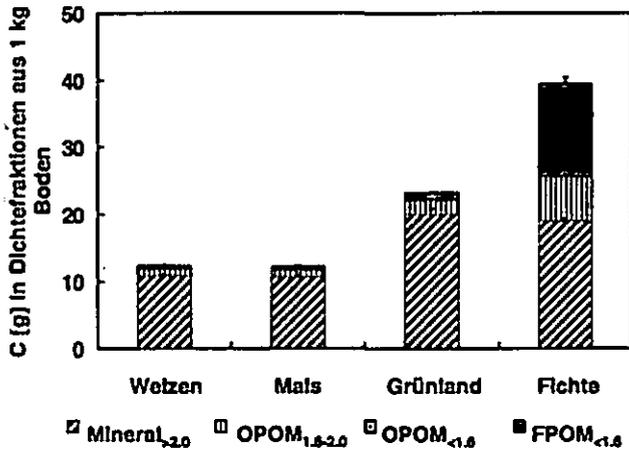


Abb. 2: Verteilung des C in den Dichtefractionen des Oberbodens (gesiebt, <2 mm; n = 4, MW und SE).

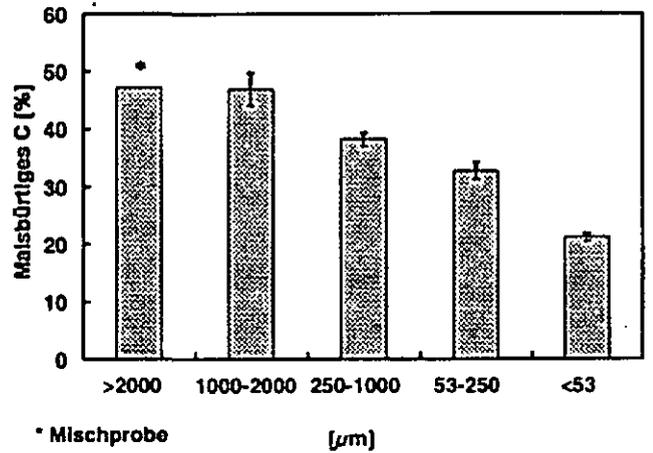


Abb. 5: Maisbürtige Anteile in den wasserstabilen Aggregaten des Maisfeldes (n = 4, MW und SE).

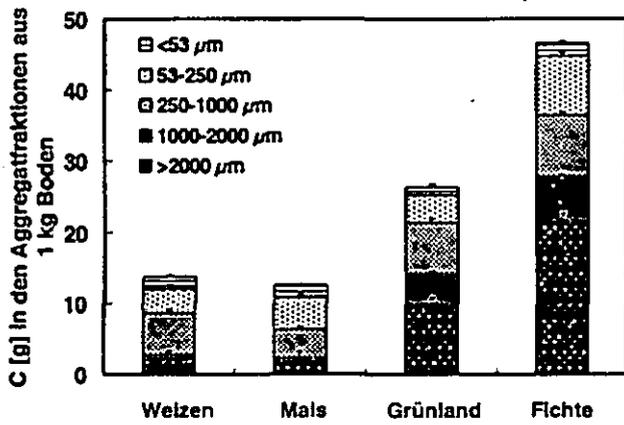


Abb. 3: Verteilung des C in den wasserstabilen Aggregaten des Oberbodens (n = 4, MW und SE).

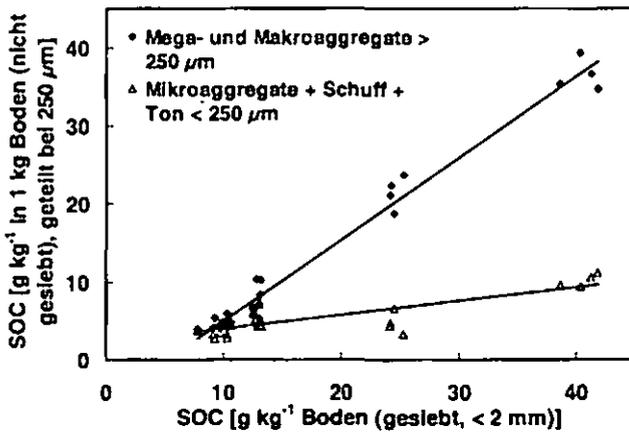


Abb. 4: Korrelation des SOC aus 1 kg Boden, unterteilt bei 250 μm , zu dem SOC des Gesamtbodens für die Ober- und Unterböden der untersuchten Standorte. Alle Meßpunkte.

klassen 53-1000 μm vor, im Grünland- und Waldboden wurden je 55% des SOC in den Aggregatklassen >1000 μm gefunden (Abb. 3).

Das in den Mikroaggregaten plus Schluff und Ton gespeicherte C war vom C-Gehalt des Gesamtbodens (gesiebt, <2 mm) weitgehend unabhängig, eine zusätzliche C-Speicherung erfolgte zusammen mit der Bildung von Makroaggregaten >250 μm (Abb. 4).

Die maisbürtigen Anteile im SOC nahmen mit der Aggregatgröße ab, was auf eine steigende Stabilität der organischen Bodensubstanz mit kleiner werdenden Aggregaten hinweist (Abb. 5).

Fazit

Die Ergebnisse zeigen einen signifikanten Einfluß der Bodennutzung auf die Kohlenstoffspeicherung des Bodens. Die stabilen Fraktionen OPOM_{<1,6} und die Aggregate <250 μm (Mikroaggregate + Schluff + Ton) sind nur gering von der Nutzungsart und dem SOC-Gehalt des Bodens abhängig. Mit steigendem SOC-Gehalt steigt die C-Speicherung in Makroaggregaten und in der Fraktion FPOM_{<1,6}. Die ¹³C-Analysen ergeben, daß dies die SOC-Fractionen mit der geringsten Stabilität sind. Daraus folgt, daß die zusätzliche SOC-Speicherung im Zuge der Extensivierung der Bodennutzung überwiegend in labilen, leicht umsetzbaren Fraktionen erfolgt. Die Ergebnisse stellen eine zusätzliche dauerhafte C-Speicherung durch einen Wechsel der Bodennutzung von intensiv zu extensiv genutzten Standorten in Frage, da die zusätzliche C-Speicherung vor allem in den leichter umsetzbaren Bodenfraktionen erfolgt.

Dank

Die Studie wurden von der DFG im Rahmen des SPP 1090 „Böden als Quelle und Senke für CO₂“ gefördert.

Literatur

- BALESDENT, J., PÉTRAUD, J.-P., FELLER, C., 1991. Science du Sol, 29, 95-106.
- CHRISTENSEN, B.T. 1992. Advances in Soil Science, 20. CRC-Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 1-89.
- GOLCHIN, A., BALDOCK, J.A., OADES, J.M., 1997. In: LAL, R., KIMBLE, J.M., FOLLETT, R.F., STEWART, B.A. (eds.), Soil Processes and the Carbon Cycle. CRC Press, Boca Raton. pp. 245-266.
- GOLCHIN A., OADES J.M., SKJEMSTAD J.O., CLARKE P., 1994. Australian Journal of Soil Research 32, 285-309.
- PUGET, P., CHENU, C., BALESDENT, J., 2000. European Journal of Soil Science 51, 595-605.
- SIX, J., CONANT, R.T., PAUL, E.A., PAUSTIAN, K., 2002. Plant and Soil 241, 155-176.
- SIX, J., ELLIOTT, E.T., PAUSTIAN, K., DORAN, J.W., 1998. Soil Science Society of America Journal 62, 1367-1377.

Einfluss der Bodenbearbeitung auf den Nitrataustrag aus ökologisch bewirtschafteten Flächen

S. Köhler^{1*}, A. Häberle², Y. Kuzyakov¹, K. Stahr¹

Einleitung

In vielen landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebieten kann es zu Belastungen des Trinkwassers durch Dünge- und Pflanzenschutzmitteleinträge kommen. Diese Befürchtung besteht nicht im Ökologischen Landbau, da auf chemisch-synthetische Pflanzenschutzmittel verzichtet wird. Bei Nitratausträgen stellt sich jedoch die Situation anders dar. Nitrat kann auch unter ökologisch bewirtschafteten Flächen ausgewaschen werden, wenn hohe Stickstoffvorräte bei günstigen Verhältnissen mobilisiert werden. Gesetzliche Regelungen in Baden-Württemberg schränken als Maßnahme zur Nitratreduzierung die Bodenbearbeitung in Wasserschutzgebieten ein. Ökologisch wirtschaftende Betriebe sind in ihren Anbauverfahren, vor allem im Bereich der Unkrautkontrolle aber auf Bodenbearbeitung angewiesen.

Ziel der Untersuchung ist es zu klären, ob von den Betrieben des Ökologischen Landbaus insgesamt eine so geringe Gefährdung des Nitrataustrags ausgeht, dass entsprechende Regelungen in Wasserschutzgebieten gelockert werden können.

Material und Methoden

Um verschiedene Bodentypen und Klimate zu erfassen, wurden Versuche in drei Gebieten Baden-Württembergs etabliert (Abb. 1).

Die Versuchsflächen liegen in Wasserschutzgebieten und zählen zu Problem- oder Sanierungszonen im Sinne der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO). Die Anlage der Versuche erfolgte jeweils im Anschluss an die Ernte von N-fixierenden oder N-intensiven Pflanzenbeständen.

Je Versuch wurden fünf verschiedene Varianten der Bodenbearbeitung untersucht:

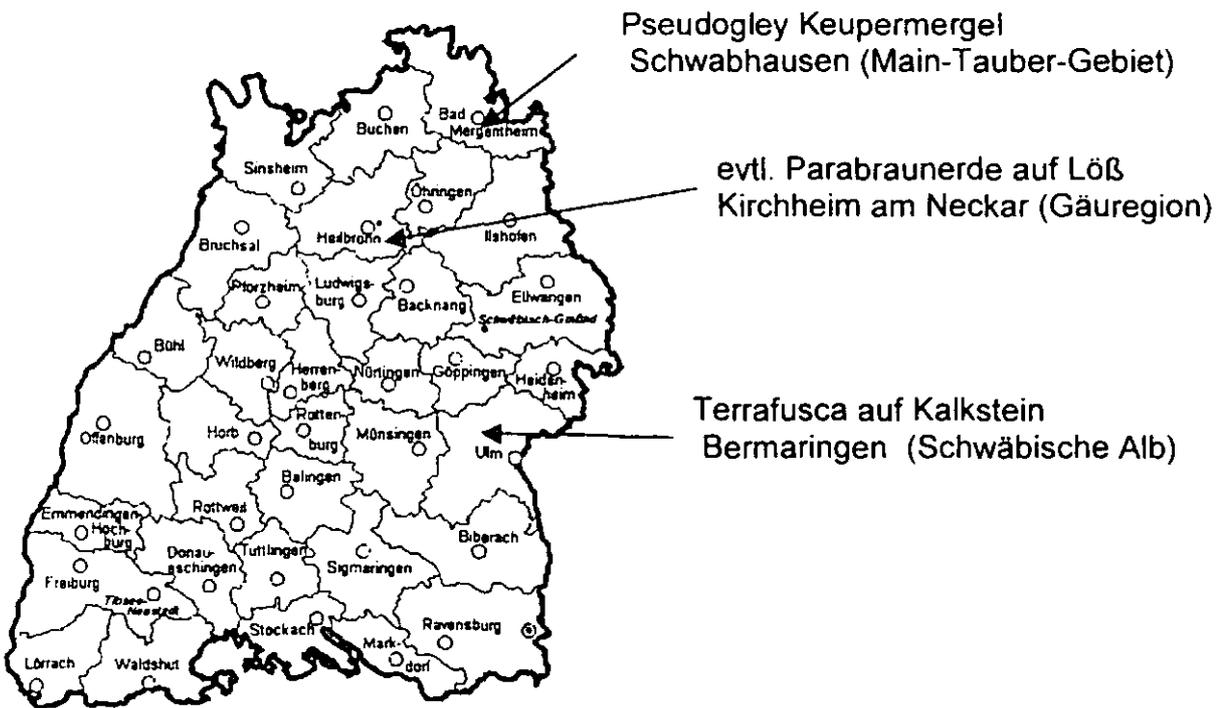


Abb. 1: Lage der Versuchsstandorte

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim

² Institut für Pflanzenbau und Grünlandlehre, Universität Hohenheim

* S-T-Koehler@t-online.de

1. Konventionelle Bodenbearbeitung zeitgerecht, Aussaat Winterung (OGL)
2. Reduzierte Bodenbearbeitung zeitgerecht, Aussaat Winterung (SchALVO)
3. Stoppelbearbeitung im September, Begrünung, Winterfurche, Aussaat Sommerung (OGL)
4. Belassen der Stoppel bis 1.12., Winterfurche, Aussaat Sommerung (OGL)
5. Nach Stoppelbearbeitung Aussaat einer winterharten Begrünung, ab 1.2. Frühjahrsfurche, Aussaat Sommerung (SchALVO)

Auf den Standorten Schwabhausen und Kirchheim wurde in den Varianten 1 und 2 Winterweizen sowie in den Varianten 3-5 Sommerweizen eingesät. Aufgrund der nassen Witterung konnte in Bermaringen ein Umbruch erst im März erfolgen. In allen Flächen wurde Sommerweizen eingesät.

Auf den Standorten Schwabhausen und Kirchheim wurden im 14-tägigen Abstand N_{min} -Proben in 30 cm, 60 cm und 90 cm Tiefe gezogen (acht Bohrstockeinschläge/Variante), in Bermaringen in 30 cm und 60 cm Tiefe. Zusätzlich wurden pro Variante zehn Nitratpassivsammler (SIA-Systeme) installiert, um ausgewaschenes Nitrat zu erfassen. In Schwabhausen und Kirchheim erfolgte der Einbau in 80 cm Tiefe, in Bermaringen in 60 cm Tiefe. Der Einbau der SIA-Systeme erfolgte im Oktober 2002, und ein erster Wechsel der Boxen fand im März 2003 statt.

Für die Erfassung der Wasserhaushaltes und die spätere Modellierung des Nitrataustrages wurden in Schwabhausen und Kirchheim TDR-Sonden, Tensiometer sowie Saugkerzen in verschiedenen Tiefen eingebaut.

Auf den Flächen wurde eine Bonitur des Unkrautbestandes sowie der Krankheiten und Schädlinge durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der SIA-Systeme aus dem Winterhalbjahr 2003/04 zeigen hohe Austräge an den Standorten Schwabhausen und Bermaringen. Am Lössstandort Kirchheim hingegen wurden unter allen Varianten Austräge unter 5 kg Nitrat-N/ha gemessen.

Hohe Austräge wurden auf den Varianten mit Klee gras und spätem Umbruchtermin (Variante 5) in Schwabhausen mit 102 kg Nitrat-N/ha (Abb. 2) und in Bermaringen (Variante 3-5) mit 40-101 kg Nitrat-N/ha gemessen (Abb. 3). Geringe Austräge wurden mit 24 kg Nitrat-N/ha in

Schwabhausen unter Variante 4 erfasst. Durch die Streuung der Einzelwerte konnten zwischen den Varianten keine Unterschiede ermittelt werden.

Mittelwerte der Varianten

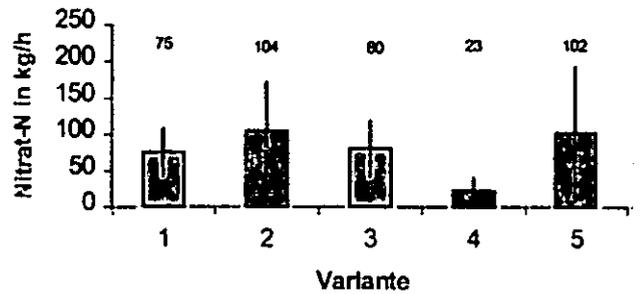


Abb.2: Mittelwerte der Nitrat-N-Verluste am Standort Schwabhausen (10/2002 – 03/2003)

Mittelwerte der Varianten

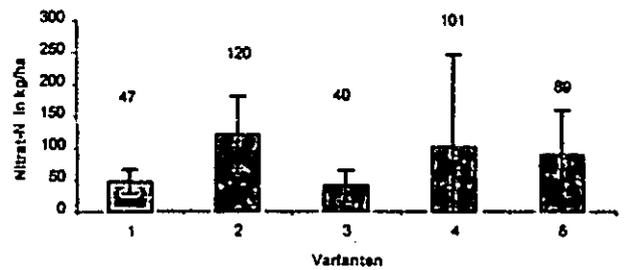


Abb.3: Mittelwerte des Nitrat-N-Verluste am Standort Bermaringen (10/2002 – 3/2003)

Die Ergebnisse zeigen, dass es unter ökologisch bewirtschafteten Flächen zu hohen Nitratausträgen kommen kann. Aus den bisherigen Ergebnissen konnten noch keine sicheren Unterschiede zwischen den Bodenbearbeitungsvarianten ermittelt werden. Die Tatsache, dass am Standort Kirchheim keine Auswaschung gefunden wurde, hängt mit dem trockenen Winter und Frühjahr zusammen.

Ausblick

Die Untersuchung wird auf den aufgeführten Standorten bis 2005 fortgesetzt.

Zur Überprüfung der Ergebnisse werden im folgenden Versuchsjahr auch Tracertests auf den Flächen durchgeführt.

Danksagung

Besonderer Dank gilt unseren Mitarbeitern Karsten Kehlert und Theodardo Ramirez.

Das Projekt wird finanziert durch das Ministerium für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg (MLR).

Bodenbedingte Ursachen für das Auftreten der Rhizoctonia-Rübenfäule: Erste Ergebnisse

KÜHN, J.¹⁾, RIPPEL, R.¹⁾, SCHMIDHALTER, U.²⁾

1. Einleitung

Seit ca. 1990 tritt die Späte Rübenfäule, verursacht vom Bodenpilz *Rhizoctonia solani*, bei Plattling in Niederbayern verstärkt auf (HOEGEN 2000). Phytopathologische und pflanzenbauliche Arbeiten ergaben bisher noch keine befriedigenden Erklärungen für den Ausbruch der Krankheit (KIEWNICK et al. 2001; WOLF u. VERREET 1999). Erstmals soll nun untersucht werden, ob sich das Auftreten der Krankheit an im Boden messbaren Eigenschaften ablesen bzw. prognostizieren lässt.

2. Arbeitshypothese

Ursachen für die Späte Rübenfäule können sein: Bodenverdichtung (v.a. am Vorgewende), Auflaufprobleme, Wasserstau, Nährstoffversorgung oder ungünstige Vorfrucht (z.B. Mais durch Strohmatte als Wirt für den Pilz; WHITNEY u. DUFFUS 1986; RIECKMANN u. STECK 1995; KIEWNICK et al. 2001; HOEGEN 2000).

3. Material und Methoden 2002

3.1 kontinuierliche Messungen

Auf 5 Praxisschlägen wurden als Pärchenvergleiche „Befall“ vs. „Gesund“ die Bodensaugspannung mit Einstich-Tensiometern in 15, 35 und 55 cm Messtiefe und die Bodentemperatur mit eingegrabenen Thermometern in 5, 10, 15 und 25 cm Tiefe gemessen.

3.2 Oberbodenproben

In 0 – 30 cm Tiefe wurden auf 20 Praxisschlägen vor der Ernte Oberbodenproben entnommen, ebenfalls als Pärchenvergleiche („Befall“ vs. „Gesund“) angelegt. Im Labor bestimmt wurde: (i) **Textur:** Humus-, Kalkzerstörung, Nasssiebung, Pipettanalyse nach KÖHN; (ii) **Lagerungsdichte:** Hülsenproben 5 cm Ø; 3 cm-Scheiben, 3-6, 13-16, 23-26 cm Tiefe; (iii) **Humusgehalt:** C_{org}; Glühverlust (bei 430 °C) und CO₂-Bestimmung (Wösthoff-App.); (iv) **pH-Wert:** in CaCl₂; (v) **Nährstoffgehalte:** P₂O₅ und K₂O nach CAL-Methode; N_t nach KJELDAHL.

3.3 Befliegungen, Niederschlagsmessung

Mittels flächendeckenden Luftbilddaufnahmen am 08.07. und am 16.09.02 wurde die räumliche Verbreitung des Auftretens der Krankheit dokumentiert. Begleitend wurde mit Hellmann-Regenschreibern die Niederschlagsverteilung gemessen.

4. Ergebnisse 2002

4.1 Niederschläge

Ab Juli war es zu naß. Der August war sogar deutlich zu naß. Im September war es insgesamt zwar zu trocken, am Ende aber sehr naß. Der Oktober war ebenso zu naß.

4.2 Bodensaugspannung

Für den Mittelwert der 3 Tiefen (Abb. 1) ebenso wie für jede Tiefe selbst ergab sich ein ähnliches Bild. Bei „Befall“ (Linien mit Punktsymbolen) gab es i.d.R. etwas geringere Saugspannungen als bei „Gesund“ (Linien ohne Punktsymbole); nur am 18.09. (rel. stärkste Austrocknung) war es meist umgekehrt.

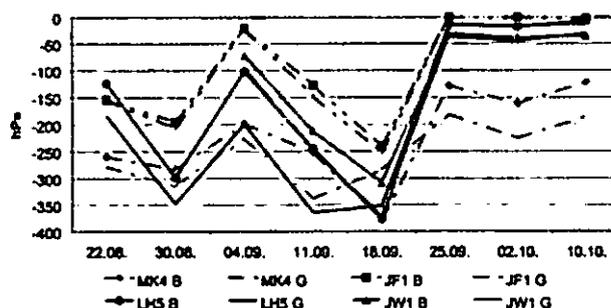


Abb. 1: Tensiometermessungen auf den Schlägen "MK4", "JF1", "LH5" und "JW1" 2002; Pärchenvergleiche; Mittelwerte der 3 Tiefen; B = "Befall", G = "Gesund"

4.3 Bodentemperatur

Bei "Befall" (helle Linien) ist es fast immer wärmer als bei "Gesund" (Abb. 2). Die Unterschiede zwischen „Befall“ und „Gesund“ sind nur gering (Ø 0,3 °C).

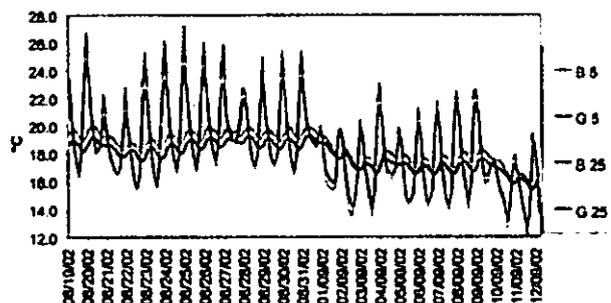


Abb. 2: Bodentemperaturmessungen auf Schlag "JF1" 2002; Pärchenvergleich; 5 und 25 cm Messtiefe; 3-stündliche Messwerte; B = "Befall", G = "Gesund"

4.4 Textur

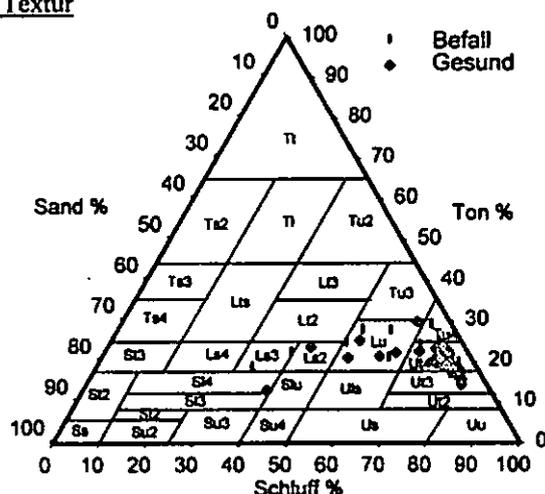


Abb. 3: Korngrößenklassen der Oberbodenproben 2002; 30 Pärchen; "Befall" und "Gesund" getrennt

Der Tongehalt betrug 21,2% bei „Befall“ und 19,6% bei „Gesund“. Der Schluffgehalt lag bei „Befall“ bei 68,7%, bei „Gesund“ bei 70,2% (Mittelwerte; vgl. Abb. 3). Ein 2-seitiger gepaarter t-Test ergab bei Ton P = 0,004, bei Schluff P = 0,007. Sand ist indifferent.

1) Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz;
2) Technische Universität München, Lehrstuhl für Pflanzenernährung; (E-Mail: jkuehn@wzw.tum.de)

4.5 Lagerungsdichte

In den Mittelwerten der 3 Tiefen ebenso wie in den einzelnen Tiefen gab es fast keine Unterschiede zwischen „Befall“ und „Gesund“ (Abb. 4), es war kein Trend erkennbar (2-seitig gepaarter t-Test: $P = 0,705$).

Nur in 13-16 cm Tiefe gab es einen kleinen Unterschied: „Gesund“ hatte eine etwas höhere Lagerungsdichte als „Befall“ ($P = 0,036$).

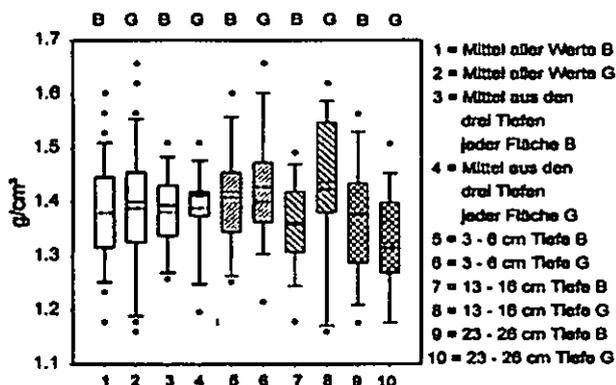


Abb. 4: Lagerungsdichte der Oberbodenproben 2002, 15 Pärchen; „Befall“ (B) u. „Gesund“ (G) getrennt; Mittelwerte (Plots 1 bis 4) u. Einzelmesswerte (Plots 5 bis 10)

4.6 Humusgehalt und Stickstoff

Bei „Gesund“ war der C_{org} -Gehalt um 1,8 mg/g höher (13,3 mg/g) als bei „Befall“ (11,5 mg/g; vgl. Abb. 5). Dies war signifikant: $P = 0,0039$. Beim C/N-Verhältnis lag „Gesund“ mit 9,4 um 1,1 höher als „Befall“ (8,3). Auch dies war signifikant: $P = 0,0004$. N_t war indifferent.

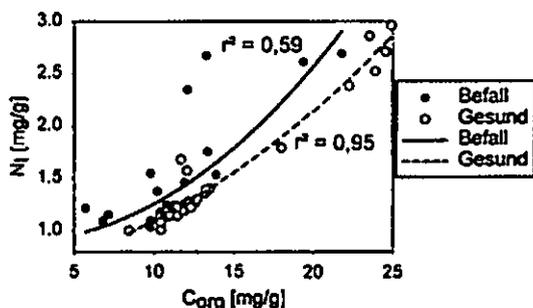


Abb. 5: Humus- u. Stickstoffgehalt der Oberbodenproben 2002, 30 Pärchen; nach „Befall“ und „Gesund“ getrennt

4.7 pH-Wert, Nährstoffe

Bei pH und Phosphor gibt es keine Unterschiede zwischen „Befall“ und „Gesund“, bei Kalium finden sich bei „Befall“ (19,4 mg/100 g) signifikant höhere Werte als bei „Gesund“ (16,5 mg/100 g) ($P = 0,008$)

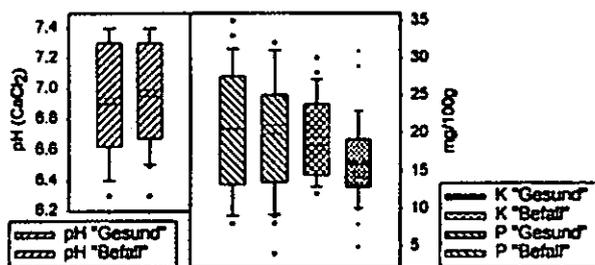


Abb. 6: pH-Wert, Phosphor- und Kaliumgehalt, Oberbodenproben 2002, 30 Pärchen; nach „Befall“ und „Gesund“ getrennt

4.8 Luftbilder

Die Befallsnester zeigen keine Präferenz von Schlagpositionen (z.B. Vorgewende) oder von Formen (z.B. länglich) oder einer Orientierung (z.B. Reihenrichtung).

5. Diskussion

Bei der Bodensaugspannung, Bodentemperatur, Textur, C_{org} -Gehalt, K-Gehalt und dem C/N-Verhältnis zeigten sich meist signifikante Unterschiede zwischen „Befall“ und „Gesund“. Diese waren jedoch nur gering. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die horizontale Distanz zwischen der Befalls- und der gesunden Stelle eines Pärchens nur wenige Meter betrug. Feuchte und Temperatur scheinen wie erwartet (KIEWNICK et al. 2001; WOLF u. VERREET 1999) einen Einfluss zu haben. Tonige Böden sind nach RIECKMANN u. STECK (1995) u. WHITNEY u. DUFFUS (1986) anfälliger für die Späte Rübenfäule. Dem Humusgehalt wird ebenfalls Bedeutung zugemessen, ein enges C/N-Verhältnis und eine Kalium-Übersorgung sollen die Späte Rübenfäule fördern (ETTL 2000).

Dagegen zeigten die Lagerungsdichte, pH-Wert und N_t -Gehalt keine Unterschiede zwischen „Befall“ und „Gesund“. Dies ist etwas überraschend, da Bodenverdichtung als eine wichtige Ursache für das Auftreten der Späten Rübenfäule angesehen wird und Untersuchungen in den Niederlanden eine starke Abhängigkeit der Krankheit vom pH-Wert zeigten (SCHNEIDER 2003).

Bei Bodentemperatur und -saugspannung ist zu beachten, dass diese Messungen erst nach Auftreten der Krankheit beginnen konnten. Ein Beginn vor Ausbruch der Krankheit wäre wünschenswert, ist aber aufgrund der Tatsache, dass dies bislang nicht prognostiziert werden kann (MÄRLÄNDER u. BÜTTNER 2001; WOLF u. VERREET 1999), nicht zu leisten. Die höhere Temperatur wurde wahrscheinlich durch die in den Befallsstellen meist geringere Bodenbedeckung verursacht. Dennoch charakterisieren die gemessenen Werte diejenigen Bedingungen, die zur beobachteten Ausbreitung der Krankheit innerhalb der Befallsstellen bis zur Ernte beigetragen haben.

6. Literaturangaben

- * Ettl, J. (2000): Top agrar. 2/2000.S.116-119
- * HOEGEN, B. (Hrsg.), DEHNE, H.- W., BÖHMER, B., FRAHM, J. u.a. (2000): Univ.Bonn. Internet-Seite „www.uni-bonn.de/usl/pdf/ruebenf.pdf“ v. 29.01.02. 8 S
- * KIEWNICK, S., JACOBSEN, B.J., BRAUN-KIEWNICK, A., ECKHOFF, J.L.A. u. BERGMAN, J.W. (2001): Plant Disease. Vol.85(7). S.718-722
- * MÄRLÄNDER, B. u. BÜTTNER, G. (2001): In: Südzucker AG (Hrsg.): Fortschritte im Zuckerrübenanbau. Erfahrungen, Erkenntnisse, Visionen. Mannheim, Ochsensfurt. S.110-119
- * RIECKMANN, W. u. STECK, U. (1995): Krankheiten und Schädlinge der Zuckerrübe. Gelsenkirchen.196S
- * SCHNEIDER, J.H.M. (2003): Mündliche Mitteilung. Projekttreffen „Rhizoctonia“, IFZ Göttingen, 27.08.03
- * WHITNEY, E.D. u. DUFFUS, J.E. (Hrsg.) (1986): Compendium of Beet Diseases and Insects. APS Press. St.Paul. Minnesota. 76 S
- * WOLF, P.F.J. u. VERREET, J.-A. (1999): Gesunde Pflanzen. 51.Jg. H.5. S.133-138.

Einfluss genotypischer Unterschiede in der Na^+ -Aufnahme auf das osmotische Potential in der Rhizosphäre – Bedeutung für den Wasserhaushalt der Pflanzen

K. Kuhn, D. Vetterlein & R. Jahn¹

1 Einleitung

Genotypische Unterschiede in der Salztoleranz von Pflanzen können durch deren unterschiedliche Fähigkeit, Natrium von der Wurzel auszuschließen, bedingt sein. Entsprechend unterscheidet man „Excluder“ und „Includer“. Unterscheiden sich die Genotypen nicht im Wasserbedarf und damit auch nicht in der Antriebskraft für den Massenfluss, so ist bei Excludern eine stärkere Na^+ -Anreicherung und somit ein höherer Betrag des osmotischen Potentials (Ψ_0) in der Rhizosphäre zu erwarten. Dies könnte sich entsprechend negativ auf die weitere Wasseraufnahme auswirken.

Im Bezug auf den Einfluss hoher Salzgehalte auf die Pflanze formulierte Munns (1993) das Zwei-Phasen-Modell. In der ersten Phase, welche einige Tage bis einige Wochen dauern kann, wird die Pflanze hauptsächlich vom äußeren Salzgehalt beeinflusst, d.h. die mit den hohen Salzgehalten einhergehenden Beträge des Ψ_0 führen zu einer Verringerung der Wasserverfügbarkeit und somit zu Trockenstress. Erst nach dieser Phase kommen in der zweiten Phase salzspezifische Effekte innerhalb der Pflanze zum tragen, bis es zur Ionentoxizität kommt. Auf die erste Phase reagieren die Genotypen einer Art ähnlich. Unterschiede in der Pflanzenentwicklung treten erst in der zweiten Phase auf. Diese Unterschiede können unter anderem durch das ungleiche Verhalten in der Natriumaufnahme bedingt sein.

Beachtet man eine mögliche Gradientenbildung in der Rhizosphäre (Vetterlein & Jahn 2004) so kann alternativ folgende Hypothese formuliert werden. Durch den Ausschluss des osmotisch wirksamen Natriums und seiner Anreicherung in der Rhizosphäre, könnte das Ψ_0 in der näheren Wurzelumgebung auch schon in der ersten Phase absinken. Dies könnte sich negativ auf die Wasserverfügbarkeit und somit auf das Wachstum des Excluders auswirken, insbesondere, da er nicht nur einem niedrigeren Ψ_0 ausgesetzt wäre als der Includer, sondern auch weniger über Na^+ als Osmotikum verfügen würde. In der Folge könnten genotypische Unterschiede auch in der ersten Phase auftreten.

Ziel des hier dargestellten Versuches war es, diese Hypothese an Hand von zwei Maisgenotypen (*Zea mays* L.) in einem Modellversuch unter kontrollierten Bedingungen zu überprüfen.

2 Material und Methoden

Als Versuchspflanzen wurden der Genotyp Pioneer 3906, von dem bekannt ist, dass er sich als Excluder verhält (Fortmeier & Schubert 1995), und Across 8023, ein Includer, gewählt.

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Weidenplan 14, D-06108 Halle (Saale), e-mail: kuhn@landw.uni-halle.de

Da es in einem Nährlösungsversuch nicht zu einer Gradientenbildung kommt, musste der Versuch in Boden (Quarz-Schluff-Gemisch; 80 Gew.-% Quarzsand; 20 Gew.-% Quarzschluff) durchgeführt werden. Je kg Boden wurde in gelöster Form 100 mg Stickstoff (NH_4NO_3), 100 mg Natrium (NaCl), 100 mg Calcium ($\text{CaCl}_2 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$), 100 mg Kalium (K_2SO_4) und 50 mg Magnesium ($\text{MgCl}_2 \cdot 6 \text{H}_2\text{O}$) gedüngt. Die Zugabe von 80 mg Phosphor ($\text{CaHPO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$) erfolgte als Pulver. Außerdem wurde eine Mikronährstofflösung appliziert.

Die Durchführung der Versuche erfolgte in Kompartimentgefäßen, in denen Rhizosphäre und Gesamtboden durch ein Nylonnetz (30 μm) voneinander getrennt waren. Mit hoher räumlicher Auflösung (Mikrosaugkerzen \varnothing 1,3 mm) wurde die Änderung der Bodenlösungszusammensetzung wöchentlich gemessen. Gleichzeitig wurden Parameter des Bodenwasserhaushaltes (TDR-Sonden, Mikrotensiometer) während der Wachstumsperiode von 35 Tagen (DAP = Tage nach Pflanzung) bestimmt. Der genaue Versuchsaufbau sowie die Messtechnik sind bei Vetterlein & Jahn (2004) beschrieben.

Die Kompartimentgefäße wurden nur einmalig vor der Bepflanzung durch Kapillarhub bewässert.

Für die Beurteilung des Pflanzenwasserhaushaltes wurden Blattfläche, Photosynthese und Transpiration (Gaswechsellung), Blattwasserpotential (Scholanderbombe) und osmotisches Potential im Blattpresssaft bestimmt.

Nach der Ernte wurde eine Bodenanalyse durchgeführt und die Elementgehalte in der Pflanzentrockenmasse bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die beiden Genotypen Pioneer 3906 und Across 8023, die im folgenden als Excluder und Includer bezeichnet werden, wiesen während der 35 Versuchstage keine signifikanten Unterschiede im Wachstum (Blattflächenentwicklung und Trockenmassebildung, nicht dargestellt) und im Wasserverbrauch auf. Somit ist der Vergleich der beiden Genotypen möglich. Der Excluder wies, wie erwartet, deutlich geringere Na^+ -Gehalte in den Blättern ($0,98 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$) und vor allem in den Stengeln ($1,38 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$) auf als der Includer ($1,64 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ bzw. $2,70 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$). Dies spiegelt sich auch bei der Betrachtung der Na^+ -Konzentration in der Bodenlösung wieder. Es kam zu einer signifikant stärkeren Na^+ -Anreicherung in der Rhizosphärenbodenlösung beim Excluder im Vergleich zum Includer, allerdings erst 34 Tage nach der Pflanzung (Abb. 1). Die geringere Na^+ -Aufnahme hat der Excluder nur teilweise durch eine verstärkte K^+ -Aufnahme kompensiert (Abb. 2).

Dementsprechend weist der Excluder ein negativeres Ψ_0 in der Bodenlösung auf als der Includer (Abb. 3). Dieses negativere Ψ_0 wirkt sich aber nicht nachteilig auf den Wasserhaushalt der Pflanzen aus (Blattwasserpotential, Transpirationsrate und Blattfläche, nicht dargestellt). Dies ist nicht konform mit dem Zwei-Phasen-Modell von Munns (1993), laut dem es für die Reaktion der Pflanze in der ersten Phase keine genotypischen Unterschiede gibt, d.h. die verschiedenen Genotypen reagieren bei gleichem osmotischen Stress mit gleichen Wachstumsdepressionen. Dies impliziert, dass es bei Unterschieden im osmotischen Stress (unterschiedliche osmotische Potentiale in der Bodenlösung) zu Wachstumsunterschieden bei den verschiedenen Genotypen kommen müsste. Die Pflanzen waren ab Versuchsbeginn einem sehr niedrigen Ψ_0 (-380 kPa) ausgesetzt. So wurde das Wachstum beider Varianten durch das Ψ_0 beeinflusst. Eine weitere Absenkung des Ψ_0

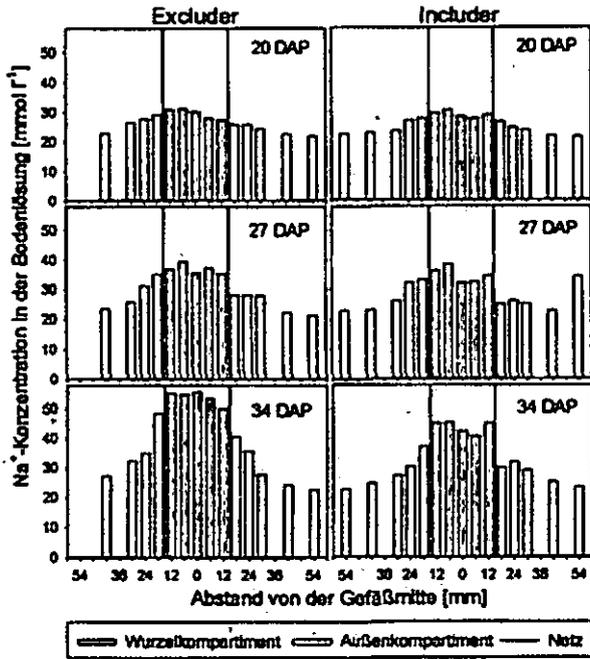


Abb. 1: Änderung der Na⁺-Konzentration in der Bodenlösung über die Zeit und mit zunehmendem Abstand vom Mittelpunkt des Wurzelkompartimentes.

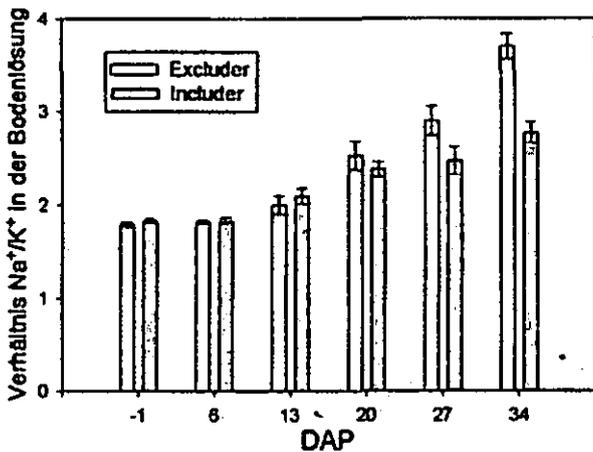


Abb. 2: Verhältnis der Na⁺/K⁺ in der Bodenlösung des Wurzelkompartimentes.

durch den Na⁺-Ausschluss des Excluders hatte bei dem niedrigen Ausgangsniveau eventuell einen geringeren Effekt als bei einem entsprechend höheren Ausgangsniveau. Durch die einmalige Bewässerung der Kompartimentgefäße zu Versuchsbeginn war die Versuchsdauer beschränkt. Eventuell wären später Wachstumsunterschiede feststellbar gewesen.

Weiterhin könnte in diesem Versuch eine Phosphattoxizität für die fehlenden Wachstumsunterschiede zwischen den Varianten verantwortlich sein. Durch ein hohes NaCl- und gleichzeitig vorliegendes hohes Phosphatangebot kann es bei Maispflanzen zu einer salzinduzierten Phosphattoxizität kommen. Hierbei scheint die Phosphataufnahme von der internen P-Konzentration entkoppelt zu werden (Nieman & Clark 1976). Ein weiterer Grund für die fehlenden Wachstumsunterschiede könnte in der Bedeutung des Ψ_0 für die Wasserverfügbarkeit der Pflanzen liegen.

In neuerer Literatur findet man zahlreiche Hinweise darauf, dass das Ψ_0 und das Matrixpotential nicht, wie im

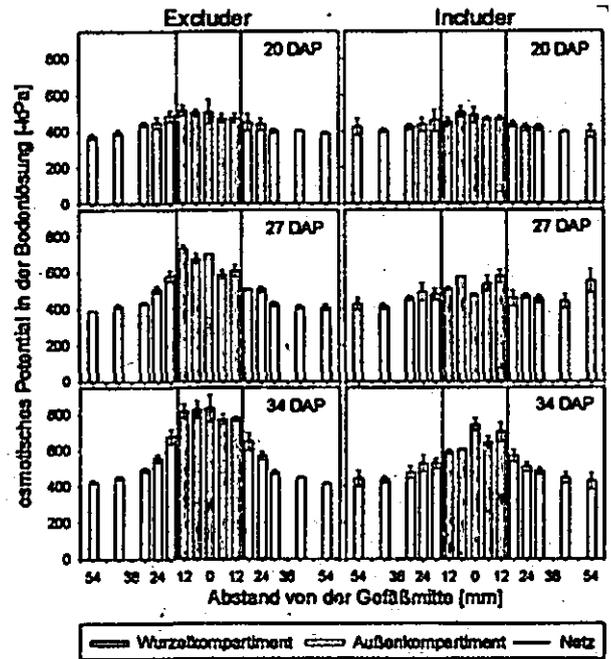


Abb. 3: Änderung des Ψ_0 über die Zeit und mit zunehmendem Abstand vom Mittelpunkt des Wurzelkompartimentes.

Ansatz von Wadleigh & Ayers (1945), einfach additiv im Bezug auf die Wasserverfügbarkeit für die Pflanze zu betrachten sind, d.h. dass die Bedeutung des Ψ_0 für die Wasserverfügbarkeit überschätzt wird (Vetterlein & Jahn 2003).

4 Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung.

5 Literatur

- Fortmeier R and Schubert S 1995 Salt tolerance of maize (*Zea mays* L.): the role of sodium exclusion. *Plant, Cell and Environment* 18, 1041-1047
- Munns R 1993 Physiological processes limiting plant growth in saline soils: some dogmas and hypotheses. *Plant, Cell and Environment* 16, 15-24
- Nieman R H and Clark R A 1976 Interactive effects of salinity and phosphorus nutrition on the concentrations of phosphate and phosphate esters in mature photosynthesizing corn leaves. *Plant Physiology* 57, 157-161
- Vetterlein D and Jahn R 2003 Gradients in soil solution composition between bulk soil and rhizosphere – in situ measurement with spatial [mm] and temporal [d] resolution at known soil water content. *Plant and Soil*, im Druck
- Vetterlein D and Jahn R 2004 Combination of micro suction cups and time-domain reflectometry to measure osmotic potential gradients between bulk soil and rhizosphere at high resolution in time and space. *European Journal of Soil Science*, im Druck
- Wadleigh C H and Ayers A D 1945 Growth and biochemical composition of bean plants as conditioned by soil moisture tension and salt concentration. *Plant Physiology* 20, 106-132

Separate estimation of root respiration and rhizomicrobial respiration by means of $\delta^{13}\text{C}$ of soil microbial biomass

Yakov Kuzyakov¹

Introduction

The total CO_2 efflux from planted soil (without plant remainders of previous crops) consists on three main sources:

1. CO_2 originated from microbial decomposition of soil organic matter (SOM)
2. CO_2 originated from microbial decomposition of rhizodeposits = rhizomicrobial respiration (RMR)
3. CO_2 originated from actual root respiration (RR)

By using different tracer methods, important progress has been made during the last 10-20 years in the separation of the first CO_2 source from the sum of the two last sources (= root derived CO_2). However, there are still not any appropriate methods allowing the separation of RMR from RR in non-sterile soils. Accordingly to Killham and Yeomans (2001): "Discriminating between CO_2 which is directly derived from root respiration and that which is derived from mineralization of the components of C-flow is exceptionally difficult and has presented one of the greatest challenges to quantifying rhizosphere C-flow". This separate estimation of root respiration and rhizomicrobial respiration is necessary for:

- estimation of the amounts of C easily available for rhizosphere microorganisms and quantification of C turnover of rhizosphere,
- estimation of food web and relations between organisms in the rhizosphere,
- quantification of C sources for soil organic matter (SOM),
- investigation of rhizosphere priming effects = changes of microbial SOM decomposition mediated by roots and study of the mechanisms of nutrient mobilization in the rhizosphere,
- modeling of rhizosphere processes,
- separation and estimation of respiration of autotroph and heterotroph organisms.

To date, only four adequate methods have been suggested to separate root respiration and rhizomicrobial respiration in non-sterilized soils:

- 1) the isotope dilution (Cheng et al. 1993),

- 2) the model rhizodeposition (Swinnen 1994),
- 3) modeling of ^{14}C efflux dynamics (Kuzyakov et al. 1999; 2001), and
- 4) the exudate elution (Kuzyakov & Siniakina 2001).

All four methods are based on the pulse labeling of shoots in a ^{14}C atmosphere and subsequent monitoring of ^{14}C efflux from the soil. A previous comparative study (Kuzyakov 2002) shows that these methods are based on very different assumptions and principles that are very difficult to check experimentally and have different results. It is difficult to apply these methods and the application is limited for laboratories only. Therefore, any of these methods can be accepted as a standard procedure allowing quantitative separate estimation of root respiration and rhizomicrobial respiration.

This communication presents a calculation method and first preliminary results of a new approach allowing separate estimation of root and rhizomicrobial respiration in non-sterile soils.

Theoretical background

Basically, the method is based on ^{13}C natural abundance and does not require any artificial labeling. FACE with depleted ^{13}C in CO_2 or continuous labeling of plants in $^{13}\text{CO}_2$ or $^{14}\text{CO}_2$ atmosphere will strongly increase the sensitivity of the method.

The method is based on $\delta^{13}\text{C}$ of CO_2 and MB by growing C_4 plant on C_3 soil or *vice versa*. Four $\delta^{13}\text{C}$ values are necessary:

- 1) the total CO_2 efflux (δ^{CO_2}),
- 2) the microbial biomass (δ^{MB}),
- 3) the soil organic matter (δ_3^{SOM}), and
- 4) the rhizodeposition (δ_4^{Rhiz}).

These are two final equations for quantification of contributions of root respiration (cRR^{RdCO_2}) and rhizomicrobial respiration ($cRMR^{\text{RdCO}_2}$) to the root-derived CO_2 :

$$cRR^{\text{RdCO}_2} = \frac{(\delta^{\text{CO}_2} - \delta^{\text{MB}}) \cdot (\delta_3^{\text{SOM}} - \delta_4^{\text{Rhiz}})}{(\delta_4^{\text{Rhiz}} - \delta^{\text{MB}}) \cdot (\delta_3^{\text{SOM}} - \delta^{\text{CO}_2})}$$

$$cRMR^{\text{RdCO}_2} = \frac{(\delta_3^{\text{SOM}} - \delta^{\text{MB}}) \cdot (\delta_4^{\text{Rhiz}} - \delta^{\text{CO}_2})}{(\delta_4^{\text{Rhiz}} - \delta^{\text{MB}}) \cdot (\delta_3^{\text{SOM}} - \delta^{\text{CO}_2})}$$

By using fumigation-extraction procedure to obtain C of microbial biomass, the $\delta^{13}\text{C}$ signature of microorganisms can be calculated according to the following mass balance equation:

¹ Institute of Soil Science and Land Evaluation, University of Hohenheim, 70593 Stuttgart kuzyakov@uni-hohenheim.de

$$\delta^{MO} = \frac{\delta C_f \cdot C_f - \delta C_e \cdot C_e}{C_f - C_e}$$

where: δC_f and δC_e are the $\delta^{13}C$ of fumigated and extracted soil samples, respectively; C_f and C_e are the C amounts of fumigated and extracted samples, respectively.

Material and methods

Mais ($\delta^{13}C_{Roots} = -15.8\text{‰}$) was grown 41 days under controlled conditions (60% aFC) on soil taken from Ah of Haplic Luvisol (C_3 soil, $\delta^{13}C = -25.8\text{‰}$, pH=6,5; $C_{org} = 1,2\%$). During the experiment, CO_2 evolved from rooted soil was trapped in NaOH. $\delta^{13}C$ were measured for CO_2 , microbial biomass from rhizosphere and from root free soil (EFU), maize roots, and soil.

Results

$\delta^{13}C$ shows that the contribution of roots to CO_2 efflux from soil is about 80 – 90% (Fig. 1). However, the contribution of roots to nutrition of microbial biomass was only 10 – 25%.

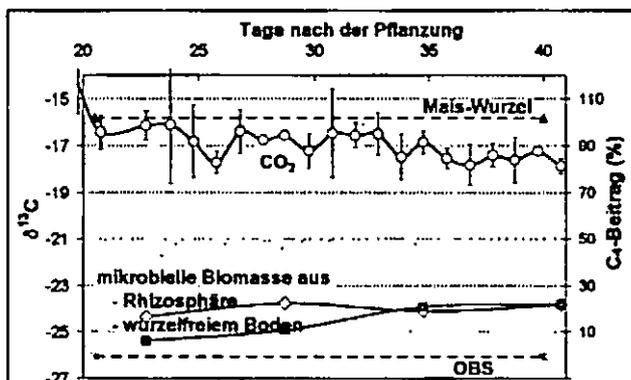


Fig. 1. $\delta^{13}C$ values of and maize contribution to CO_2 efflux from soil and to nutrition of microbial biomass

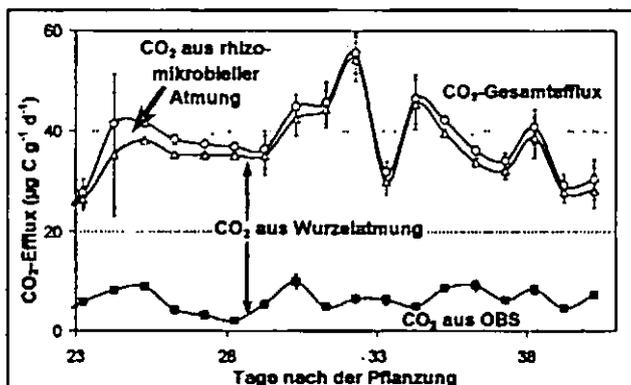


Fig. 2. Three sources of CO_2 from soil planted with maize: soil organic matter (OBS), root respiration, and rhizomicrobial respiration

Three sources of CO_2 efflux from soil planted with maize: soil organic matter (OBS), root respiration, and rhizomicrobial respiration were separated according the $\delta^{13}C$ and equations sug-

gested above (Fig. 2). Small contribution of SOM derived CO_2 to total CO_2 efflux was frequently reported. However, in contrast to previous results of separation of root and rhizomicrobial respiration (Kuzyakov 2002), the CO_2 evolved by root respiration is much higher than that from rhizomicrobial respiration (Fig. 2).

It is important to note, that these results are very preliminary because the isotopic effects by microbial respiration and plant residues decompositions, as well as different extraction factors of microbial biomass from rhizosphere and root free soil were not considered.

The advantages of the new method for estimation of the contributions of root respiration and rhizomicrobial respiration to the rhizosphere CO_2 compared to the four other methods are:

- The method is easy in application: only 5 $\delta^{13}C$ values are necessary. To calculate the amount of C passed through each flow, the multiplication of the contributions with the total CO_2 efflux is necessary.
- The contribution of SOM and root-derived CO_2 to the total CO_2 efflux from soil will be calculated simultaneously.
- No artificial ^{14}C labeling is necessary.
- The application of this method is not limited for growth of a C_4 plant on a C_3 soil or vice versa. FACE and continuous labeling in $^{13}CO_2$ or $^{14}CO_2$ atmosphere will strongly increase the applicability of the method.
- The method can be applied under field conditions.
- The method is not destructive. Therefore many measurements are possible in one canopy (e.g. during vegetation period).

The difficulties of the new method are:

- Separation of the soil air from atmosphere to trap CO_2 emission from soil is necessary.
- Spatial and seasonal variations of the $\delta^{13}C$ of CO_2 may affect the results of the separation.
- The isotopic effects described above could affect the results of the application of FACE for the separation of root and rhizomicrobial respiration. To overcome possible problems with isotopic effects, continuous labeling of plants in $^{13}CO_2$ or $^{14}CO_2$ atmosphere is useful.

Acknowledgment:

This research was supported by DFG.

Gibt es nachhaltige Landnutzungssysteme in Amazonien?

Norbert Lanfer (Berlin)

Einführung

Mit der infrastrukturellen Erschließung tropischer Tieflandsregenwälder durch nationale und internationale Großprojekte/Konzerne zur Ausbeutung der Bodenschätze (Erdöl, Gold, Eisenerz, Kupfer etc.) erfolgt gleichzeitig eine Öffnung des Raumes für landlose Siedler. Im Oriente-Basin Ecuadors waren die ersten erfolgreichen Erdölbohrungen zu Beginn der 70er Jahre Auslöser für eine spontane Kolonisation des ecuadorianischen Amazonastieflandes.

Die Umwandlung des Primärwaldes in Agroökosysteme zieht dabei in Abhängigkeit vom jeweiligen Landnutzungssystem spezifische Veränderungen im Wasser- und Nährstoffhaushalt nach sich. So führt eine nicht dem Standort angepasste Ressourcennutzung zu deren Degradation und letztendlich zu weiteren Rodungsaktivitäten der Kolonisten.

Die Vereinten Nationen (UNEP) weisen diesbezüglich in ihrer Bilanz „Globale Umwelt – Geo 2000“ auf die rasch ablaufende Zeit für eine nachhaltige Umweltplanung hin (<http://www.GRIDA.NO/geo2000/ov-e/0002.htm>). Eine nachhaltige Landnutzung im Bereich der tropischen Tieflandsregenwälder ist dabei ferner im Kontext zum Schutz der Biodiversität, der Verringerung der Emission von Treibhausgasen durch Brandrodung und der sozioökonomischen Stabilisierung der Familien der Kolonisten zu verfolgen.

Die Entwicklung/Erfassung systemkongruenter Landnutzungssysteme steht somit im Vordergrund der Bemühungen um eine nachhaltige Landnutzung in den feuchttropischen Tieflandsregenwäldern mit all ihren weiteren Folgen im regionalen und globalen Maßstab. In diesem Zusammenhang kommt der Erfassung des internen, annähernd geschlossenen, Nährstoffkreislaufes sowie der Bilanzierung des externen Wasser- und Nährstoffkreislaufes eine entscheidende Bedeutung zu.

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im westlichen Amazonastiefland im Andenfußbereich der ecuadorianischen Ostkordillere auf 270 m üNN und ist von LANFER (2003) detailliert beschrieben. Die Untersuchungen zum vertikalen Stoff- und Wasserhaushalt dominanter Landnutzungssysteme/Agrarkulturen (Kaffee, Kakao, Palma africana und Weide) erfolgten im Vergleich zu einem Primärwaldstandort. Die Arbeiten wurden dabei in Zusammenarbeit mit dem staatlichen ecuadorianischen Agrarforschungsinstitut INIAP (Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias) auf der Granja San Carlos der Forschungsstation Napo-Payamino (Coca) durchgeführt (Kaffee, Kakao, Palma africana und Primärwald). Die Untersuchungen zum Wasser- und Stoffumsatz in einem Weidesystem wurde auf der nahegelegenen Finca Ponce vollzogen (s.a. LANFER 2003).

Methodik

Die Untersuchungen zum Nährstoffeintrag wurden über Litterfall, Düngung und atmosphärischen Stoffeintrag und die zum Nährstoffaustrag über Sickerwasser und Ernte in den Agroökosystemen und dem Primärwald durchgeführt. Grundbedingung einer vergleichenden Studie zur Nachhaltigkeit verschiedener Landnutzungssysteme ist die räumliche Nähe der Untersuchungsstandorte (Physiotop-Homogenität/Ähnlichkeit), wodurch die Vergleichbarkeit der Struktur- und Funktionszusammenhänge der untersuchten Standorte gegeben ist.

Als Testgebiet wurde eine Region ausgewählt, die mit überwiegend andic Dystropepts zu den wenigen Gunstregeonen im Bereich des Amazonastieflandes zählt. Sie stellt damit für eine kleinbäuerliche, nachhaltige Landnutzung unter den allgemein schwierigen Rahmenbedingungen bezüglich einer landwirtschaftlichen Produktion in dieser Region mit all ihren Folgen, wesentliche Rahmenbedingungen, die einen Teilerfolg erwarten lassen.

Die abschließende Beurteilung der untersuchten Agroökosysteme im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit erfolgte unter Berücksichtigung folgender Punkte:

1. Düngegaben sind nicht berücksichtigt, da Kolonisten und indigenen Gemeinschaften im Normalfall keine oder lediglich geringe finanzielle Mittel zum Ankauf von Dünger zur Verfügung stehen.
2. Aufgrund der bislang noch nicht geklärten pflanzenphysiologischen Mechanismen der Stoffaufnahme (s. AMBERGER 1996, S. 133 ff.) wird auf ihre Darstellung verzichtet. Berechnungen basierend auf der Transpirationstheorie ergaben keine verwertbaren Ergebnisse. Sie konnten in 50 % aller Fälle nicht die wesentlich höheren Austragsraten mit der Ernte der Fruchtstände erklären. Stoffwechselvorgänge wie Nitratreduktion, Sulfatreduktion, Phosphatesterbildung etc. erfolgen je nach Pflanzenart sehr unterschiedlich (AMBERGER 1996, S. 103), so dass der einfache Ansatz der Transpirationstheorie nicht anwendbar ist.

Demzufolge wird ein Agroökosystem als nachhaltig eingestuft, wenn sich aus der Bilanzierung der Stoffeinträge gegenüber den -austrägen ein positiver Wert ergibt. Das positive Restglied in der Bilanz steht damit den Pflanzen für pflanzeninterne Stoffwechselvorgänge und Wachstum zur Verfügung (Fruchtstandbildung ausgenommen, da dieser bereits berücksichtigt ist [Ernte]).

Ergebnisse und Diskussion

Die Bilanzierungen der Stoffflüsse ergaben für die Agroforstandorte Kakao und Kaffee für alle Bioelemente eine positive Gesamtbilanz (s. Tab. 1), die bei guten Bodennährstoffvorräten als langfristig nachhaltig am Standort gelten können. Für die high-input-Kultur Palma africana liegt dahingegen für Magnesium eine Negativbilanz mit -2,9 kg/ha-a vor. Weiterhin liegt Phosphor im grenzwertigen Bereich. Ohne eine durchgeführte Düngung kann Palma africana, trotz guter Standortbewertungen, anhand der BCP-Codes (s. LANFER 2003) nicht als nachhaltig bewertet werden. Das Weidesystem belegt mit Negativbilanzierungen für Calcium (-55 kg/ha-a) und Magnesium (-36 kg/ha-a) den allgemein in der Literatur immer wieder angesprochenen Negativeffekt, obwohl für die pflanzenverfügbaren Bodennährstoffgehalte sehr hohe BCP-Codes vorliegen.

Tab. 1: Vergleichende Bilanzierung der Stoffbilanzen [kg/ha·a]

Primärwald		N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S
Einträge:	Kronentraufe	55,3	13,7	228,0	53,4	16,8	8,4
	Litter	387,6	25,2	196,7	508,6	53,3	22,8
	Summe	442,9	38,9	424,7	562,0	70,1	31,2
Austräge:	Ernte	-	-	-	-	-	-
	Sickerwasser	8,8	0,1	2,4	17,3	6,8	1,6
	Summe	8,8	0,1	2,4	17,3	6,8	1,6
Bilanzen:	Bilanz	434,1	38,8	422,3	544,7	63,3	29,6
Weide		N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S
Einträge:	Niederschlag	22,7	2,1	18,6	8,1	2,2	6,7
	Litter	-	-	-	-	-	-
	Summe	22,7	2,1	18,6	8,1	2,2	6,7
Austräge:	Ernte	-	-	-	-	-	-
	Sickerwasser	19,5	0,4	9,5	63,3	38,0	3,3
	Summe	19,5	0,4	9,5	63,3	38,0	3,3
Bilanzen:	Bilanz	3,2	1,7	9,1	-55,2	-35,8	3,4
Kakao		N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S
Einträge:	Kronentraufe	24,5	8,3	110,3	20,0	15,0	7,1
	Litter	92,3	7,3	77,8	120,9	32,8	8,5
	Summe	116,8	15,6	188,1	140,9	47,8	15,6
Austräge:	Ernte	15,5	6,5	15,3	1,6	4,5	0,4
	Sickerwasser	4,3	0,1	3,0	12,2	3,8	2,3
	Summe	19,8	6,6	18,3	13,8	8,3	2,7
Bilanzen:	Bilanz	97,0	9,0	169,8	127,1	39,5	12,9
Kaffee		N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S
Einträge:	Kronentraufe	29,5	8,3	73,5	12,8	4,9	5,0
	Litter	123,4	11,7	99,9	81,9	19,4	7,5
	Summe	152,9	20,0	173,4	94,7	24,3	12,5
Austräge:	Ernte	53,8	11,2	134,7	8,5	6,7	1,4
	Sickerwasser	11,5	0,2	14,9	32,3	6,6	1,7
	Summe	65,3	11,4	149,6	40,8	13,3	3,1
Bilanzen:	Bilanz	87,6	8,6	23,8	53,9	11,0	9,4
Palma africana		N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S
Einträge:	Kronentraufe	23,9	2,7	31,3	11,9	3,7	4,2
	Litter	73,0	11,5	79,5	108,6	7,8	7,0
	Summe	96,9	14,2	110,8	120,5	11,5	11,2
Austräge:	Ernte	39,5	13,2	75,1	7,8	5,8	4,1
	Sickerwasser	2,3	0,2	8,9	21,6	8,6	2,5
	Summe	41,8	13,4	84,0	29,4	14,4	6,6
Bilanzen:	Bilanz	55,1	0,8	26,8	91,1	-2,9	4,6

Nichtsdestotrotz liegen auch für die übrigen Elemente in der Gesamtbilanzierung der Stoffeinträge zu den -aussträgen grenzwertige Resultate vor.

Innerhalb der Stoffbilanzierungen zeigt sich, dass eine Regenwaldkonversion in landwirtschaftliche Nutzflächen vor allem durch Veränderungen im Litterfall – bei stark reduzierter oberirdischer Biomasse in den Agroökosystemen - zu wesentlich geringeren Stoffeinträgen führt. Stofffrachten mit der Bulk-Deposition nehmen ebenfalls ab, jedoch in geringerem Maß. In den Kulturstandorten Kakao, Kaffee und Palma africana erfolgen die höchsten Stoffentzüge über die Ernteprodukte und am Standort Weide mit dem Sickerwasser.

Abschließend kann die Frage, ob es nachhaltige Landnutzungssysteme in Amazonien gibt, mit 'ja' beantwortet werden. Unter den gegebenen Rahmenbedingungen im Untersuchungsgebiet haben die Ausführungen gezeigt, dass die Anbausysteme Kakao und Kaffee im Hinblick auf alle untersuchten bodenchemischen Parameter als nachhaltig betrachtet werden können.

Literatur

AMBERGER, A. (1996): Pflanzenernährung. 4. Aufl. Stuttgart: 319 S.
 LANFER, N. (2003): Landschaftsökologische Untersuchungen zur Standortbewertung und Nachhaltigkeit von Agroökosystemen im Tieflandsregenwald Ecuadors.- EcoRegio 9: 230 S. (im Druck)
 UNEP (30.03.2002): Global Environment Outlook 2000. URL:www.GRIDA.NO/geo2000/ov-e/0002.htm

Vergleichende Bodenwasserdynamik unterschiedlicher Mais-/Bohnen-Mischkulturen in der Region Picos/Piauí (Nordostbrasilien)

F.-M. Lange¹, T. Gaiser¹ und K. Stahr¹

Problemstellung und Zielsetzung

In der semiariden nordostbrasilianischen Region Picos Piauí (Abb. 5) wurden während einer zweijährigen Messphase (1999-2001) die Wasserbilanzen unterschiedlicher Mais-/Bohnen – Intercropping – Standorte (Chromic-Luvisol (Abb. 1 und Abb. 3 und Alumi-Haplic Acrisol (Abb. 2 und Abb. 4) untersucht. Mit Hilfe der TDR-Messtechnik konnten die Bodenfeuchten der gedüngten und ungedüngten Kulturen gemessen und die Ergebnisse zur Verifizierung der mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell HILLFLOW simulierten Wasserbilanzen herangezogen werden. (Messperioden: 1.11.99 - 31.10.00 und 1.11.00 – 31.10.01)

Chromic Luvisol	unbehandelte Variante (LAI 3.1)		gedüngte Variante (LAI 3.2)	
	1999 - 2000	2000 - 2001	1999 - 2000	2000 - 2001
Mais-Bohnen Intercropping	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)
Niederschlag	829	460	829	460
Interzeption	124	68	125	68
Oberflächenabfluss	67	0	67	0
Infiltration	637	391	638	391
Pflanzenverdunstung	492	282,5	493	282,5
Bodenverdunstung	153	125,5	153	125,5
Sickerung (bei 1,20 m)	21	3	21	3
Veränd. Bodenspeicher	-26	-20	-27	-19

Abb. 1 Wasserbilanzen (mit HILLFLOW modelliert) Chromic Luvisol

Alumi-Haplic Acrisol	unbehandelte Variante (LAI 2.3)		gedüngte Variante (LAI 3.0)	
	1999 - 2000	2000 - 2001	1999 - 2000	2000 - 2001
Mais-Bohnen Intercropping	(mm)	(mm)	(mm)	(mm)
Niederschlag	1151	684	1151	684
Interzeption	146	126	149	130
Oberflächenabfluss	0	0	0	0
Infiltration	1004	556	1001	553
Pflanzenverdunstung	483	335	485	333
Bodenverdunstung	207	158	200	155
Sickerung (bei 1,20 m)	281	76	283	78
Veränd. Bodenspeicher	32	-12	32	-12

Abb. 2 Wasserbilanzen (mit HILLFLOW modelliert) Alumi-Haplic Acrisol

Abb. 5 Landschaftsbild der Region Picos (Piauí)



Horizont	Tiefe (cm)	Bodenart	Dichte (g/cm ³)
Ap1	0-19	LS	1,62
Ap2	19-25	LS	1,62
AE	25-60	SL	1,77
Bt	60-123	SCL	1,85
Horizont	S	U	T
	(%)	(%)	(%)
Ap1	78	15	6
Ap2	78	15	6
AE	68	20	12
Bt	55	13	32

Abb. 3 Bodencharakteristika: Chromic Luvisol

Horizont	Tiefe (cm)	Bodenart	Dichte (g/cm ³)
Ap	0-11	SL	1,39
BA	11-27	SL	1,31
Bt1	27-72	SL	1,27
Bt2	72-123	SL	1,33
Horizont	S	U	T
	(%)	(%)	(%)
Ap	75	9	16
BA	75	10	18
Bt1	70	11	19
Bt2	70	11	19

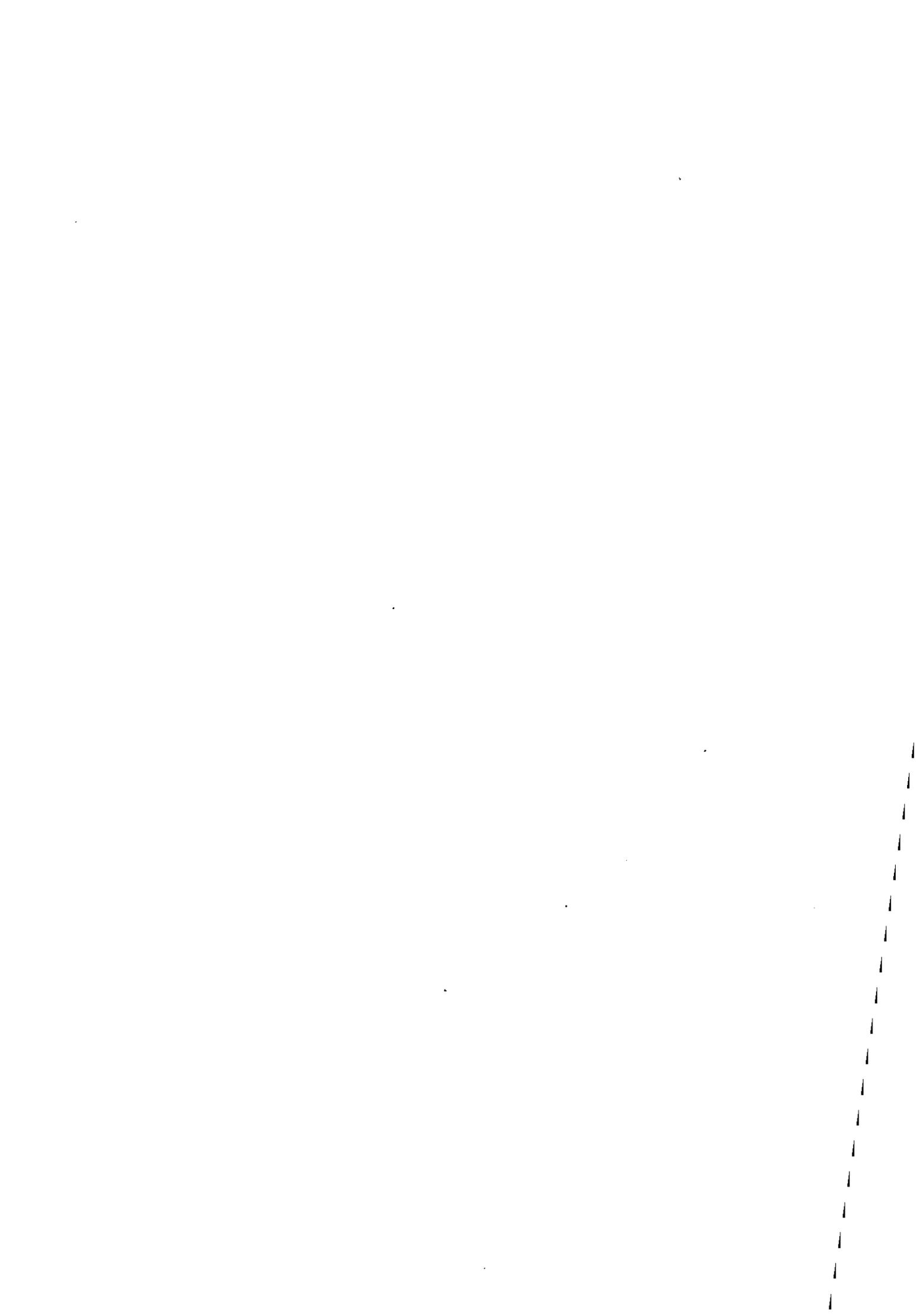
Abb. 4 Bodencharakteristika: Alumi-Haplic Acrisol

Zusammenfassung

Während die unterschiedlichen Standorte große Unterschiede in der Wasserdynamik und damit in der Sickerwassermenge, bezogen auf den Gesamtniederschlag, aufwiesen (Chromic-Luvisol 1-3 % Sickerung gegenüber 20-40% Sickerung beim Alumi-Haplic Acrisol), konnten signifikante Unterschiede innerhalb der Standorte (zwischen gedüngten und ungedüngten Varianten) nicht nachgewiesen werden. Die Sickerwassermengen innerhalb der Standorte unterschieden sich nur um ca. 1%, ganz gleich, ob die Kulturen einen geringen LAI-Unterschied (gedüngte Variante 3.2 gegenüber ungedüngter Variante 3.1 auf dem Chromic Luvisol) oder einen deutlichen LAI-Unterschied (gedüngte Variante 3.0 gegenüber ungedüngter Variante 2.3 auf dem Alumi-Haplic Acrisol) aufwiesen. Dies ist wahrscheinlich auf eine mangelhafte Beschreibung der Düngungseffekte durch das verwendete Modell sowie auf die Erhöhung der Effizienz der Wassernutzung durch die Mineraldüngung zurückzuführen.

Referenz Lange, F.-M.: „Wasserbilanzen natürlicher und landwirtschaftlich genutzter Standorte in der Region Picos/Piauí (Brasilien)“, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 68, Universität Hohenheim, Stuttgart (2003)

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, , fmilange@gmx.de



Kohlenstoffvorräte- und Bindungspotentiale in landwirtschaftlichen Böden der Schweiz

Jens Leifeld¹, Seraina Bassin¹ und Jürg Fuhrer¹

Einleitung

Mit dem Beitritt zur UN-Klimakonvention und der bevorstehenden Ratifizierung des Kyoto-Protokolls hat sich die Schweiz verpflichtet, die Emission von Treibhausgasen zu senken. In der Landwirtschaft besteht neben der Reduktion der Lachgas- und Methanemissionen die Möglichkeit, durch die Erhöhung der Kohlenstoffgehalte von Böden zusätzliches atmosphärisches CO₂ zu binden und damit dem Treibhaus-effekt vorübergehend entgegenzuwirken. In einer Studie wurden die Kohlenstoffgehalte der landwirtschaftlichen Böden abgeschätzt und relevante Aktivitäten zur Erhöhung der Kohlenstoffgehalte oder zur Verminderung bodenbürtiger CO₂-Emissionen diskutiert.

Methoden

Auf Grundlage einer Bodendatenbank aus 544 Mineralbodenprofilen der Schweiz wurden die wichtigsten Steuergrößen für den Bodenkohlenstoff statistisch identifiziert und mit Hilfe von Flächendaten (Arealstatistik und Gemeindestatistik für die Landnutzung, digitales Höhenmodell, digitale Bodeneignungskarte) hochgerechnet. Es ergaben sich insgesamt 660 mögliche Einheiten für den Oberboden und 90 Einheiten für Unterbodenhorizonte. Die C-Inventarisierung organischer Böden erfolgte getrennt für intakte Moore aus vorhandenen Moorinventaren sowie für kultivierte Moore aufgrund historischer Aufzeichnungen über Meliorationsaktivitäten in Kombination mit Literaturdaten zur Abbaukinetik des Torfes. Grundlage für die Abschätzung der Senken- bzw. Emissionsvermeidungspotentiale sind a) die durch diese Studie zusammengestellten Bodendaten und b) Literaturangaben zu einzelnen Aktivitäten.

Kohlenstoffvorräte

Die Kohlenstoffgehalte der Oberböden unterschieden sich signifikant aufgrund der Landnutzung, der Höhe und der Tongehalte (Abb. 1). Die Korrelation zwi-

schen Ton- und Kohlenstoffgehalten ist nur für Böden mit geringeren C-Gehalten ausgeprägt (Acker, Kunstwiese, Dauergrünland im gemässigten Klimabereich), aber nicht für Böden mit hohen Kohlenstoffgehalten (Alpwiesen- und Weiden), Abb. 2. Wir deuten dieses Ergebnis als Indikation dafür, dass die Stabilisierung der organischen Bodensubstanz über die Assoziation mit Bodenmineralien quantitativ vor allem für kohlenstoffärmere Böden bedeutend ist, dass aber bei Böden mit sehr hohen Kohlenstoffgehalten weitere Faktoren eine wichtige Rolle spielen.

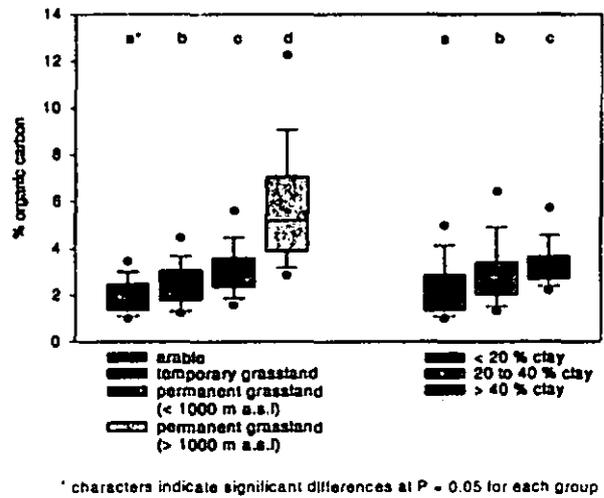


Abb. 1. Kohlenstoffgehalte (0-20 cm) in Mineralböden.

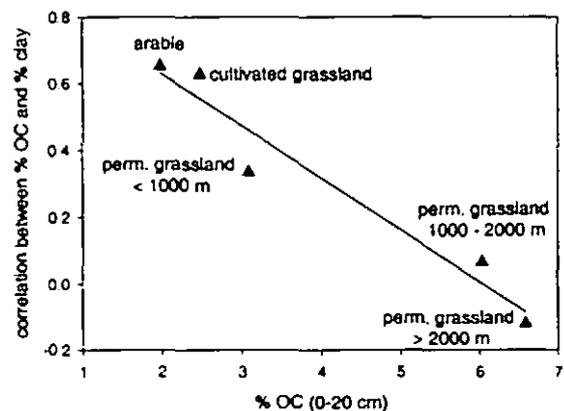


Abb. 2. Korrelationskoeffizienten Corg – Tongehalt für unterschiedliche Landnutzungen und Höhenlagen.

Der statistische Zusammenhang Höhenlage – Kohlenstoffgehalte zeigt sich nicht in den Kohlenstoffmengen je ha (Abb. 3). Wesentliche Ursachen für den fehlenden Zusammenhang sind deutlich höhere Steingehalte und geringere Profiltiefen mit zunehmender Höhe im Schweizer Jura und in den Alpen

¹ Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau FAL, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich
e-mail: jens.leifeld@fal.admin.ch

(Abb. 4). Diese Faktoren modifizieren die Landnutzungsunterschiede beim Kohlenstoffgehalt derart, dass die nutzungsbedingten Unterschiede je ha deutlich schwächer ausfallen, als in vergleichbaren Studien meist angegeben wird.

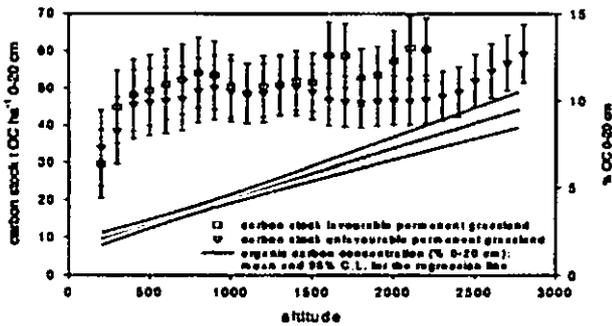


Abb. 3. Bodenkohlenstoffgehalte (Regressionsgerade) und Kohlenstoffmengen je ha (Symbole \pm 95% C.I.) mit zunehmender Höhe.

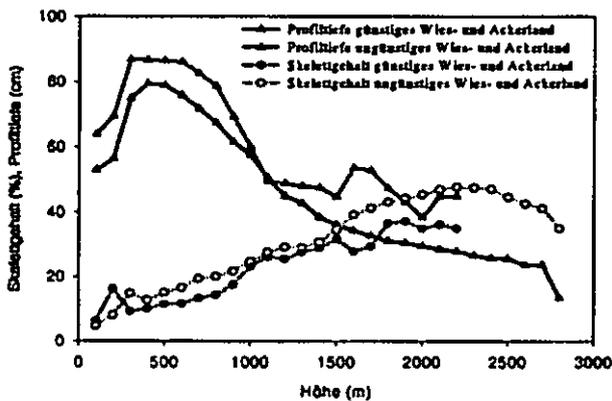


Abb. 4. Profiltiefe und Skelettgehalte in unterschiedlichen Höhenlagen der Schweiz.

Bei den kultivierten Mooren zeigt sich eine deutliche Abnahme der Kohlenstoffmengen durch die Meliorationsmassnahmen seit ca. 1870 (Abb. 5). Der Torfabbau stellt derzeit eine wesentliche landwirtschaftliche CO₂-Quelle dar.

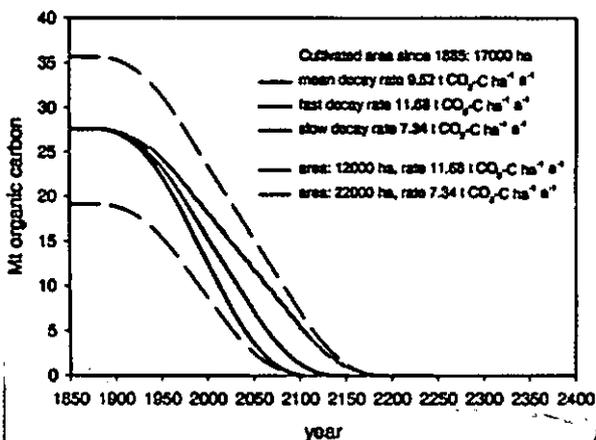


Abb. 5. Zeitverlauf der Kohlenstoffmengen in kultivierten Mooren seit 1870.

Zusammengefasst enthalten Ackerböden je Hektar (0-20 cm) ca. 41 t, Kunstwiesen 43 t, Dauergrünland zwischen 48 (Mittelland) und 52 t (Alpflächen) Corg. Organische Böden enthalten im Mittel zwischen 700 und 1100 t ha⁻¹ (0-200 cm, kultivierte Moore) bzw. ca. 1600 t (intakte Moore) Corg. Insgesamt wird der Kohlenstoffvorrat der Schweizer landwirtschaftlichen Böden (Mineralböden: 0-100 cm, organische Böden 0-200 cm) auf 170 (\pm 17) Mt Corg geschätzt, wovon noch ca. 28 % in organischen Böden gespeichert sind.

Kohlenstoffbindungspotentiale

Für die Aktivitäten pfluglose Bewirtschaftung Acker, Umwandlung Acker – Grünland, Extensivierung der Nutzung organischer Böden sowie Renaturierung organischer Böden wurden Senkenpotentiale bzw. Emissionsvermeidungspotentiale geschätzt. Eine vollständige Umsetzung dieser Potentiale ist sehr unrealistisch; es sind auf der anderen Seite allerdings auch nicht alle Aktivitäten berücksichtigt (z.B. IP). Eine vollständige Umsetzung entspräche 18-35 % der Schweizer Kyoto-Verpflichtung bzw. 21 % der landwirtschaftlichen Lachgas- und Methanemissionen (Jahr 2000). Innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors stellt die C-Sequestrierung somit eine relevante Grössenordnung dar; sie ist grösser als die bisher erreichten Emissionsverminderungen seit 1990.

Fazit

Eine kritische Analyse der Datengrundlage ergibt, dass bei der Abschätzung der Kohlenstoffgehalte für organische Böden die grösste Unsicherheit besteht. Für die Kohlenstoffsequestrierung zeigt sich, dass selbst bei Umsetzung eines maximalen Szenarios (d.h., C-Sequestrierung als primäres Anliegen der Landwirtschaftspolitik) die historischen Kohlenstoffverluste aus Böden durch Landnutzungsänderung Wald – Landwirtschaft, Flächenverbrauch Urbanisierung und Torfoxidation nicht mehr kompensiert werden können. Vorhandene Senkenpotentiale sind daher in erster Linie als eine Teilkompensation historisch bedingter Bodenkohlenstoffverluste anzusehen.

Literatur

Leifeld, J., Bassin, S. and Fuhrer, J., 2003. Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland. Schriftenreihe der FAL 44, Zürich-Reckenholz.

Bedeutung von Grobwurzeln für die Wasseraufnahme von Fichte, Buche und Eiche - Messungen im Nährlösungsmilieu und im Bodenmaterial -

J. Lindenmair¹ & E. Matzner²

Einleitung

In den meisten Arbeiten zur Wasseraufnahme von Waldbäumen wird ausschließlich das junge Feinwurzelsystem betrachtet. Über das Aufnahmeverhalten von älteren, suberinisierten Wurzeln - insbesondere der Grobwurzeln - ist bislang nur wenig bekannt (Chung & Kramer 1975, Comerford et al. 1994). Aufnahmestudien an intakten Wurzeln von Altbäumen unter Freilandbedingungen sind selten, da der Zugang zum Wurzelsystem sehr schwierig ist. Der vorliegende Beitrag konzentriert sich daher auf eine bislang vernachlässigte Schnittstelle - das verholzte Wurzelsystem.

Zur Quantifizierung der potentiellen Wasseraufnahme verholzter Grobwurzeln (Wurzeln mit sekundärem Dickenwachstum und Durchmessern > 0,2 cm) wurden Freiland-Wurzelkammern sowohl für Messungen im Nährlösungsmilieu als auch für Messungen im Bodenmaterial entwickelt. Neben pflanzenspezifischen Faktoren (Baumart, Wurzel-durchmesser) wurde der Einfluss standortspezifischer Faktoren (klimatische und bodenphysikalische Parameter, Transpirationsraten der Bäume) untersucht.

Material und Methoden

Die Nährlösungskammern aus Plexiglas (Abb. 1) wurden im Freiland an Altbäumen an 50 intakten Grobwurzelsegmenten von Fichte, Buche und Eiche installiert (Tab. 1) und mit einer Nährlösung (basierend auf der Bodenlösungszusammensetzung am Standort) befüllt. Zudem wurden mit feuchtem Boden gefüllte Wurzelkammern (Abb. 2. Einstellung des Bodenwassergehalts bei Versuchsbeginn auf Feldkapazität) an 6 Fichtenwurzelsegmenten eingesetzt, um das Aufnahmeverhalten unter natürlichen, nicht wassergesättigten Bedingungen zu überprüfen. Die Wasseraufnahme wurde jeweils über mehrere Wochen während der Vegetationsperiode aufgenommen.

Tab. 1: Anzahl der untersuchten Wurzelsegmente pro Durchmesserklasse für unterschiedliche Baumarten und Standorte.

Wurzel-durchmesser	Versuche im Nährlösungsmilieu				Versuche im Bodenmaterial	
	Standort Coutissenhieb (Fichtelgebirge)			Standort Steinkreuz (Steigerwald)		Standort Coutissenhieb
	Fichte			Buche	Eiche	Fichte
	Aug.-Sep. 1998	Apr.-Okt. 1999	Mai-Okt. 2000	Aug.-Okt. 2001		Aug.-Okt. 2002
0,2-0,9 cm	3	7	3	4	3	3
1,0-1,9 cm	3	8	2	2	2	2
2,0-2,9 cm	1	3	2	1	0	1
3,0-4,9 cm	1	2	0	1	2	0
Wurzelnzahl gesamt	35			8	7	6

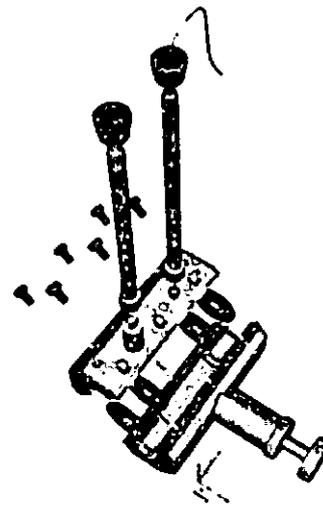


Abb. 1: Kontinuierlich belüftete Wurzelkammer für Messungen im Nährlösungsmilieu zur Ermittlung der Wasseraufnahme im Freiland.

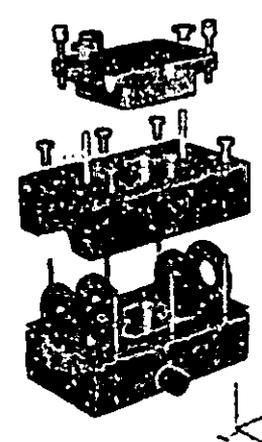


Abb. 2: Wurzelkammer für Messungen im Bodenmaterial zur Ermittlung der Wasseraufnahme im Freiland.

Ergebnisse

Mit der Wurzelkammermethode konnte für alle untersuchten Grobwurzelsegmente eine signifikante Wasseraufnahme aus der angebotenen Nährlösung

¹Institut Phytosphäre, ICG III, Forschungszentrum Jülich; j.lindenmair@fz-juelich.de
²Lehrstuhl für Bodenökologie, BITÖK, Universität Bayreuth

mit täglichen Aufnahmeraten zwischen 1-20 $\mu\text{l cm}^{-2}$ Wurzeloberfläche für Fichte (Abb. 3) sowie zwischen 1-7 $\mu\text{l cm}^{-2}$ für Buche bzw. 1-6 $\mu\text{l cm}^{-2}$ für Eiche nachgewiesen werden (Abb. 4). Dabei sinkt die oberflächenbezogene Aufnahme tendenziell mit zunehmendem Wurzeldurchmesser, was auf eine abnehmende Permeabilität bei fortschreitender Alterung und sekundärem Dickenwachstum hinweist. Die Wasseraufnahmeraten von Buchen- und Eichenwurzeln unterscheiden sich für ähnliche Wurzel-durchmesser nicht signifikant. Im Vergleich dazu liegen die durchmesserspezifischen Aufnahmeraten für die untersuchten Fichtengrobwurzeln in der Regel etwa doppelt so hoch. Dies bestätigt Labormessungen zur Durchlässigkeit von Fichten-, Kiefern-, Eichen- und Buchenwurzeln (Steudle & Heydt 1997), die für Laubbäume deutlich geringere Werte als für Nadelbäume ergaben.

Zwar liegen die ermittelten oberflächenspezifischen Wasseraufnahmeraten für verholzte Grobwurzeln um ein Vielfaches (Faktor 20-70) geringer als für junge weiße Feinwurzeln, jedoch hängt die tatsächliche Bedeutung verholzter Grobwurzeln für die Wasseraufnahme von Bäumen im Freiland von deren Menge und Verteilung im Bodenprofil ab. Hochrechnungen zur Wasseraufnahme - für den Gesamtbaum - auf der Grundlage der tatsächlichen Wurzelverteilung am Standort sowie anhand der ermittelten oberflächenspezifischen Aufnahmeraten für verschiedene Wurzelstärken ergaben eine Wasseraufnahme durch Grobwurzeln zwischen 6 und 16 % der Gesamttranspiration des Versuchsbaumes.

Die Wasseraufnahme von Fichtenwurzeln in situ, in feuchtem Bodenmaterial erreichte ähnliche oberflächenspezifische Raten (2-14 $\mu\text{l cm}^{-2}$, ohne Abbildung) wie in den Versuchen im Nährlösungs-milieu, so dass kaum von einer Überschätzung der Aufnahmeraten unter Nährlösungsbedingungen ausgegangen werden kann. Die Aufnahme über Grobwurzeln kann demnach auch unter natürlichen Bedingungen im Bodenmilieu einen relevanten Beitrag zur Wasserversorgung leisten.

Schlussfolgerungen

Vor allem in Perioden mit geringer Feinwurzel-ausbildung, in kalten und trockenen Perioden, kann die Aufnahme über Grobwurzeln physiologisch besonders von Bedeutung sein. Die unterschiedlichen Tiefenverteilungen von Fein- und Grobwurzeln im Bodenprofil bedingen unterschiedliche zeitliche und räumliche Aufnahmemuster. Demnach können baum-

artspezifische Unterschiede in der Aufnahme durch verholzte Wurzeln für die Trockenresistenz der Bäume eine bedeutende Rolle spielen. Die Ergebnisse leisten einen wichtigen Beitrag für die Definition einer effektiven Wurzeloberfläche in Wasserhaus-haltsmodellen.

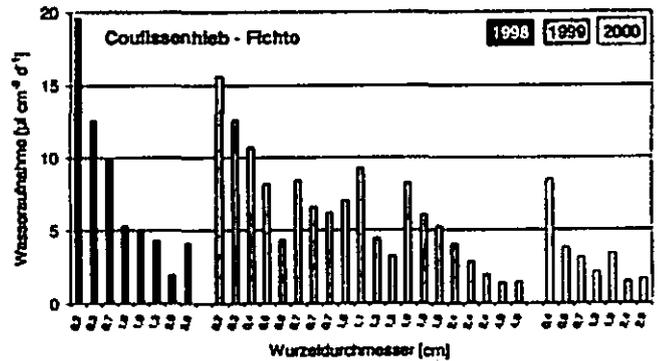


Abb. 3: Mittlere tägliche Wasseraufnahme von Fichtengrobwurzeln am Standort Coulissenhieb für die Jahre 1998-2000 (oberflächenspezifische Aufnahmeraten, gemittelt über die Versuchsphase August-September).

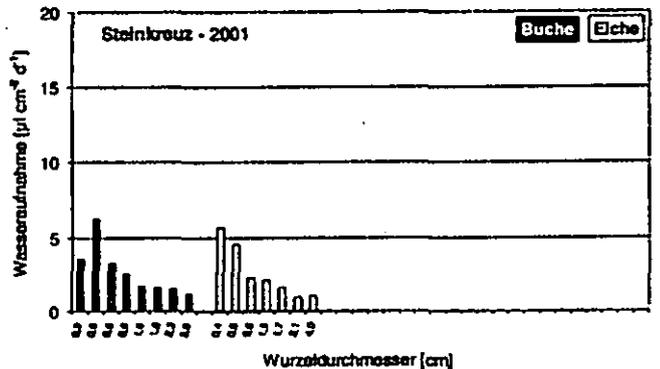


Abb. 4: Mittlere tägliche Wasseraufnahme von Buchen- und Eichengrobwurzeln am Standort Steinkreuz im Jahr 2001 (oberflächenspezifische Aufnahmeraten, gemittelt über die Versuchsphase August-September).

Literatur

Chung, H.-H. & Kramer, P.J. (1975): Absorption of water and ^{32}P through suberized and unsuberized roots of loblolly pine. *Can. J. For. Res.* 5, 229-235.

Comerford, N.B., Semthurst, P.J. & Escamilla, J.A. (1994): Nutrient uptake by woody root systems. *New Zealand J. For. Sci.* 24, 195-212.

Lindenmair, J., Matzner, E. (2002): Bedeutung verholzter Wurzelzonen für die Ionen- und Wasseraufnahme von Fichte, Buche und Eiche. *Bayreuther Forum Ökol.* 99, 26-32.

Steudle, E. & Heydt, H. (1997): Water transport across tree roots. In: Rennenberg, H., Eschrich, W. & Ziegler, H. (eds.): *Trees - contributions to modern tree physiology.* 239-255, Backhuys, Leiden.

Dank

Besonderer Dank gilt P. Gerstberger, Lehrstuhl für Bodenökologie, BITÖK, Universität Bayreuth, für die Anfertigung der CAD-Zeichnungen der Wurzelkammern.

Stabilisierung des maisbürtigen Kohlenstoffs in einem sandigen Boden: experimentelle und Modellierungsergebnisse

Bernard Ludwig¹, Bettina John², Ruth Ellerbrock³, Michael Kaiser³, Heiner Flessa²

Einleitung

Die C-Dynamik in Ackerböden ist nicht vollständig verstanden und Modelle können zu einem verbesserten Verständnis der Prozesse beitragen. Teilweise gibt es aber Unsicherheiten bezüglich der Parameterabschätzungen. Ziele waren eine Abschätzung der Parameter bei Verwendung von ¹³C-Isotopendaten und eine Überprüfung von Gleichungen zur Abschätzung der Menge an inerter organischer Substanz für den ewigen Roggen-Standort in Halle.

Material

Beprobt wurde der Standort „Ewiger Roggenbau“ in Halle. Auf diesem Standort existieren mineralisch gedüngte (R_{NPK}) und ungedüngte (R₀) Roggen-Monokulturen seit 1878. 1961 erfolgte auf Teilflächen eine Einrichtung von gedüngten und ungedüngten Mais-Monokulturen (M_{NPK}, M₀). Der Boden ist eine degradierte Schwarzerde mit einer Korngrößenverteilung von 70% Sand, 20% Schluff und 10% Ton. Die „Soil Organic Carbon“ (SOC)-Vorräte im Ap-Horizont betragen 4.79 (M_{NPK}), 4.94 (R_{NPK}), 3.65 (M₀) und 3.83 (R₀) kg C m⁻². Nach 39 Jahren kontinuierlichem Maisanbau waren die maisbürtigen Anteile 14.8 % (M_{NPK}) bzw. 9.6 % (M₀).

Modellierung

Das Rothamsted Carbon Model (Coleman & Jenkinson, 1999) wurde eingesetzt, um den Verbleib des maisbürtigen C in den verschiedenen Modell-SOC-Pools „decomposable plant material“, „resistant plant material“, „microbial biomass“, „humified organic matter“ und „inert organic matter“ (IOM) zu bestimmen. Die Modellierung wurde für die Tiefenstufe von 0 – 25 cm durchgeführt. Die im Modell benötigten Klimadaten stammten von einer nahen Klimastation. Eine ausführliche Beschreibung der Modellierung ist bei Ludwig et al. (2003) zu finden. Die folgenden Modellfälle I und II wurden berechnet:

- Bei Modellfall I wurden nicht die Isotopenergebnisse berücksichtigt, sondern die Regressionsgleichung zur Abschätzung des IOM-Vorrats von Falloon et al. (1998) (IOM (in t C ha⁻¹) = 0.049 SOC^{1,139}) wurde verwandt. Dieser Ansatz wird für Flächen vorgeschlagen, für die keine Zusatzinformationen vorliegen (Coleman & Jenkinson, 1999).
- Für Fall II wurden die durch die ^δ¹³C-Messungen zusätzlich vorhandenen Informationen verwendet. Ein Vergleich der Ergebnisse von Modellfall I und II sollte die Brauchbarkeit des Ansatzes von Falloon et al. (1998) zur IOM-Abschätzung zeigen.

Ergebnisse und Diskussion

Fall I: Das Modell schätzte einen jährlichen C-Eintrag (in kg C m⁻²) von 0.13 (R₀), 0.20 (R_{NPK}), 0.14 (M_{NPK}) und 0.22 (M₀). Nach Berechnungen des Modells würde nach 39 Jahren Maismonokultur der maisbürtige Anteil im SOC bei 29 % (M₀) bzw. 37 % (M_{NPK}) liegen. Diese Ergebnisse sind nicht im Einklang mit den gemessenen ^δ¹³C-Werten (Abb. 1), das Modell ist also aufgrund der unsicheren IOM-Schätzung nicht geeignet, die SOC-Dynamik im Boden des Halle-Standortes zu berechnen.

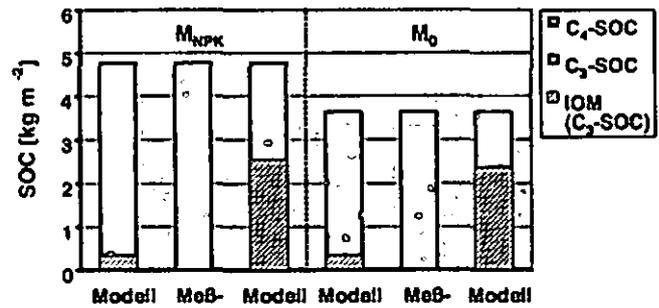


Abb. 1. C₄- und C₃-bürtiges SOC im Ap-Horizont nach 39-jährigem kontinuierlichen Maisanbau. Ergebnisse für die Modellfälle I und II und Messwerte bei den Varianten mit NPK-Düngung (M_{NPK}) und ungedüngt (M₀). Die gestrichelten Werte geben die Mengen des IOM-Pools an.

Fall II: Für die NPK-Variante berechnete das Modell einen jährlichen Mais-C Eintrag von 89 g m⁻² um nach 39 Jahren im Ap-Horizont eine Speicherung an maisbürtigem C in Höhe von 0.71 kg zu erreichen. Dieser Mais-C-Eintrag entspricht etwa jenem von Flessa et al. (2000) für diese Fläche abgeschätzten Eintrag (79 g m⁻²). Für die ungedüngte Variante berechnete das Modell einen jährlichen Mais-C-Eintrag von 44 g m⁻².

Die geschätzte Menge an IOM war 2.5 (M_{NPK}) oder 2.3 kg C m⁻² (M₀). Diese Schätzungen sind höher als jene, die man erhalten würde, wenn man den Ansätzen von Falloon et al. (1998) oder Rühlmann (1999) folgen würde. Hingegen ergibt die Gleichung von Körschens (1980) mit 2.1 kg C m⁻² für beide Varianten Ergebnisse, die mit unseren Modellresultaten in guter Übereinstimmung liegen. Der Hauptgrund für diese gute Übereinstimmung ist vermutlich, dass die Regressionsanalyse von Körschens Haplic Phaeozems einschloß, während der Datensatz von Rühlmann (1999) solch einen Bodentyp nicht einschloß.

Danksagung

Die Studie wurde von der DFG im SPP 1090 gefördert.

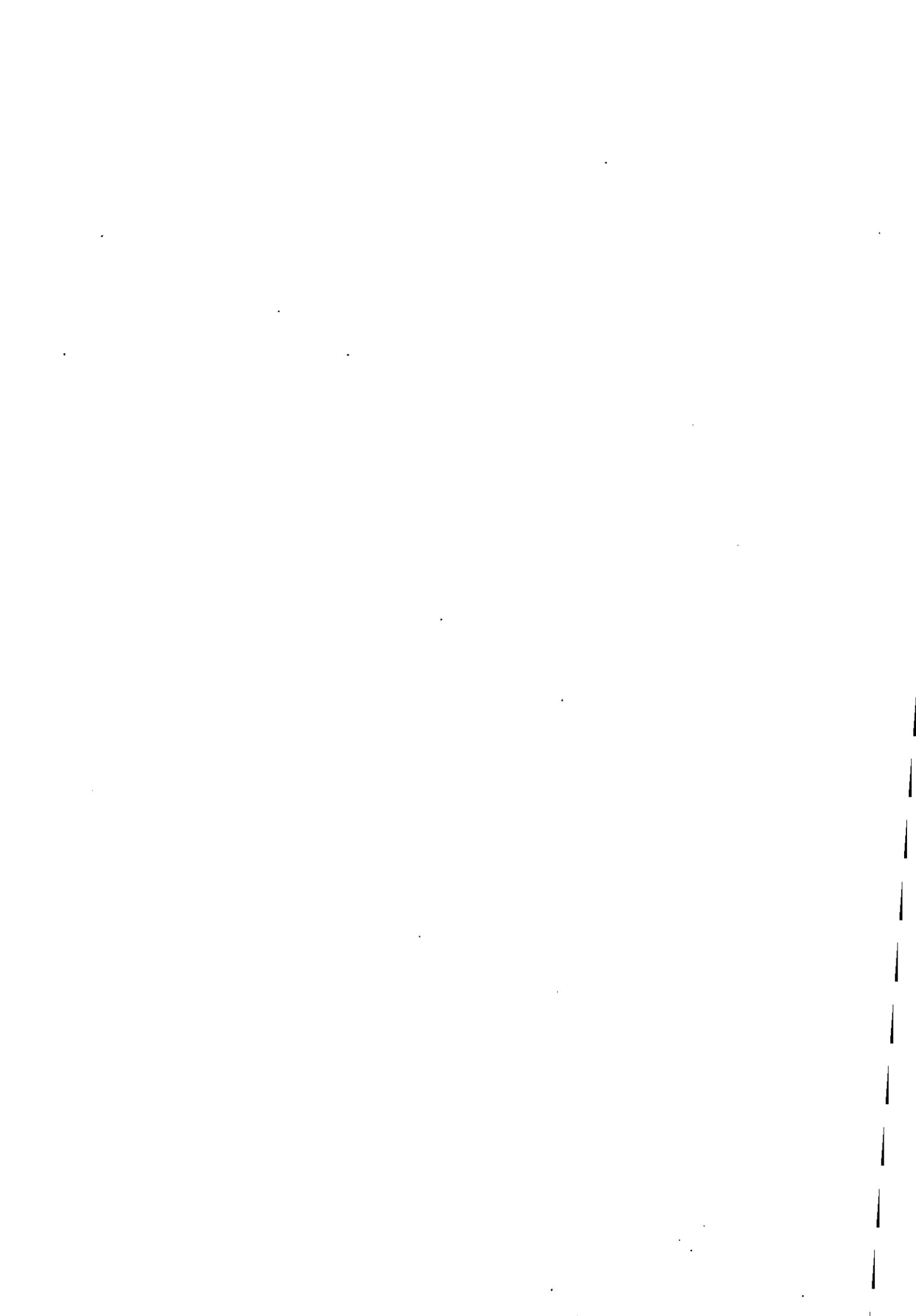
Literatur

- Coleman, K. & Jenkinson, D.S. 1999. RothC-26.3. A Model for the Turnover of Carbon in Soil. Model Description and Windows Users Guide. Lawes Agricultural Trust, Harpenden.
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K. & Marshall, S. 1998. Soil Biol. Biochem. 30, 1207-1211.
- Flessa, H., Ludwig, B., Heil, B. & Merbach, W. 2000. J. Plant Nutr. Soil Sci. 163, 157-163.
- Körschens, M. 1980. Arch. Acker Pflanzenbau Bodenk. 24, 585-592.
- Ludwig, B., John, B., Ellerbrock, R., Kaiser, M. & Flessa, H. (2003); Eur. J. Soil Sci. 54, 117-126.
- Rühlmann, J. 1999. Plant Soil 213, 149-160.

¹ Fachgebiet Umweltchemie, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

² Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen

³ Institut für Bodenlandschaftsforschung, ZALF Münchenberg



Untersuchungen zu Bodenwasserhaushalt und Nitratauswaschung in der Nordchinesischen Tiefebene

Ulrich MACK¹, Karl-Heinz FEGER² und Karl STAHR¹

1 Problematik und Zielsetzung

Die Nordchinesische Tiefebene ist eines der wichtigsten Agrargebiete Ostasiens. Vor allem im Bereich von industrialisierten Ballungsgebieten wie der Metropole Peking bestehen Nutzungskonflikte um die Ressourcen Boden und Wasser. Bei zunehmendem Flächenverbrauch steigt der Bedarf an landwirtschaftlichen Erzeugnissen. Zur Intensivierung der pflanzlichen Produktion ist unter den semiariden Klimabedingungen zumindest im Frühjahr und Herbst Bewässerung erforderlich. Um die begrenzten Wasserressourcen effizient zu nutzen, bedarf es einer Analyse des Bodenwasserhaushalts. Düngemittel werden oft im Überschuß eingesetzt, so daß eine Kontrolle der Nitratauswaschung geboten ist. Ziel eines interdisziplinären Gemeinschaftsprojekts der Universität Hohenheim und der China Agricultural University in Peking war es, Strategien zu einer nachhaltigen Agrarwirtschaft auf hohem Produktivitätsniveau zu entwickeln. Gestützt auf Beobachtungen aus dreijährigen Feldversuchen nahe Peking sollten Empfehlungen hinsichtlich einer optimierten Bewässerungssteuerung bei gleichzeitig minimaler Nitratauswaschung gegeben werden.

2 Material und Methoden

Es wurden jeweils drei Varianten der Bewässerung und Düngung unter einer Winterweizen-Mais-Rotation sowie in Gemüsekulturen (Blumenkohl-Amaranth-Spinat) untersucht und in ihren Auswirkungen gegenübergestellt. Beim Getreideversuch waren für die Steuerung der Sprinklerbewässerung in der „Optimalvariante“ ständig Werte zwischen 45 und 80 % der nutzbaren Feldkapazität (nFK) einzuhalten. Dazu wurde

der Bodenwassergehalt im Wurzelraum viertäglich mit TDR-Sonden (E.S.I., MP-917) erfaßt. Das aktuelle Wasserdefizit konnte anhand einer aus Feld- und Laborbeobachtungen erstellten Wasserspannungskurve berechnet werden. Während in der konventionellen Variante mit Überstauabewässerung eine ca. 10 % höhere jährliche Gesamtmenge (ca. 375 mm) auf weniger Termine konzentriert wurde, erhielt die „Suboptimalvariante“ nur etwa die Hälfte der dort applizierten Wassergaben. Eine insgesamt üppigere Wasserversorgung war im Gemüseversuch vorgesehen. Die anhand von N_{min} bemessene „optimale“ Stickstoffdüngung blieb um ein Mehrfaches hinter den konventionellen Mengen ($600 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bei Getreide und $855 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ bei Gemüse) zurück. Zur Quantifizierung der jährlichen Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser fungierten jeweils unterhalb des durchwurzelten Bodens installierte Passivsammler (System TerrAquat®) auf der Basis von Ionenaustauschern. Alternativ wurde sie durch Simulation der Sickerwasserbewegung (Modell „COUP“/JANSSON & KARLBERG, 2001) in Kombination mit Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung berechnet.

3 Ergebnisse und Diskussion

Der Calcaric Cambisol wies Schluffanteile von 30-70 % und eine nFK von etwa $215 \text{ mm} \cdot \text{m}^{-1}$ auf. Die Feldversuchsvarianten unterschieden sich sowohl in der Wasserbilanz als auch in der Nitratauswaschung deutlich. Die Vorgabe für „Optimalbewässerung“ im Getreideversuch konnte weitgehend erfüllt werden (Abb. 1).

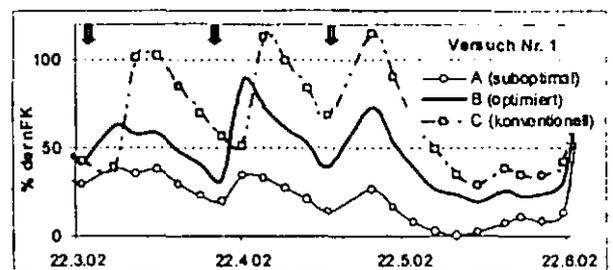


Abb. 1: Getreideversuch: Anteile der nutzbaren Feldkapazität (nFK) im Tiefenintervall 0-60 cm im Frühjahr 2002 unter drei Bewässerungsvarianten

(1) Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), D-70593 Stuttgart, mackul@gmx.net

(2) Technische Universität Dresden, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Piener Str. 19, D-01735 Tharandt

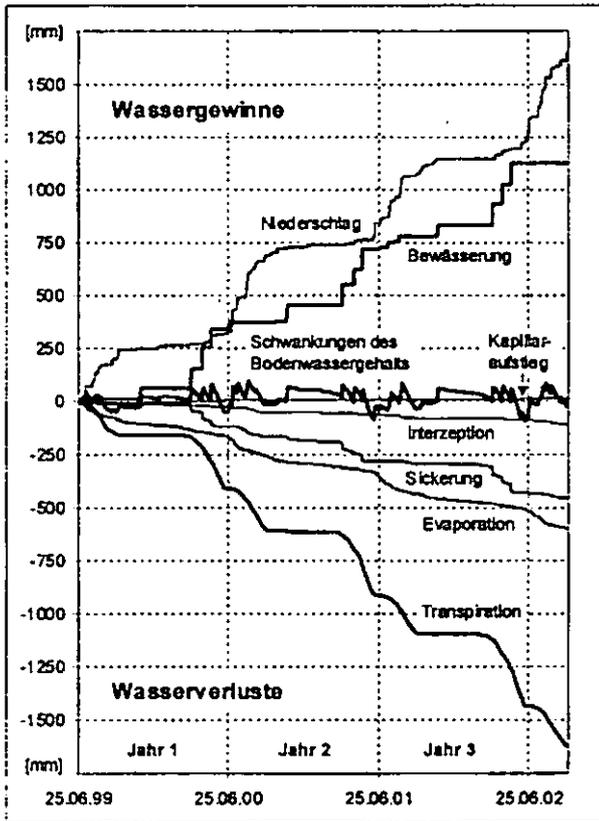


Abb. 2: Getreideversuch: Positive und negative Variablen der Wasserbilanz (konventionelle Variante) im Bodentiefeintervall 0-135 cm

Ein Überblick der zeitlichen Dynamik des Bodenwasserhaushalts ergibt sich durch die Addition täglicher Wasserbilanzen über eine längere Periode (Abb. 2). Ausgehend vom Starttermin (25. Juni 1999) entwickeln sich jeweils Summenkurven für die einzelnen Gewinn- (positive Skala) und Verlustgrößen (negative Skala). Der regelmäßige Kontrast zwischen Trockenheit von Herbst bis Fröhsommer und sommerlichen Monsunregenfällen spiegelt sich in einer im Jahresrhythmus ausgebauchten Niederschlagssummenkurve wider. Die Bewässerungstermine mit ihren großen Einzelmengen sind in einem gestuften Kurvenverlauf zu erkennen. Pflanzliche Transpiration war mit 400-500 mm pro Jahr die bedeutendste Verlustvariable, wobei im Sommer Maximalwerte bis zu 7 mm*d⁻¹ auftraten. In Tab. 1 sind die über drei bzw. zwei Jahre gemittelten Wasserbilanzen im Getreide- und Gemüseversuch für die Tiefenintervalle 0-135 cm bzw. 0-90 cm zusammengestellt. Die höchsten Sickererraten errechneten sich jeweils in den „konventionell“ bewässerten Varianten, wo bei Gemüseanbau vor allem wegen geringerer Transpiration deutlich höhere Werte entstanden.

Tab. 1: Mittlere jährliche Wasserbilanzen unter Getreide- und Gemüseanbau

	Getreideversuch			Gemüseversuch		
	A	B	C	A'	B'	C'
Bewässerung	+235	+338	+376	+392	+496	+565
Niederschlag	+420	+420	+420	+384	+384	+384
Kapillaraufstieg	+12	+4	+5	+0	+0	+0
Bodenwasservorrat	+33	+23	+21	-9	-13	-12
Evaporation	-170	-181	-171	-354	-364	-360
Transpiration	-468	-486	-478	-96	-96	-97
Interzeption	-31	-32	-30	-13	-14	-12
Sickerung	-31	-86	-143	-304	-393	-468

Kürzel der Bewässerungsvarianten:

A: suboptimal / A': 50-80 % der nFK

B: optimiert 45-80 % der nFK / B': 60-90 % der nFK

C / C': konventionell

Unter der besonders reichlich bemessenen „konventionellen“ Düngung und Bewässerung im Gemüseversuch war die stärkste Abwärtsverlagerung von Nitrat-N unterhalb der durchwurzelten Zone zu beobachten. Dieser Prozess zeigte sich in den „Optimalvarianten“ deutlich abgeschwächt und war unter „suboptimaler“ Bewässerung im Winterweizenversuch kaum nachweisbar. Beim Methodenvergleich war ein gemeinsamer Trend erkennbar. Allerdings wichen die mit Passivsammlern bzw. über Simulationsrechnungen ermittelten Absolutwerte der Nitrat-N-Auswaschung teilweise stark voneinander ab. Bei den konventionellen Verfahren ergab sich eine jährliche Nitrat-N-Auswaschung von maximal 130 kg*ha⁻¹ unter Getreide und 1300 kg*ha⁻¹ unter Gemüseanbau. Bei „optimierter“ Bewässerung und Düngung sanken die Werte unter 50 kg*ha⁻¹ (Getreide) bzw. unter 250 kg*ha⁻¹ (Gemüse). Die Ergebnisse belegen eine signifikant reduzierte Nitrat-N-Auswaschung ohne mangelbedingte Beeinträchtigung der Ernte.

4 Schlußfolgerungen

Der Erfolg von im Feldversuch getesteten „Optimalvarianten“ gibt Hinweise darauf, daß in der Nordchinesischen Tiefebene noch Potentiale auf dem Wege zu einer nachhaltigen und umweltschonenden Landwirtschaft auszuschöpfen sind. Am Pflanzenbedarf orientiert wären bei der Bewässerung eher bescheidene Einsparungen möglich, die Stickstoffdüngung könnte hingegen auf einen Bruchteil der bisher üblichen Dosis reduziert werden. Sinnvoll ist nun eine regionalisierende Untersuchung.

MINIMIZING THE LOSS OF AMMONIA BY VOLATILIZATION FROM PADDY SOILS IN EGYPT

Mashali*, S.; A. Balba; E. Alwakiel; A. Abou El-Khir and S. Naeem

ABSTRACT

Ammonia volatilization from urea reduces nitrogen fertilizer efficiency by crops and pollutes the environment. Pot experiment was carried out in two rice successive seasons to compare the effect of the three N fertilizers and two methods of fertilizer addition on decreasing NH₃ volatilization.

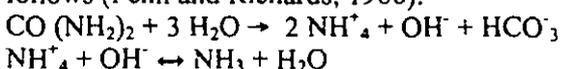
Plastic pots contain 10 kg soil of Nile Delta clay soil of Egypt belonged to vertisol were fertilized with 220 kg N/ha of regular urea (U), sulfur coated urea (SCU) and urea phosphate (UP). Hydroquinone (HQ) and neutral salts (KCl and CaCl₂) also were added with regular urea by two methods of addition: broadcasting on soil surface and incorporation with top soil, both before flooding.

The main results can be summarized as follows:

1. The concentration of ammoniac-N (AN), NH₃ aq. + NH₄, in the floodwater decreased when urea was added with different materials at the first day after fertilization compared to urea lonely and consequently reduced ammonia volatilization either with surface or incorporated addition (from 62 to 49% and 20 to 11%, respectively).
2. SCU and UP treatments decreased the concentration of AN in the floodwater and hence decreased NH₃ volatilization either with surface or incorporated addition compared to regular urea (up to 15 and 10%, respectively).
3. Method of incorporated fertilizer into the soil delayed urea hydrolysis and reduced AN concentration in the floodwater which reduce NH₃ volatilization more than surface application (from 62 to 20% with regular urea treatment).
4. Rice grain yield and its content of N were enhanced in all treatments compared to urea alone either in broadcasting or incorporated addition.

INTRODUCTION

Urea is the predominant of nitrogen fertilizers used all over the world. This fertilizer has inherent disadvantages however, which reduce their efficiency. Ammonia volatilization is a major avenue for N loss and environmental harmful. The reactions can be summarized as follows (Fenn and Richards, 1986):



Rapid hydrolysis of urea leads to high concentration of ammonium ions in the floodwater of rice fields, and hence high pH (Hamissa et al., 1996).

Therefore, the present work aimed to decreasing the loss of NH₃ by volatilization from urea fertilizer added to paddy soils using urease inhibitor (HQ), neutral salts (KCl, CaCl₂) slow release fertilizer (SCU) and acidic fertilizer (UP).

MATERIALS AND METHODS

Bulks from soil surface (0-30 cm) were collected from the rice research farm at Kafr El-Sheikh Governorate of Egypt. It contained 55% clay, 0.07% total N, 13.50 mg/kg available P, 215 mg/kg available K and pH 7.97 in 1: 2.5 soil suspension. The combinations of the treatments were prepared as follows:

1. Soil without added N (S).
2. Soil + urea (S + U).
3. Soil + urea + HQ, 1% of the urea applied (S + U + HQ)
4. Soil + urea + KCl, 1: 1 by weight of urea (S + U + KCl).
5. Soil + urea + CaCl₂, 1: 1 by weight of urea (S + U + CaCl₂).
6. Soil + sulfur coated urea (S + SCU).
7. Soil + urea phosphate (S + UP).

All fertilizer materials and chemical compounds were added by two methods: (1) Broadcasting on the soil surface in two splits, 2/3 before flooding and 1/3 one month after the first one and (2) Incorporated with the top soil before flooding.

The floodwater pH was measured in the pots daily for the first seven days after fertilization. Ammoniac-N of floodwater was measured in the lab at the same time by steam distillation in the presence of MgO according to Page *et al.*, 1982. At harvest, the air-dry weight of grains was recorded and nitrogen content was measured using oregano-G dye method according to Hafez and Mikkelsen, 1981.

RESULTS AND DISCUSSION

Ammonia volatilization:

NH₃ loss (% of applied N lost) could be predicted from the following equation which suggested by Rao, 1987:

$$\text{NH}_3 \text{ loss \%} = 10.44 + 4.16 \text{ AN} \quad (r = 0.917)$$

The results of the present study support and validate the hypothesis that AN concentration can be used to assess N losses from fertilizer in flooded rice cultures. Assessing ammonia volatilization losses by merely monitoring floodwater is simple, inexpensive and easier to adopt for extensive field studies on efficiency of nitrogen fertilizers for rice crop.

Table 1 shows that, total NH₃ losses were correlated with AN concentration in the floodwater. Surface addition of fertilizer showed that SCU gave the lowest NH₃ loss (47%) compared to urea alone (62%) after one day of the first addition. SCU also delayed maximum loss to the third day of added fertilizer. Data showed also that, the highest values of NH₃

* Prof. Dr. Samir Mashali, *et al.*: Soil Science Department, Faculty of Agriculture, 33516-Kafr El-Sheikh, Tanta Univ., Egypt.
E-mail: smashali@yahoo.com

losses were obtained at the first day after the second addition of fertilizer then started to decline thereafter. Maximum NH₃ volatilized was obtained when urea alone was added (52%) while the minimum value was found when SCU was added (39%) with the second addition. Urea phosphate also reduced NH₃ loss that almost due to the effect of acidity caused by UP which retards urea hydrolysis via inactivation of urease enzyme.

On the other side, all treatments decreased the loss of NH₃ compared to urea only (from 20 to 11%) after one day of the incorporated fertilizer with top soil. John et al. (2000) found that, placement of N fertilizer into soil before flooding can markedly reduce volatilization in comparison with broadcasting the fertilizer over the floodwater. Incorporated method also delayed urea hydrolysis to the fifth day of fertilization. Ghanem and Badawi (1998) found that, incorporation or banding urea into a dry soil reduced the concentration of AN in the floodwater by 56%.

Table (1): Total NH₃ loss (% of applied N lost) as affected by addition of 220 kg N/ha from different urea forms and chemical compounds.

DAF*	1	2	3	4	5	6	7
First dose of surface addition							
S	10.85	11.27	11.68	11.72	11.72	11.68	11.60
S + U	62.44	61.02	59.61	39.60	23.75	21.92	20.13
S + U + HQ	57.57	59.77	62.02	41.51	25.16	22.96	20.75
S + U + KCl	49.12	53.28	57.94	39.76	26.24	24.08	21.96
S + U + CaCl ₂	49.96	54.74	59.52	40.60	25.83	23.34	21.75
S + SCU	47.04	51.62	56.20	39.89	27.74	25.88	23.46
S + UP	49.54	54.49	59.48	40.35	25.91	22.08	18.76
Second dose of surface addition							
S	11.68	11.64	11.60	11.52	11.48	11.43	11.43
S + U	52.04	43.72	35.40	38.85	33.98	29.49	20.84
S + U + HQ	51.20	46.63	42.05	38.31	34.56	30.20	21.67
S + U + KCl	51.33	47.21	43.13	39.06	34.98	30.15	21.25
S + U + CaCl ₂	51.20	47.96	43.72	39.80	35.94	30.78	21.46
S + SCU	39.40	37.48	35.56	31.84	33.13	35.73	23.16
S + UP	44.34	43.05	41.76	39.40	37.84	22.17	22.17
Incorporated addition							
S	11.85	11.27	11.68	11.72	11.22	11.68	11.60
S + U	20.00	20.00	28.28	28.95	29.65	27.32	25.00
S + U + HQ	11.97	19.38	27.49	28.41	29.36	27.49	25.66
S + U + KCl	11.51	21.13	30.78	31.03	31.32	28.07	24.87
S + U + CaCl ₂	11.31	20.92	30.53	30.65	30.78	29.74	24.95
S + SCU	11.35	19.30	27.28	27.66	28.03	26.91	25.83
S + UP	11.56	19.34	35.48	36.02	36.56	30.61	24.66

* DAF=Day after fertilization

Grain yield and nitrogen uptake:

Fig. 1 shows that the grain yield from all fertilizer treatments was higher than urea lonely. Maximum yield was shown with SCU and UP treatments (57 and 56 g/pot, respectively). Some differences were noticed between the results of application methods, but this was not significant. Splitting nitrogen fertilizer into two doses minimized the loss of ammonia and meets the plant need of N particularly at panicle initiation stage which considered one of the limiting factors for high production.

Some reduction in the grain yield with incorporated method may be attributed to both adverse and direct effect of chemical compounds on root growth and its competition with NH₄ on the exchange sites and increasing its concentration in the floodwater which subjected to volatilization.

Grain content of nitrogen was enhanced in all treatments compared to urea alone when fertilizer was added surface or incorporated (Fig. 2). Grain content of N with surface application was higher than it with incorporated addition that enhanced grain yield superiority when fertilizer was added broadcasting.

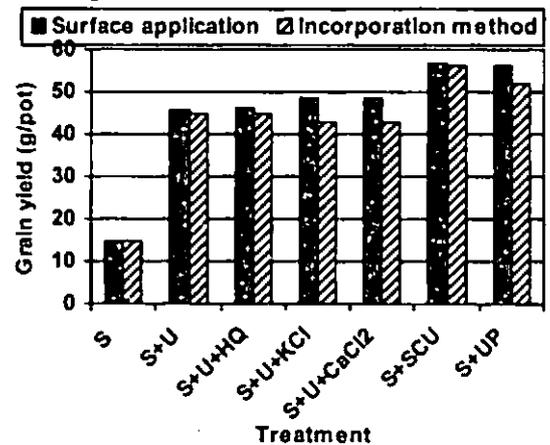


Fig. (1): Rice grain yield (g/pot) as affected by N applied either to soil surface or incorporated with top soil.

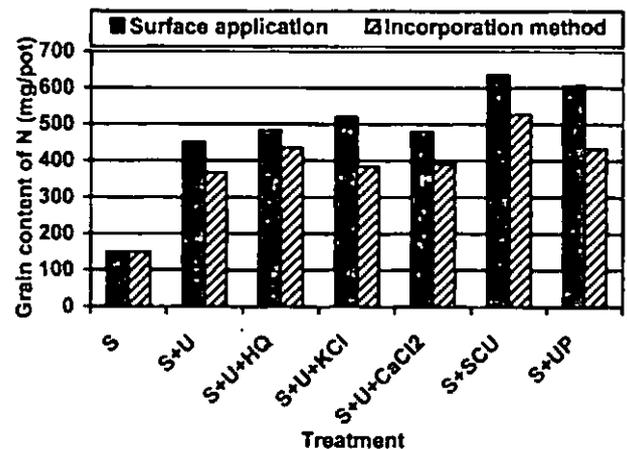


Fig. (2): Nitrogen content of grain yield (mg/pot) as affected by N applied either to soil surface or incorporated with top soil.

REFERENCES

Fenn L.B and J. Richards (1986). Ammonia loss from surface applied urea-acid products. *Fert. Res.* 9: 265-275.
 Ghanem, S.A. and A.T. Badawi (1998). Diurnal pH changes of floodwater and ammonical nitrogen losses from flooded soil. *Egyptian Con. Agron., Kaf El-Sheikh.* 1: 118-130.
 Hafez, A.A.R. and D.S. Mikkelsen (1981). Colorimetric determination of nitrogen for evaluating the nutrition status of rice. *Soil Sci. and Plant Analysis.* 12: 61-69.
 Harissa, M.R.; M.S. Balal; A.T. Badawi; F.N. Mahrous and S.A. Ghanem (1996). Fertilizer management for rice in Egypt. *Rice Res. programs, Agric. Res. Center, Giza, Egypt.*
 John, L.H.; D.B. James; L.T. Samuel and L.N. Werner (2000). *Soil fertility and fertilizer.* Sixth Edition. Macmillan Publishing Company, New York.
 Page, A.L.; R.H. Miller and D.R. Keeney (1982). *Method of soil analysis part-2.* Amer. Soc. Agric. Inc. Madison.
 Rao, D.L.N. (1987). Slow-release urea fertilizers. Effect on floodwater chemistry, ammonia volatilization and rice growth in an alkali soil. *Fertilizer-Research.* 13: 209-221.

Einflüsse der Rhizodeposition von Körnerleguminosen auf den Umsatz ihrer Residuen im Boden

Jochen Mayer^{1*}, Franz Buegger², Erik Steen Jensen³,
Michael Schloter² & Jürgen Heß¹

Einleitung und Problemstellung

Pflanzen beeinflussen während ihres Wachstum die Umsatzprozesse der organischen Bodensubstanz (OBS) durch direkte Interaktionen. Diese Prozesse werden hauptsächlich durch die Rhizodeposition der Pflanzenwurzeln verursacht. Die meisten bekannten Interaktionen, wie die Absenkung des Rhizosphären pH-Wertes, die Komplexbildung verschiedener Ionen oder die Induktion von Priming-Effekten wirken kurzfristig und dienen der Verbesserung der Nährstoffversorgung der Pflanzen.

Neben den kurzfristigen Einflüssen treten auch längerfristige Wirkungen auf: Durch Rhizodeposition kann die Stabilität der Bodenaggregate beeinflusst werden. Neben einer Veränderung der Aktivität und Größe der mikrobiellen Biomasse in der Rhizosphäre wurden auch pflanzenartsspezifische Veränderungen ihrer Zusammensetzung nachgewiesen.

Während die C-Rhizodeposite zum größten Teil durch die Mikroorganismen veratmet werden, verbleiben die N-Verbindungen weitgehend im Boden. In einer komplementären Studie ermittelten MAYER ET AL. (2003a) bei Ackerbohne, Erbse und Weißer Lupine eine N-Rhizodeposition von 12% - 16% bezogen auf die Gesamt-N-Aufnahme und von 35% - 45% bezogen auf die Residuen, die nach Abfuhr der Körner auf dem Feld verbleiben. Dieser Stickstoff wurde hauptsächlich als mikrobielle Residualmasse (= tote mikrobielle Biomasse, Exoenzyme, Schleimhüllen) und zu einem geringeren Teil in der mikrobiellen Biomasse immobilisiert.

Ziele dieser Arbeit waren, den Umsatz des N aus Rhizodeposition der von MAYER ET AL. (2003a) evaluierten Körnerleguminosen zu untersuchen und mögliche Einflüsse der Rhizodeposition auf den C- und N-Umsatz ihrer Residuen zu überprüfen sowie die Rolle verschiedener Bodenpools für die Umsatzprozesse zu evaluieren.

Material und Methoden

Ackerbohnen (*Vicia faba* L.) (AB), Körnererbsen (*Pisum sativum* L.) (E) und Weiße Lupinen (*Lupinus albus* L.) (Lu) wurden in mit Boden (Ls3) gefüllten 8,5 l Gefäßen angezogen und *in situ* mit ¹⁵N markiert (Docht-Technik) (Mayer et al. 2003a). Als Kontrolle diente derselbe Boden, der über die Vegetationsperiode der Leguminosen in feuchtem Zustand kühl und dunkel gelagert wurde. Nach der Ernte der oberirdischen Pflanzenteile zur Reife der Pflanzen wurden aus dem Boden alle sichtbaren Wurzeln von Hand entfernt und der verbleibende pflanzenbürtige N als N-Rhizodeposition (NdfR) definiert. Der Anteil der

Feinwurzeln in diesem Pool wurde durch Auswaschen über einem 200 µm Sieb bestimmt.

Die Böden wurden anschließend in einem Inkubationsexperiment in 900 ml Einmachgläsern über 168 Tage bei 15°C und 50% WK_{max} in dreifacher Wiederholung inkubiert. Die Böden der drei Körnerleguminosenarten und der Kontrollboden wurden dabei jeweils ohne (Umsatz N-Rhizodeposition; Varianten: A,B) und mit (Einfluss auf Umsatz der Residuen; Varianten: C,D) Zugabe der "erfassbaren Residuen" (Stängel+Blätter+Makrowurzeln, 8g kg⁻¹ TM, 2mm, getrocknet 60°C) bebrütet.

Versuchsvarianten (B, C und D jeweils für AB, E und Lu):

- A: Kontrollboden (K)
- B: Boden mit Rhizodeposition (Bo+Rh)
- C: Kontrollboden + Residuen (K+Res)
- D: Boden mit Rhizodeposition + Residuen (Bo+Rh+Res)

Während der Inkubation wurde die CO₂-Bildung, der mikrobielle C und N, N_{min}, N_i sowie die jeweiligen ¹⁵N-Gehalte der Pools bestimmt.

Anhand eines approximativen Rechenverfahrens wurde der neu gebildete mikrobielle Residualmasse-N aus den Leguminosenresiduen geschätzt (Abb. 1).

Berechnung des neu gebildeten mikrobiellen Residualmasse-N aus Pflanzenresiduen (N_{micro} dfR):

1. **Berechnung des abgebauten C aus Pflanzenresiduen (C_{dec} dfR)**

$$C_{dec\ dfR} = C_{min\ dfR} + C_{mic\ dfR} + C_{micro\ dfR}$$
 - C_{min} dfR: mineralisierter C aus Pflanzenresiduen
 - C_{mic} dfR: mikrobieller C aus Pflanzenresiduen
 - C_{micro} dfR: mikrobieller Residualmasse-C aus Pflanzenresiduen

Berechnung C_{min} dfR u. C_{mic} dfR: Boden mit Residuen - Kontrolle (Differenzenmethode)

Größe C_{micro} dfR unbekannt => C_{dec} dfR (1. Näherung) = C_{min} dfR + C_{mic} dfR
2. **Schätzung des abgebauten N aus Pflanzenresiduen (N_{dec} dfR)**
 Annahme 1: % C_{dec} dfR = % N_{dec} dfR

$$N_{dec\ dfR} (1. \text{ Näherung}) = \% C_{dec\ dfR} (1. \text{ Näherung}) \times N_{input\ dfR}$$
3. **Berechnung des mikrobiellen Residualmasse-N aus Pflanzenres.**

$$N_{micro\ dfR} (1. \text{ Näherung}) = N_{dec\ dfR} (1. \text{ Näherung}) - N_{min\ dfR} - N_{mic\ dfR} - N_{kum\ dfR}$$

N_{kum} dfR: N-Verluste durch Denitrifikation
4. **Schätzung des C_{micro} dfR aus N_{micro} dfR (1. Näherung)**
 Annahme 2: C:N mikrobielle Residuen = C:N mikrobielle Biomasse

$$C_{micro\ dfR} (1. \text{ Näherung}) = N_{micro\ dfR} (1. \text{ Näherung}) \times C:N_{mikrobielle\ Biomasse}$$
5. **Berechnung 2. Näherung C_{dec} dfR**

$$C_{dec\ dfR} (2. \text{ Näherung}) = C_{min\ dfR} + C_{mic\ dfR} + C_{micro\ dfR} (1. \text{ Näherung})$$

Wiederholung der Schritte 2 - 5.

Abb. 1: Prinzip der Berechnung des neu gebildeten mikrobiellen Residualmasse-N aus Pflanzenresiduen (MAYER ET AL. 2003b)

Ergebnisse und Diskussion

Umsatz des N aus Rhizodeposition

Die Netto-N-Mineralisierung in den Varianten Bo+Rh zeigte deutliche Unterschiede zur Kontrolle (K). Nach 168 Tagen wurden im Lupinenboden 33 µg N_{min} g⁻¹ Boden im Ackerbohnenboden 31 µg g⁻¹ und im Erbsenboden 29 µg g⁻¹ mineralisiert, im Kontrollboden dagegen nur 27 µg g⁻¹ (Tab. 1). Nach 168 Tagen waren 21% (Lupine), 26% (Ackerbohne) und 27% (Erbse) des N aus Rhizodeposition (NdfR) mineralisiert (Tab. 1).

¹ Universität Kassel, Fachgebiet Ökologischer Land- und Pflanzenbau, Nordbahnhofstr. 1a, D-37217 Witzenhausen;

* aktuelle Adresse: Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Reckenholzstr. 191, CH-8046 Zürich, Tel.: +41 1 377 72 14, Fax: +41 1 377 72 01, Email: Jochen.Mayer@fal.admin.ch

² GSF, Institut für Bodenökologie, Postfach 1129, D-85758 Neuherberg

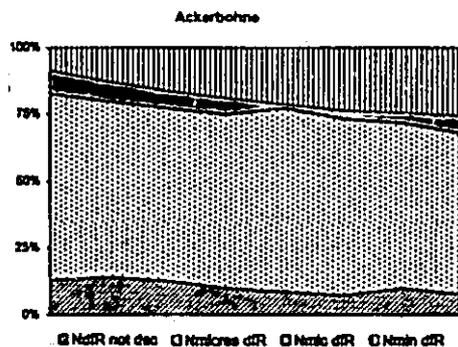
³ Plant Research Department, PRD-301, Risø National Laboratory, DK-4000 Roskilde

Tabelle 1: Netto-N-Mineralisierung und Anteil des mineralisierten NdfR der Böden ohne Residuenzugabe nach 168 Tagen Inkubation (N = 3, ±s, versch. Buchstaben: Mittelwertdifferenzen sind signifikant, p<0,05).

Boden mit Vorfrucht	Netto-N _{min} (µg g ⁻¹ Bo)	% NdfR mineralisiert
Ackerbohne	31 ^{bc} ±0,8	26 ±0,4
Erbse	29 ^b ±0,1	27 ±1,1
Lupine	33 ^c ±0,7	21 ±0,7
Kontrolle	27 ^a ±1,0	-

Der mikrobielle N (N_{mic}) (Abb. 2) zeigten dagegen praktisch keine Unterschiede zwischen den Varianten (-/AB, -/E, -/Lu, -/K). Die mikrobielle Residualmasse bildete den größten Pool des NdfR. Der in der mikrobielle Biomasse immobilisierte Anteil war dagegen relativ gering und betrug 10% - 13% zu Beginn des Experiments. Dieser Anteil reduzierte sich bis zum Ende auf ca. 6% (Abb. 3). Der in der mikro-

biellen Biomasse immobilisierte NdfR trug daher nur zu einem geringen Teil, 15% - 17% für AB und Lu zum N_{min} dfr bei. Der weitaus



größere Teil Abb. 3: Verteilung des N aus Rhizodeposition des mineralisierten NdfR in verschiedenen Pools der Bö+Rh am Beispiel Ackerbohne. NdfR not dec = nicht umgesetzter NdfR (Feinwurzeln); Nmicres = mikrobielle Residualmasse; dfr = derived from Lu, wurde aus der mikrobiellen Residualmasse mineralisiert. Die noch im Boden verbliebenen Feinwurzeln trugen zu ca. 30% zum N_{min} dfr bei. Der Erbsenboden zeigte aufgrund des relativ hohen Feinwurzelaanteils von 31% ein indifferentes Bild.

Einflüsse der Rhizodeposition auf den Residuenumsatz

Die Residuenzugabe führte in den Varianten K+Res und Bo+Rh+Res zu ein kompletten N-Immobilisierung, die bis zum Tag 84 anhielt (keine Abb.). Der durch Rhizodeposition beeinflusste Boden zeigte jedoch unterschiedliche Wirkungen auf den Umsatz der „erfassbaren Residuen“ (=Stängel+Blätter+Makrowurzeln). Die kumulative C-Mineralisierung und der mikrobielle C in den Varianten Bo+Rh+Res unterschieden sich nur bei Lu deutlich von der Kontrolle (K+Res). Zum Ende der Inkubation nivellierten sich die Unterschiede in allen Varianten.

Der mikrobielle N dagegen wies deutliche Unterscheide zwischen den Böden mit und ohne Rhizodeposition auf, obwohl in den Varianten ohne Residuenzugabe (Bo+Rh) keine Unterschiede zu beobachten waren (Abb. 2).

Die Böden mit Rhizodeposition (Bo+Rh+Res) verursachten eine beschleunigte Immobilisierung des N der „erfassbaren Residuen“ als mikrobielle Residualmasse. Die stärksten Unterschiede wiesen die Varianten mit den größten N-Einträgen durch Rhizodeposition auf (AB: 56 µg g⁻¹;

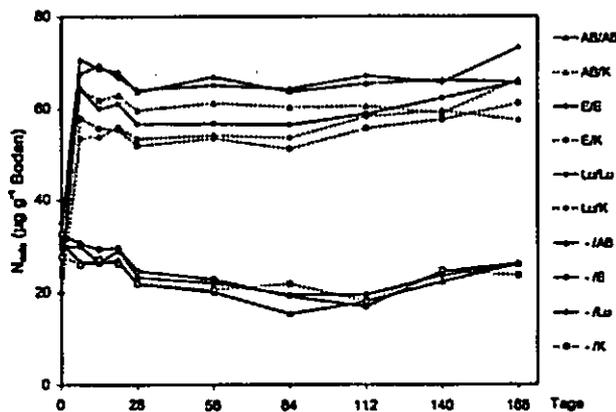


Abb. 2: N_{mic} Gehalte des Bodens der Versuchsvarianten (-/K = K; -/AB, -/E, -/Lu = Bo+Rh; AB/K, E/K, Lu/K = K+Res; AB/AB, E/E, Lu/Lu = Bo+Rh+Res).

Lu: 54 µg g⁻¹; E: 17 µg g⁻¹) und nahmen in der Reihenfolge Lu, AB, E ab. Zum Ende der Inkubationszeit verringerten sich die Unterschiede (Abb. 4).

In einer komplementären Studie fanden ANEJA ET AL. (2003) Unterschiede in der Zusammensetzung der Bakteri-population in der Rhizosphäre derselben Leguminose-arten. Ein Faktor für die beobachteten Unterschiede dürfte daher die Diversifizierung funktioneller Gruppen der mikrobiellen Population sein.

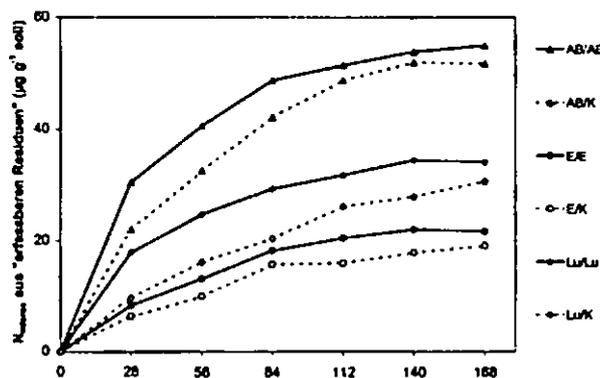


Abb. 4: Bildung von mikrobieller Residualmasse N aus zugegebenen „erfassbaren Residuen“ (=Stängel+Blätter+Wurzeln). AB/K, E/K, Lu/K = K+Res; AB/AB, E/E, Lu/Lu = Bo+Rh+Res

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse bestätigen die Bedeutung des NdfR als ein wesentlicher Faktor für die N-Dynamik nach Körnerleguminosen. Der NdfR wird hauptsächlich als mikrobielle Residualmasse im Boden immobilisiert und bildet damit einen labilen Pool der OBS. Die Rhizodeposition von Körnerleguminosen beeinflusst, vermutlich über Interaktionen mit den Bodenmikroorganismen, den anschließenden Umsatz ihrer Residuen und trägt v.a zu einer verstärkten N-Immobilisierung der Residuen bei.

Literatur

ANEJA M, SHARMA S, MAYER J, SCHLOTTER M, MUNCH JC (2003) RNA fingerprinting of microbial community in the rhizosphere soil of grain legumes. J Appl Microbiol, in press.
 MAYER J, BUEGGER F, JENSEN ES, SCHLOTTER M, HEB J (2003a) Estimating N rhizodeposition of grain legumes using a ¹⁵N in situ stem labeling method. Soil Biol Biochem 35: 21-28.
 MAYER J, BUEGGER F, JENSEN ES, SCHLOTTER M, HEB J (2003b) Turn-over of grain legume N rhizodeposits and effect of rhizodeposition on the turnover of crop residues. Biol Fertl Soils, in press.

Biokompostverwertung auf Rebflächen – Simulation der N-Dynamik

Claas Nendel*, Kurt-Christian Kersebaum, Stephan Reuter, Roland Kubiak und Rolf Nieder

1. Einleitung

Das mangelnde Wissen um die N-Nachlieferung aus Bioabfallkompost unter den besonderen Bedingungen des Weinbaus hat eine fachgerechte Verwertung von Bioabfällen auf Rebflächen bis dato erschwert. Aus diesem Grunde wurde an der SLFA Neustadt ein Simulationsmodell zur Darstellung der N-Dynamik in Weinbergsböden unter Berücksichtigung des Einsatzes von Bioabfallkompost entwickelt.

2. Das Modell

Als Plattform für das Weinbau-Modell diente das für ackerbauliche Belange entwickelte Modell HERMES (Kersebaum, 1989). Mit Hilfe aus der Literatur entnommener Parameter sowie einiger struktureller Änderungen im Pflanzenwachstums-Teilmodell konnte das Wachstum von *Vitis vinifera* L. über einen Zeitraum von mehreren Jahren simuliert werden. Eine neue empirische Massenverteilungsfunktion für die Rebwurzel als Schnittstelle zwischen Boden und Pflanze ermöglichte weiterhin die Darstellung der dynamischen Wasser- und Stickstoffentnahme aus dem Boden (Nendel, 2002).

3. Parameterschätzung und Modellvalidierung

Das N-Mineralisationsverhalten eines Fertigkomposts, wie er typischerweise auf Rebflächen in Deutschland verwendet wird (Tab. 1), wurde in einem Labor-Inkubationsexperiment nach Stanford und Smith (1972) untersucht. Dazu wurden vier repräsentative Weinbergsböden aus den Anbaugebieten Vorderpfalz (Ruppertsberg), Rheinhessen (Oppenheim), Mosel-Saar-Ruwer (Wolf) und Nahe (Bad Kreuznach) verwendet (Tab. 2). Diese mit Riesling bestandenen Flächen sind

Teil eines seit 1999 durchgeführten bundesweiten Ringversuchs mit Bioabfallkompost. Die dabei gewonnenen Parameter zur Beschreibung der N-Nachlieferung konnten anschließend in einem Freiland-Inkubationsexperiment mit Kleinlysimetern in Anlehnung an den Versuchsaufbau von Trambouze et al. (1998) verifiziert werden. Zur Validierung des Gesamtmodells standen Daten aus einem dreijährigen intensiven N_{min} -Monitoring zur Verfügung, das von 1999 bis 2002 auf den genannten Weinbergsstandorten durchgeführt worden war.

Tabelle 1: Analyseergebnisse des verwendeten Bioabfallkompostes.

Parameter		Analysewert
Trockensubstanz	%	42,7
pH		8,1
Reifegrad		5
P ₂ O ₅		0,36
K ₂ O		0,59
N _{ges}		0,70
davon NH ₄ -N	% FM	0,04
MgO		0,38
CaO		3,34
org. Substanz		19,3

Tabelle 2: Bodenkennwerte der untersuchten Standorte.

		Rupperts- berg	Nierstein	Wolf	Bad Kreuznach
pH		6,8	7,7	5,7	7,3
C _{org}	%	833	1527	1422	1696
N _{ges}	%	73	157	195	168
Sand	%	62,9	22,4	45,4	27,4
Schluff	%	29,8	64,4	37,6	48,2
Ton	%	7,3	13,2	17,0	24,4

4. Ergebnisse

Für die Anwendung im Simulationsmodell wurde der Bioabfallkompost anhand der Ergebnisse der Laborinkubation mit 5% schnell abbaubaren und 60% langsam abbaubaren Bestandteilen charakterisiert. Diese Parameter erlaubten eine zufrieden stellende Simulation der N-Auswaschung aus kompostgedüngten Kleinlysimetern. Eine verstärkte N-Mineralisation in den ersten acht Wochen nach Kompostaufbringung, die vermutlich auf einen Priming-Effekt zurückzuführen ist, konnte jedoch nicht vom Modell nachvollzogen werden. Die anschließende Simulation der N-Dynamik

* Institut für Gemüse- und Zierpflanzenbau Großbeeren e.V., Abteilung Modellierung und Wissenstransfer, Theodor-Echtermeyer-Weg 1, D-14979 Großbeeren.

in den Rebflächen verlief ebenfalls zufrieden stellend: bei der Reproduktion der Messwerte der mit Bioabfallkompost gedüngten Flächen durch das Modell lagen 50 % der simulierten Werte innerhalb der Standardabweichung der Messwerte, auf den ungedüngten Flächen waren es 70 %. Insgesamt wurde der N_{\min} -Gehalt einer 10 cm mächtigen Bodenschicht durch das Modell um $1,7 \text{ kg ha}^{-1}$ überschätzt, bei einer Standardabweichung von $10,4 \text{ kg ha}^{-1}$. In einem Simulationsbeispiel (Abb. 1) wird deutlich, dass die N-Dynamik mit dem Modell gut nachvollzogen werden kann, nicht jedoch der in der Anfangsphase übermäßig starke Anstieg des Boden- N_{\min} als Reaktion auf die Kompostausbringung und die dadurch bedingten erhöhten N_{\min} -Werte im Unterboden in der Folgezeit.

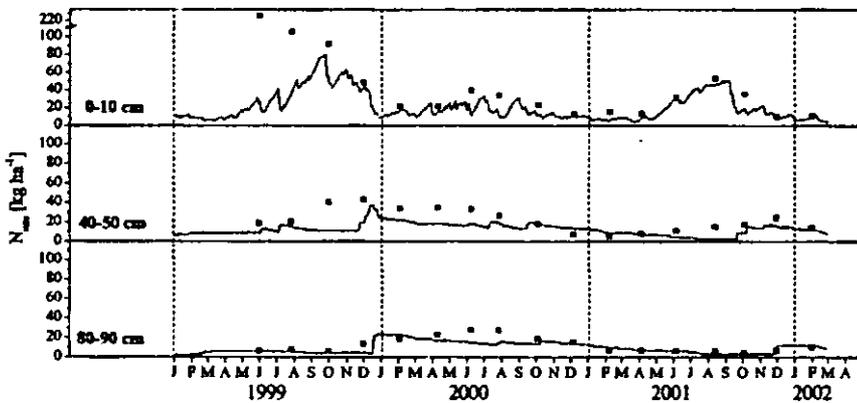


Abbildung 1: Simulation der N-Dynamik in unterschiedlich tiefen Bodenschichten des Weinbaustandortes Bad Kreuznacher Kronenberg. Der Boden wurde Ende April 1999 mit 50 t ha^{-1} Bioabfallkompost gedüngt.

Bereits ohne Berücksichtigung dieses Effektes ergab eine Simulation für die jeweiligen Standorte eine N-Nachlieferung aus dem Kompost von 37 – 58 % des Kompost-N innerhalb von drei Jahren. Diese hohen Werte zeichneten sich zum Teil auch im Freiland-Inkubationsexperiment ab (Tab. 3). Die phänologische Entwicklung der Reben konnte mit einer Genauigkeit von ± 3 Tagen simuliert werden, der Trockenmasseaufwuchs mit $\pm 13\%$, jedoch weniger akkurat unter Stressbedingungen.

Tabelle 3: Mineralisierter Anteil des mit dem Kompost ausgebrachten Stickstoffs im ersten und zweiten Jahr nach der Kompostausbringung in einem Kleinlysimeterexperiment mit zwei verschiedenen Applikationsstufen in [%].

		1. Jahr	2. Jahr	gesamt
		%		
Ruppertsberg	30 t ha^{-1}	3,3	-1,4	1,8
	50 t ha^{-1}	8,2	2,3	10,5
Nierstein	30 t ha^{-1}	29,5	10,1	39,6
	50 t ha^{-1}	21,2	10,8	32,0
Wolf	30 t ha^{-1}	17,1	7,7	24,9
	50 t ha^{-1}	13,3	3,5	16,8
Bad Kreuznach	30 t ha^{-1}	10,0	4,1	14,1
	50 t ha^{-1}	4,4	5,2	9,6

5. Zusammenfassung

Das N-Mineralisationsverhalten eines typischen Fertigkomposts aus Bioabfall wurde anhand einer Laborinkubation parametrisiert und mit Hilfe eines Kleinlysimeterexperimentes überprüft. Die Simulation der N-Dynamik von vier kompostgedüngten Weinbaustandorten sowie die Messungen an den Kleinlysimetern ergaben teilweise erheblich höhere N-Nachlieferungen aus Bioabfallkompost als bisher auf

Ackerstandorten beobachtet wurde.

6. Literatur

- Kersebaum, K.C., 1989. Die Simulation der Stickstoff-Dynamik von Ackerböden. Thesis, Hannover University, Germany, 141 pp.
- Nendel, C., 2002. Die Wirkung von Bioabfallkompost auf den Stickstoffhaushalt in Rebflächen - Analyse und Modellbildung. Shaker Publishing, Aachen, 184 pp.
- Stanford, G. and Smith, S.J., 1972. Nitrogen mineralization potentials of soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 36: 465-472.
- Trambouze, W., Bertuzzi, P. and Voltz, M., 1998. Comparison of method for estimating actual evapotranspiration in a row-cropped vineyard. Agr. For. Met., 91: 193-208.

Humuskörper norddeutscher Kiefernforste: Senken- oder Quellensysteme für C und N?

R. Nieder¹ und S. Brinkmann²

Einleitung

Humuskörper sind wichtige Kompartimente für Stoffumsetzungen in Waldböden. Diese Arbeit befasst sich mit dem Einfluss von Bestandesalter, N-Depositionen und Kalkungen auf die C- und N-Dynamik in Humusaufgaben von Kiefernforsten.

Material und Methoden

Die Probenahmestandorte sind entlang einer Katena vom westlichen ins östliche Niedersachsen verteilt. Das Probenmaterial wurde innerhalb von 2 Untersuchungen gewonnen. Die 1. Studie (35 Kiefernbestände; Alter > 60 a) fand in den Jahren 1997-1999 in der Umgebung von Unterlüß (Südheide, Ostniedersachsen) statt (Nieder et al., 2000). In der 2. Studie wurden weitere 20 Bestände (Alter: 19 bis 133 a) im westlichen und zentralen Niedersachsen untersucht. Bei den Böden handelt es sich um Podsole aus Schmelzwassersand, Geschiebesand bzw. Flugsand. Die N-Einträge mit dem Bestandesniederschlag streuen in der gesamten Region zwischen 15 (östl. Teil) und >30 (westl. Teil) kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die gesamten N-Einträge dürften aufgrund der Wechselwirkungen zwischen Atmosphäre und Baumkronen insbesondere im westlichen Teil Niedersachsens (Region mit flächenintensiver Tierhaltung) noch deutlich höher sein. In den meisten Beständen wurden in den 1970er bis 1990er Jahren Forstkalkungen durchgeführt. Aus den O₁-, O₂- und O_h-Horizonten wurden in beiden Studien schichtweise Proben (Humustopf, Fläche: 0,1 m²) von 3 Stellen pro Bestand (à 3 Proben) entnommen und die jeweiligen Horizontmächtigkeiten bestimmt. In der 2. Studie (2002) wurde auch der Mineralboden (Tiefen: 0-30, 30-60 und 60-90 cm) beprobt. Für die O-Horizonte wurden pH-Werte, C_{org}- und Gesamt-N-Gehalte bestimmt. Der Mineralboden wurde auf die NO₃⁻- und NH₄⁺-N-Gehalte untersucht. Die langfristige C- und N-Dynamik wurde mit dem Modell CABOLA (Böttcher & Springob, 2001) simuliert.

Ergebnisse und Diskussion

Die auf Podsolen unter Kiefern-Altbeständen im Norddeutschen Tiefland typischerweise vorzufindende „Gleichgewichts“-Humusform ist Rohhumus.

Dies hat sich gebietsweise bereits geändert. Insbesondere im westlichen und zentralen Niedersachsen (Studie 2002; n = 20 Bestände) ist Moder mittlerweile die dominierende Humusform (17 Bestände mit Moder; 3 Bestände mit Rohhumus). Im östlichen Niedersachsen (Studie 1997-1999; n = 35 Bestände) war dagegen Rohhumus noch die wichtigste Humusform (27 Bestände mit Rohhumus; 8 mit Moder).

Dieser Wandel von Rohhumus zu Moder hat dramatische Folgen für den C- und N-Haushalt der Waldböden. Nach der Studie im östlichen Niedersachsen speichert Rohhumus (n = 8) in mehr als 60 Jahre alten Beständen im Mittel 89,5 t C und 3,2 t N, Moder (n = 27) speichert dagegen nur 50,8 t C und 2,2 t N. Die jüngsten Untersuchungen (2002) haben gezeigt, dass das Bestandesalter der wichtigste Einflussfaktor für die C- und N-Speicherung in Humusaufgaben ist. Bei Moder als „Gleichgewichts“-Humusform (Abb. 1, s. „2002 gemessen“) wurden in den ersten 60 Jahren etwa 50-60 t C ha⁻¹ akkumuliert.

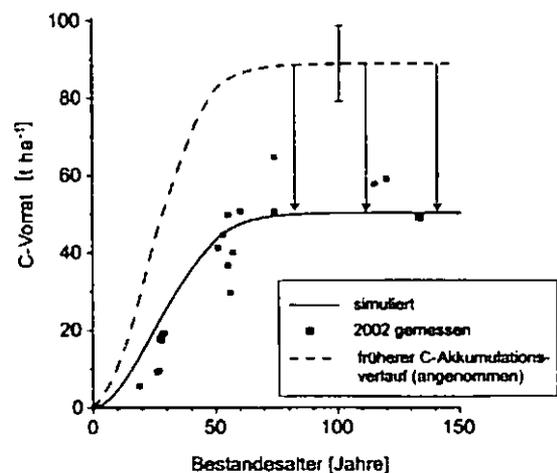


Abb. 1: Langfristige C-Dynamik in Humusaufgaben von Kiefernforsten

Die mittlere jährliche Anreicherung beträgt rund 1 t C ha⁻¹. Gleichzeitig wurden ca. 2 t N ha⁻¹ akkumuliert, was einer mittleren Rate von 25-30 kg ha⁻¹ a⁻¹ entspricht (Abb. 2).

In einem System mit der „Gleichgewichts“-Humusform Rohhumus würde im gleichen Zeitraum deutlich mehr C und N angereichert (s. „frühere C- und N-Akkumulationsverläufe“ in Abb. 1 und 2). Bei einem Wandel von Rohhumus zu Moder werden demnach erhebliche C- und N-Mengen mineralisiert und wahrscheinlich zu einem erheblichen Anteil auch emittiert. Das Modell CABOLA konnte die C- und N-Speicherung während einer Umtriebszeit gut beschreiben (Abb. 1 und 2; Nieder et al., 2003).

¹ Institut für Geoökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig, e-mail: r.nieder@tu-bs.de

² Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

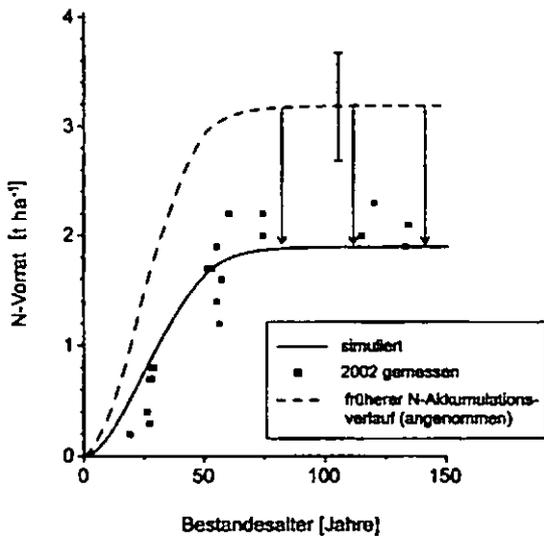


Abb. 2: Langfristige N-Dynamik in Humusauflagen von Kiefernforsten

In der Studie 2002 wurde auch der Einfluss der Forstkalkung deutlich. Aufgrund der Kalkung war der pH-Wert in den Auflagen im Mittel um 0,6 Einheiten gegenüber ungekalkten Standorten erhöht. Kalkung führt zu verstärkten Umsetzungen, mit der Folge, dass die C/N-Verhältnisse im Vergleich zu ungekalkten Standorten kleiner sind (Abb. 3). Entsprechend wurde eine Beziehung zwischen den C/N-Verhältnissen in den Humusauflagen und den Mineral-N-Gehalten im Mineralboden gefunden (Abb. 3). Demnach ist die Umweltgefährdung bei C/N > 30 gering. Sie ist bereits deutlich erhöht bei C/N < 27.

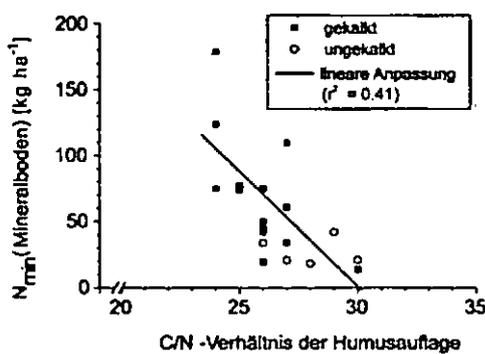


Abb. 3: N_{\min} -Werte in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis der Humusauflagen

Die N_{\min} -Konzentrationen (0-90 cm) streuten zwischen 14 und 179 kg ha⁻¹ und nahmen vom westlichen zum zentralen Niedersachsen deutlich ab (s. Brinkmann & Nieder, 2002; hier nicht gezeigt). Folgerichtig besteht offenbar auch ein enger Zusammenhang zwischen der Höhe der N-Depositionen und den N_{\min} -Gehalten.

Die fast flächendeckende Verdrängung der ursprünglichen Bodenvegetation (v.a. *Vaccinium myrtillus*) durch Gräser (z.B. *Avenella flexuosa*; *Molina caerulea*) ist ein wichtiger Indikator für die N-Sättigung der Kiefernforste.

Schlussfolgerungen

Die Humusaufgaben nordwestdeutscher Kiefernforste sind zum erheblichen Teil bereits von Senken in Quellsysteme übergegangen (Transformation von Rohhumus in Moder). C- und N-Austräge ins Grundwasser und in die Atmosphäre werden weiter zunehmen, wenn die N-Depositionen auf dem heutigen Niveau bleiben oder gar noch weiter zunehmen werden. Die N-Emissionen aus den verschiedenen Bereichen (Landwirtschaft, Transport- und Energiesektor), insbesondere aus der flächenintensiven Tierhaltung der Landwirtschaft, sind daher deutlich und schnellstmöglich zu reduzieren. Boden-Vorratsänderungen müssen in Ökosystembilanzen zwingend berücksichtigt werden.

Danksagung

Wir danken der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt in Göttingen (Dr. K.-J. Meiwes, Dr. H. Meesenburg), der Arbeitsgruppe Standortskartierung des Niedersächsischen Forstplanungsamtes in Wolfenbüttel, den Leitern und Mitarbeitern der Forstämter Unterrüß, Ahlhorn, Hasbruch und Nienburg, der LUFA Oldenburg (Dr. K. Mohr) sowie Herrn Ltd. FD H. Wachter für die Hilfe bei der Standortauswahl. Für die Unterstützung bei der Modellierung danken wir Prof. Dr. J. Böttcher (Institut für Bodenkunde der Universität Hannover). Wir danken H.-P. Dauck für die Anfertigung der Abbildungen. Die Untersuchungen wurden durch das Umweltbundesamt (Förderkennzeichen 201 72 207) ermöglicht.

Literatur

- Böttcher, J. & G. Springob (2001). A carbon balance model for organic layers of acid forest soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 164, 399-405
- Brinkmann, S. & R. Nieder (2002): Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff – Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht). Abschlussbericht zum UBA-Projekt 201 72 207
- Nieder, R., S. Brinkmann & J. Böttcher (2003). C and N Sequestration and Depletion in Pine Forest Floors: Impacts on Drainage Water Quality? In: W. Walther, F. Reinstor und E. Worch, (Eds.) – Proceedings of the International Conference "Diffuse Input of Chemicals into Soil & Groundwater- Assessment & Management", Dresden, February 26th – 28th, 2003, 335-340.
- Nieder, R., H. Wachter & K. Isermann (2000). Erhöhte Stoffausträge bald auch aus Waldböden? AFZ/Der Wald 11, 594-599

Reduziert steigende Biodiversität die Stickstoffauswaschung aus dem Oberboden in einem Grünland-Ökosystem?

Yvonne Oelmann und Wolfgang Wilcke

1. Einleitung

Der Verlust der Artenvielfalt, v.a. hervorgerufen durch intensivere Nutzung der Umwelt durch den Menschen, hat die Diskussion um die Auswirkungen unterschiedlicher Diversität auf Ökosystemfunktionen entfacht (Naeem et al., 1999; Loreau et al., 2001). Als Ökosystemfunktionen gelten beispielsweise Biomasseproduktion, Kohlenstoffspeicherung oder Nährstoffkreisläufe. Diese Funktionen stellen für den Menschen z.T. wichtige „Dienstleistungen“ dar, wie z.B. Klimaschutz oder Nährstoffretention. Letzteres spielt v.a. in agrarisch intensiv genutzten Gebieten eine Rolle, in denen erhöhte Stickstoffausträge die Grundwasserqualität gefährden können. Stickstoffausträge, die hauptsächlich in Form von Nitrat erfolgen, werden durch verschiedene Faktoren, wie Klima, Bodeneigenschaften und Art der landwirtschaftlichen Nutzung beeinflusst. Einen Effekt haben ebenfalls z.B. Art und Dichte des Pflanzenbestandes. Gemäß der Komplementaritätstheorie ist in Systemen mit hoher Artenzahl die Ressourcenausnutzung durch die Einnischung der einzelnen Arten effizienter als in weniger diversen Systemen (Tilman et al., 2001; Spehn et al., 2002). Folglich müsste mit steigender Artenzahl die Nitrat- auswaschung sinken. Um diese Hypothese zu prüfen, eignen sich Experimente, in denen die Biodiversität unter gleichen Standortbedingungen manipuliert wird. Der Zusammenhang zwischen Nitrat- auswaschung und Biodiversität wurde bisher selten in derartigen Untersuchungen berücksichtigt (Hooper und Vitousek, 1998; Scherer-Lorenzen et al., 2003). In unserem Beitrag stellen wir erste Ergebnisse aus dem „Jena-Experiment“ zum Zusammenhang zwischen Biodiversität und Nitratgehalten im Boden vor.

2. Material und Methoden

Das experimentelle Design der Untersuchungsfläche basiert auf 90 Plots (20 m x 20 m), auf denen randomisiert verschieden diverse Artenmischungen angesät wurden. Dabei wurden die Artenzahl (0, 1, 2, 4, 8, 16, 60) und die Anzahl der funktionellen Pflanzengruppen (1, 2, 3, 4) möglichst unabhängig voneinander variiert (Roscher et al., 2003).

Für die Erfassung des mineralischen Stickstoffgehalts (N_{min}) wurden Bodenproben von jedem Plot der Untersuchungsfläche entnommen (0-15 cm, 15-30 cm Tiefe; Oktober 2002, März und Juni 2003). Die feldfrischen Proben wurden im Labor mit 1 M Kaliumchloridlösung versetzt und eine halbe Stunde lang geschüttelt. Anschließend wurde diese Suspension filtriert.

Die Nitratkonzentrationen im Filtrat wurden am Continuous Flow Analyzer (CFA) der Firma Skalar bestimmt. Um die Konzentrationen auf die trockene Bodenmasse zu beziehen, wurde der Wassergehalt von 5 g Boden jeder Probe durch 24-stündige Trocknung bei 80 °C ermittelt.

Mit Hilfe von Saugplatten wurde außerdem Bodenlösung aus 30 cm Tiefe gewonnen (Beprobung jede zweite Woche, außer bei extremer Trockenheit, Überflutung oder Frost; Saugplatten der Firma Umweltmesssysteme: Glassinter, Porendurchmesser ca. 1µm), an die fortlaufend und automatisiert ein an der Saugspannung des Bodens ausgerichtetes Unterdruck angelegt wurde. Die Bestimmung des Nitrats erfolgte wiederum an der CFA. Der volumengewichtete Mittelwert der Nitrat-N-Konzentrationen in der Bodenlösung wurde für den Zeitraum vom 23. Oktober 2002 bis 7. April 2003 berechnet.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die mittleren Gehalte an pflanzenverfügbarem Nitrat im Oberboden waren im Oktober 2002 und im Juni 2003 in den Flächen mit Leguminosen signifikant höher als in den Flächen ohne Leguminosen (t-Test, $p < 0,05$; Tab. 1). Im März 2003 gab es keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich des mittleren Nitratgehaltes zwischen diesen beiden Gruppen. Leguminosen stellen dem Ökosystem über die Luftstickstofffixierung mehr N zur Verfügung bzw. nehmen weniger N aus dem Boden auf, was erhöhte Gehalte des pflanzenverfügbaren Nitrats im Boden zur Folge hat. Dieses Phänomen trat bereits vier Monate nach Aussaat auf. Auswaschung und die während des Winters gehemmte Mineralisierung führten im Frühjahr 2003 zu einer Angleichung der Nitratgehalte im Oberboden der Plots mit und ohne Leguminosen. Bei der nächsten Probenahme im Sommer 2003 trat der „Leguminosen-Effekt“ verstärkt hervor. Um die Frage zu klären, ob dafür Mineralisierungsprozesse von stickstoffreichen Leguminosenteilen (z.B. Feinwurzeln) oder die Nicht-Nutzung des Boden-N-Pools durch Leguminosen verantwortlich sind, sind N-Isotopenuntersuchungen geplant.

Tabelle 1: Nitratgehalte in der Bodenfestphase ($\mu\text{g NO}_3\text{-N g}^{-1}$, Mittelwerte \pm Standardfehler, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede, t-Test, $p < 0,05$)

Oktober 2002		März 2003		Juni 2003	
mit Leguminosen	ohne Leguminosen	mit Leguminosen	ohne Leguminosen	mit Leguminosen	ohne Leguminosen
2,4a	1,8b	2a	2,7a	3,1a	1,2b
$\pm 0,2$	$\pm 0,1$	$\pm 0,5$	$\pm 1,2$	$\pm 0,5$	$\pm 0,4$

Es besteht weiterhin ein nicht-linearer Zusammenhang zwischen Nitratgehalten im Boden und der Artenzahl. Differenziert man jedoch nach Plots mit und ohne Leguminosen, so tritt dieser Zusammenhang auf den Leguminosen-Plots deutlicher hervor (Abb. 1).

Die Biomasse der Leguminosen übt einen signifikant größeren Einfluss auf die Nitratgehalte aus als die Artenzahl (ANOVA, $p < 0,05$ für die Daten vom Oktober 2002, hier nicht gezeigt). Die Artenzahl *per se* wirkt sich auf die

pflanzenverfügbaren Nitratgehalte im Boden also nicht deutlich aus, wohl aber die Anwesenheit bzw. die Biomasse einer funktionellen Gruppe – der Leguminosen. Die Ergebnisse der N_{min} -Beprobung werden durch diejenigen der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung bestätigt. Der volumengewichtete Mittelwert der Nitratkonzentrationen über ca. 6 Monate (\log_{10} -transformiert) zeigt insbesondere auf den Plots ohne Leguminosen einen negativen linearen Zusammenhang mit der Artenzahl (Abb. 2). Plots mit Leguminosen weisen über alle Artenzahlstufen hinweg höhere volumengewichtete Mittelwerte der Nitratkonzentrationen auf als solche ohne Leguminosen.

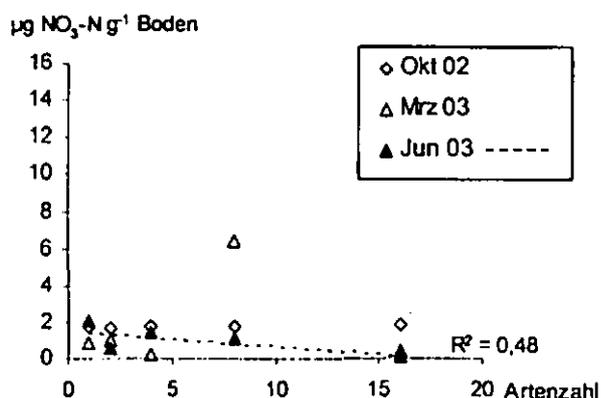
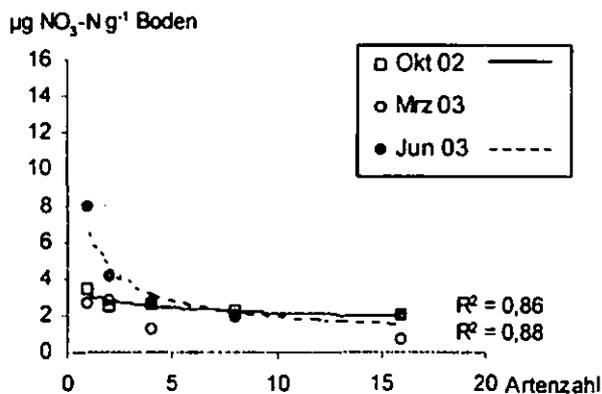


Abb. 1: Zusammenhang zwischen der Artenzahl und den mittleren Nitratgehalten im Oberboden ($\mu\text{g g}^{-1}$) (Oktober 2002, März und Juni 2003); oben mit Leguminosen, unten ohne Leguminosen

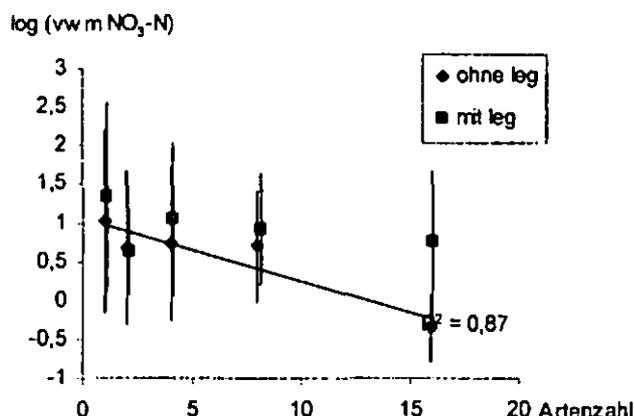


Abb. 2: Zusammenhang zwischen der Artenzahl und dem volumengewichteten Mittelwert (vwm, \log_{10} -transformiert) der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung (23.10.02 bis 07.04.03), Balken entsprechen der Standardabweichung.

In einem ähnlichen Experiment in der nordamerikanischen Prärie zeigten Tilman et al. (1997) mit steigender Artenzahl sinkende Nitratgehalte im Boden. Zwar wurde dieser Zusammenhang durch unsere Untersuchung bestätigt, es ist jedoch eine getrennte Betrachtung der An- bzw. Abwesenheit von Leguminosen nötig. Der Effekt der Leguminosen ist so dominant, dass er andere, wie z.B. den Effekt der Artenzahl, überlagern kann. Unsere Ergebnisse bestätigen Befunde des BIODEPTH-Experiments (Vorgängerprojekt mit Standorten in 6 europäischen Ländern, Scherer-Lorenzen et al. 2003), in dem allerdings ausschließlich bei Anwesenheit von Leguminosen ein Zusammenhang zwischen Nitratauswaschung und Artenzahl beobachtet wurde. Dieser wird auf den mit steigender Diversität sinkenden Anteil der Leguminosenbiomasse an der Gesamtbiomasse zurückgeführt. Eine geringere Leguminosenbiomasse habe eine Verminderung des Stickstoff-Eintrags durch Fixierung und eine Vergrößerung des Wurzelsystems - damit einhergehend eine Erhöhung der N-Aufnahme - zur Folge.

Die noch folgenden Untersuchungsjahre werden zeigen, ob auch in Abwesenheit von Leguminosen steigende Diversität die Nitratauswaschung vermindert.

4. Schlussfolgerungen

Da weniger der Wasserhaushalt als vielmehr die Konzentration in der Bodenlösung für die Nitratauswaschung in den untersuchten Grünlandökosystemen verantwortlich sind (vgl. Scherer-Lorenzen et al. 2003), kann aus den deutlichen Zusammenhängen zwischen Nitratkonzentrationen und der Artenzahl geschlossen werden, dass erhöhte Biodiversität die Nitratauswaschung vermindert.

Gerade für Klee-Grasmischungen, die wegen des Stickstoffdüngungseffekts von Landwirten bevorzugt angesät werden, erlangen unsere Ergebnisse Bedeutung, worauf bereits Scherer-Lorenzen et al. (2003) hinweisen. Die z.T. beträchtliche Nitratauswaschungsgefahr dieser Artenmischung könnte durch eine Erhöhung der Artenzahl gesenkt werden.

5. Dank

Diese Untersuchungen wurden ermöglicht durch die DFG (FOR 456/1-1 und Wi 1601/3-1, -2). Weiterer Dank gebührt den Initiatoren der Forschergruppe, Prof. E.-D. Schulze, Prof. W. Weisser und den Koordinatoren der Forschergruppe Dr. C. Roscher und Dr. J. Schumacher.

6. Literatur

Hooper, D.U. & P.M. Vitousek (1998): *Ecol. Monogr.* 68, 121-149.
 Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D. & D.A. Wardle (2001): *Science* 294, 804-808.
 Naeem, S., Chapin III, F.S., Constanza, R., Ehrlich, P.R., Golley, F.B., Hooper, D.U., Lawton, J.H., O'Neill, R.V., Mooney, H.A., Sala, O.E., Symstad, A.J. & D. Tilman (1999): *Issues in Ecology* 4, 2-12.
 Roscher, C., J. Schumacher, J. Baade, W. Wilcke, G. Gleixner, W.W. Weisser, B. Schmid & E.-D. Schulze (2003). *Basic Appl. Ecol.*, in Druck.
 Scherer-Lorenzen, M., Palmberg, C., Prinz, A. & E.-D. Schulze (2003): *Ecology* 84, 1539-1552.
 Spehn, E.M., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Hector, A., Caldeira, M.C., Dimitrakopoulos, P.G., Finn, J.A., Jumpponen, A., O'Donovan, G., Pereira, J.S., Schulze, E.-D., Troumbis, A.Y. & C. Körner (2002): *Oikos* 98, 205-218.
 Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. (1997): *Science* 277, 1300-1302.
 Tilman, D., Reich, P., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., Lehmann, C. (2001): *Science* 294, 843-845.

Simulation der NH₃-Volatilisation nach Harnstoff-Düngung in einem kalkhaltigen Alluvialboden in China

A. Pacholski¹, G.X. Cai², M. Roelcke³ und R.Nieder³

Deterministische Simulationsmodelle tragen wesentlich zu einem vertieften Prozessverständnis und zur Prognose von Gasflüssen aus Böden bei. Mineralische N-Düngung ist eine bedeutende NH₃-Emissionsquelle in China (Cai 1997). Bislang existiert noch kein Modell für die Simulation der NH₃-Volatilisation nach mineralischer N-Düngung (z.B. Harnstoff, Ammoniumhydrogencarbonat) im Trockenfeldbau unter Feldbedingungen.

Ziel

- Modifikation des Modells von Rachhpal-Singh & Nye (1986) für die Simulation der NH₃-Verflüchtigung nach Harnstoff-Düngung unter in situ Bedingungen.
- Validierung des Modells mit in China ermittelten NH₃-Volatilisationsdaten.
- Bewertung des Modellansatzes in Bezug auf die für NH₃-Volatilisation bedeutsamen Prozesse.

Material & Methoden

Das Simulationsmodell von Rachhpal-Singh & Nye (1986) basiert auf 3 gekoppelten Kontinuitätsgleichungen:

- Harnstoffmodell (Harnstoffhydrolyse, -diffusion)
- Ammoniakalischer Stickstoff (NH₄⁺-Sorptions, NH₄⁺-Diffusion)
- Boden-pH-Modell (OH⁻ und HCO₃⁻-Diffusion, pH-Pufferkapazität, Bodenatmung)

Die NH₃-Volatilisation (F_{N_g}) wird in Abhängigkeit vom NH₃-Gradienten zwischen oberflächennaher Bodenluft und Atmosphäre (ΔNg) sowie vom Transferkoeffizienten K_a berechnet: F_{N_g} = K_a ΔNg

Modifikationen des Modells

Die Konzentrations- und Temperaturabhängigkeit der Urease-Aktivität im A_p des chinesischen Bodens wurde in das Modell integriert. Dazu wurde die Ureaseaktivität (Kandeler 1996) in Abhängigkeit von Harnstoffkonzentration und Temperatur in einem Inkubationsexperiment bestimmt. An die ermittelte Kinetik wurde ein Modell angepasst. Der Einfluss wechselnder Bodenwassergehalte auf die Diffusionsprozesse wurde durch die Berechnung von Diffusionsimpedanzfaktoren in Lösungs- und Gasphase berücksichtigt. Die Temperaturabhängigkeit der Henry-Konstante und der NH₄⁺-Dissoziationskonstante wurde durch zusätzliche Gleichungen erfasst. Die Berechnung der NH₃-Volatilisation erfolgte auf der Basis von in situ gemessenen 10 minütigen Bodentemperaturmitteln (-0.05 m) und täglich bestimmten Bodenwassergehalten. Die Parameter für Textur, pH-Pufferkapazität und NH₄⁺-Adsorption an die Bodenmatrix wurden in Laborexperimenten unabhängig gemessen.

Die Validierung der Simulationsergebnisse erfolgte durch Vergleich mit NH₃-Flüssen sowie mit oberflächlichen Boden-pH-Werten und Harnstoffgehalten (0-3 mm), welche in der landwirtschaftlichen Versuchsstation Fengqiu (35°1'N, 114°4'O), Provinz Henan, China, in den Jahren 1998/1999 erhoben wurden (Pacholski 2003). Die NH₃-Flussmessung wurde mit dem Massenbilanzverfahren nach Leuning et al. (1985) und Sherlock et al. (1986) durchgeführt.

Versuch	Mais (Juni 1998)	Winterweizen (Oktober 1998)
Düngungsrate	75 kg N ha ⁻¹	120 kg N ha ⁻¹
Ausbringungsverfahren	a. Oberflächenapplikation b. Einarbeitung	a. Oberflächenapplikation b. Düngung gefolgt von Bewässerung

Boden: calcareo fluvisol, lehmiger Sand, pH 8.5
Klima: 615 mm N/a, Jahresmitteltemperatur 14° C

Ergebnisse

Es wurde eine positive Beziehung (Abb. 1) zwischen Ureaseaktivität und der Harnstoffkonzentration einerseits sowie der Temperatur andererseits ermittelt. Ein vereinfachter Michaelis-Menten-Arrhenius-Modellansatz konnte an die Daten erfolgreich angepasst werden (Abb. 1, Gl. 1, R² 0.88).

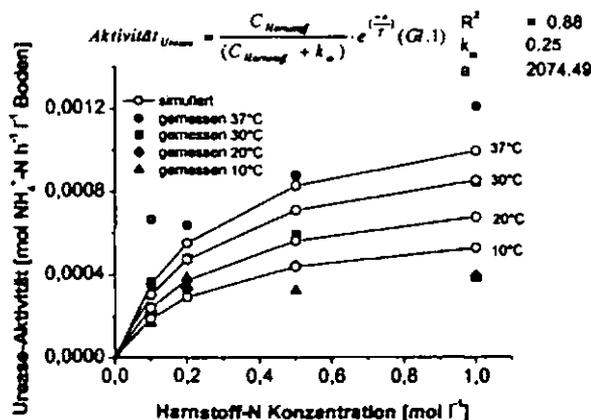


Abb. 1: Urease-Aktivität in Abhängigkeit von Harnstoffkonzentration und Temperatur und angepasste Michaelis-Menten-Arrhenius-Funktion (Gl. 1)

Im Maisexperiment wurden die NH₃-Verluste sowohl überschätzt als auch unterschätzt; die Unterschiede zwischen den Varianten wurde aber quantitativ hinreichend erfasst (reduzierte Verluste bei Düngung gefolgt von Bewässerung, Abb. 2). Der exponentielle Verlauf der Volatilisation wurde allerdings grundsätzlich verfehlt. NH₃-Verluste im Zuge der Evaporation aus dem stark wassergesättigten Boden bei hohen Temperaturen (konvektiver Transport) sind in dem Modell nicht berücksichtigt. Die Harnstoffgehalte (Abb. 3) und die pH-Werte (Abb. 4) in der obersten Bodenschicht wurden aber gut wiedergegeben.

1. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, Andreas.Pacholski@fal.de

2. Institute of Soil Science, CAS, Beijing East Road 71, 21008 Nanjing, gxcai@issas.ac.cn

3. Institut für Geoökologie, TU Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig, M.Roelcke@tu-bs.de / R.Nieder@tu-bs.de

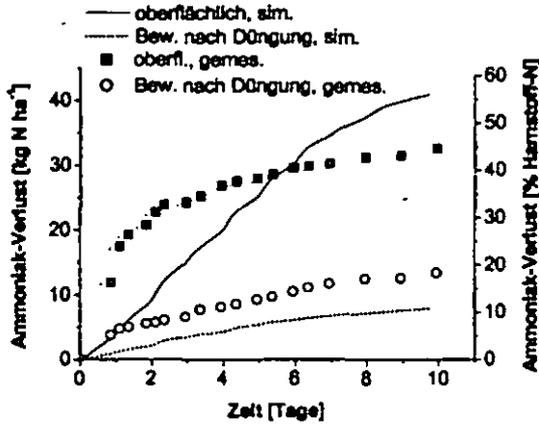


Abb. 2: Gemessene und simulierte kumulierte NH₃-Verluste für oberflächliche Düngung und Düngung gefolgt von Bewässerung (Mais, 75 kg N ha⁻¹)

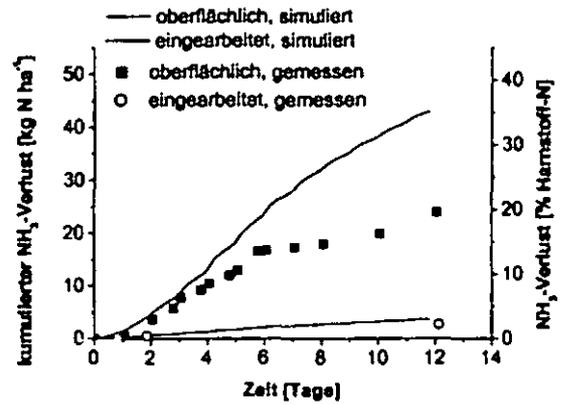


Abb. 5: Gemessene und simulierte kumulierte NH₃-Verluste für oberflächliche und eingearbeitete Düngung (Weizen, 120 kg N ha⁻¹)

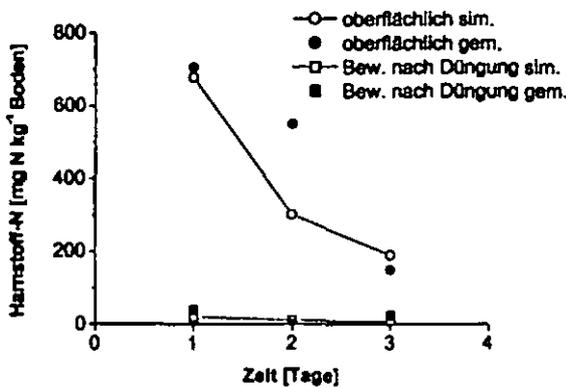


Abb. 3: Gemessene und simulierte Harnstoffkonzentrationen in der obersten Bodenschicht (0-3 mm) (Mais, 75 kg N ha⁻¹)

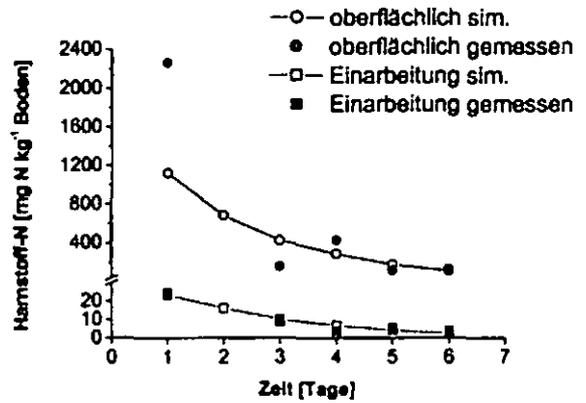


Abb. 6: Gemessene und simulierte Harnstoffkonzentrationen in der obersten Bodenschicht (0-3 mm) (Weizen 120 kg N ha⁻¹)

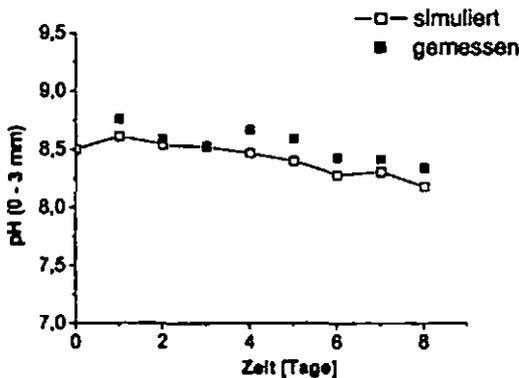


Abb. 4: Gemessene und simulierte Boden-pH-Werte in der obersten Bodenschicht (0-3 mm), Düngung gefolgt von Bewässerung (Mais 75 kg N ha⁻¹)

Schlussfolgerungen

Das modifizierte Modell von Rachhpal-Singh & Nye (1986) konnte die in situ gemessenen NH₃-Flüsse, Harnstoffgehalte und pH-Werte quantitativ gut beschreiben. Die Kinetik des Volatilisationsprozesses wurde auf der Basis modellierter diffusiver Transportprozesse bei mittleren Wassergehalten und Temperaturen grundsätzlich richtig wiedergegeben. Grundlage dafür war die Anpassung eines Modells zur Berechnung der Temperatur- und Konzentrationsabhängigkeit der Harnstoffhydrolyse. Bei hohen Bodenwassergehalten und konvektivem Transport verfehlten allerdings die in dem Modell ausschließlich berücksichtigten diffusiven Transportprozesse die gemessene Volatilisationskinetik. Die Überschätzung von NH₃-Flüssen kann auf die Nicht-Berücksichtigung von Nitrifikation und Pflanzenaufnahme zurückgeführt werden.

Literatur:

- Cal G X (1997) Ammonia volatilization. Nitrogen in Soils of China. Z.-L. Zhu et al. (Eds.), Kluwer Academic Publishers: 193 - 213
- Kandeler E (1996) Urease Activity by Colorimetric Technique. in: Methods in Soil Biology. F. Schinner et al. (Eds.) Berlin: Springer Verlag: 171 - 174
- Leunig R, Freney J R, Denmead O T, Simpson J R (1985) A sampler for measuring atmospheric ammonia flux. Atmos Environ 19(7): 1117 - 1124
- Pacholski, A.S. (2003) Calibration of a Simple Method for Determining Ammonia Volatilisation in the Field - Experiments in Henan Province, China, and Modelling results. Dissertation, TU Braunschweig, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, FAL Agricultural Research, Special Issue [249], 172 pp.
- Rachhpal-Singh, Nye P H (1986) A model of ammonia volatilisation from applied urea. 1. Development of the model. J Soil Sci 37: 9 - 20
- Sherlock P R, Freney J R, Smith N P, Cameron K C (1989) Evaluation of a sampler for assessing ammonia losses from fertilized fields. Fert Res 21: 61 - 66

Danksagung: DFG Projekt DFG Ni311/3-3

Die NH₃-Flüsse im Winterweizenversuch wurden bei oberflächlicher Düngung mit einer sigmoidalen Kurve für die ersten Tage zufrieden stellend angenähert, während ab dem 6. Tag eine deutliche Überschätzung der Flüsse erfolgte (Abb. 5). Dies ist auf die starke Austrocknung des Bodens an der Oberfläche und die dadurch reduzierte Harnstoffhydrolyse zurückzuführen. Die Harnstoffgehalte an der Bodenoberfläche wurden durch das Modell für die ersten 6 Tage gut angenähert (Abb. 6). Eine besonders befriedigende Übereinstimmung zwischen Modell und Messung ergab sich für die eingearbeitete Variante, in der sich die oberflächliche Austrocknung nicht so deutlich ausgewirkt hat (Abb. 5 und 6).

Bedeutung des C_{HWL} für die NO_3 -Auswaschung unter Acker

M. Puhlmann, U. Franko und E. Schulz¹

Einleitung

Die Auswaschung von Nitrat ist nach wie vor ein bedeutendes Problem in der Landwirtschaft. In Ackerböden stellt neben der mineralischen Stickstoffdüngung die N-Mineralisation aus der organischen Substanz im Boden eine wesentliche Quelle zur Freisetzung von Nitrat dar und kann somit zu dessen Auswaschung beitragen.

Für die Simulation der N-Mineralisation aus der organischen Substanz werden u.a. Vorstellungen über die Höhe des umsetzbaren Kohlenstoffs im Boden benötigt. In Untersuchungen von Körschens und Schulz (1999) wurde die Ableitung des Anteils an umsetzbarem Kohlenstoff aus dem heißwasserlöslichen Kohlenstoff (C_{HWL}) beschrieben.

Für einen Ackerschlag bei Querfurt wurde untersucht, ob vom gemessenen Gehalt an C_{HWL} auf die mit dem Modell CANDY simulierte N-Auswaschung geschlossen werden kann und ob Handlungsbedarf hinsichtlich der Änderung der Gehalte an organischer Substanz besteht.

Material und Methoden

Auf einem Ackerschlag bei Querfurt (ca. 74 ha, Löss-Schwarzerde) wurde im Jahr 2001 eine Rasterbeprobung (150x150m) durchgeführt und an 37 Rasterpunkten C_{ORG} , N_T , heisswasser C- und N-Fraktion (C_{HWL} , N_{HWL}), Sand, Schluff, Ton und Bodenfeuchte in 0-20 und 30-60cm Tiefe sowie NO_3 -N und NH_4 -N in 0-20cm Tiefe bestimmt. Zudem wurde im Jahr 2002 in 0-20 und 30-60cm für C_{ORG} , N_T , NO_3 -N und NH_4 -N und die Bodenfeuchte eine weitere Beprobung durchgeführt.

Auf der Grundlage der Beziehung zwischen C_{HWL} und umsetzbarem Kohlenstoff wurde für den Ackerschlag die N-Mineralisation und die N-Auswaschung mit dem Modell CANDY (Carbon and Nitrogen Dynamics; Franko et al., 1995; Franko 1997) zunächst von Sept. 1979 bis Aug. 2003 für 37 Rasterpunkten simuliert. In einem weiteren Simulationsschritt wurden zur Ermittlung des zu erwartenden N-Austrags für das aktuelle Düngungsmanagement (1995 bis 2003) der Zeitraum 1995 bis 2003 zwei mal wiederholt. Grund hierfür war die

lange Verweilzeit des Bodenwassers im Bodenprofil (geringe Niederschläge bei hoher nFK), die die Auswaschung von N-Überschüssen verzögert.

Eingangsparmeter für das Modell waren aus Messgrößen abgeleitete bodenphysikalische Kenngrößen und weitere Bodendaten, schlagspezifische Bewirtschaftungsdaten (mineralische und organische Düngung, Bodenbearbeitung, etc.), Punkt genaue Ertragsdaten (Ertragskartierung), Wetterdaten (Daten der Wetterstation Bad Lauchstädt mit Korrekturfaktor für den Niederschlag) und verschiedene pflanzen-spezifische Parameter.

Auf dem Ackerschlag wird Winterweizen bzw. -gerste (Qualitätsgetreide mit hohem Proteingehalt) im Wechsel mit Zuckerrübe und Mais, in früheren Jahren auch Kartoffel, angebaut. Zu Wintergetreide erfolgt eine Spätdüngung mit Mineralstickstoff.

Ergebnisse

Aus den gemessenen Bodenkenngrößen geht hervor, dass für den Ackerschlag eine Beziehung zwischen dem Gehalt an C_{HWL} bzw. N_{HWL} und der Menge an anorganischen Stickstoff (N_{AN}) im Boden, gemessen unmittelbar nach der Ernte (Wintergerste), besteht. Wie Abb. 1 zeigt, ist die Beziehung zwischen N_{HWL} und N_{AN} deutlich besser als die zwischen C_{HWL} und N_{AN} , was sehr wahrscheinlich auf die späte N-Mineraldüngung zur Wintergerste zurückzuführen ist. Diese findet sich in der N_{HWL} - nicht aber in der C_{HWL} -Fraktion. Darüber hinaus dürften der Pflanzenentzug und die Umsatzbedingungen weitere Störgrößen sein, die in der in Abb. 1 dargestellten Beziehung nicht erfasst werden.

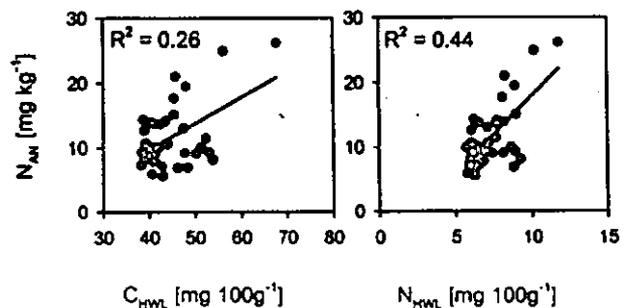


Abb. 1: Beziehung zwischen C_{HWL} bzw. N_{HWL} und anorganischem Stickstoff, gemessen nach der Ernte (Winterweizen).

Die Auswertung der Simulationsergebnisse zeigte eine Beeinflussung der Beziehung zwischen N-Auswaschung und C_{HWL} -Gehalt durch die N-Aufnahme der Pflanze. Wird dies berücksichtigt, wird z.B. für

¹ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser Str. 4, 06120 Halle; mpuhlm@bdf.ufz.de

die Ertragsklasse 7-8t ha⁻¹ (Wintergetreide) der in Abb. 2 dargestellte Zusammenhang gefunden.

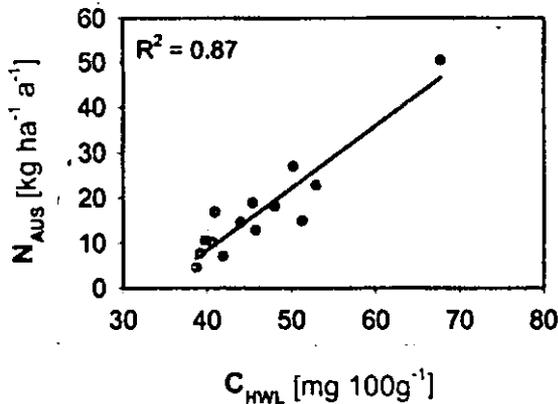


Abb. 2: Beziehung zwischen N-Austrag (in 2m Tiefe) und C_{HWL} für die Ertragsklasse 7-8t ha⁻¹ (Wintergetreide).

Hieraus ergibt sich, dass der optimale Gehalt an C_{HWL} für den untersuchten Ackerschlag mit Hilfe eines multiplen Regressionsansatzes berechnet werden muß. Der gewählte Ansatz orientiert sich an den wichtigsten Einflußgrößen für die N-Auswaschung: $N_{AUS} = N_{Düngung} + N_{Atmosphäre} + N_{Mineralisation} - N_{Pflanze}$, wobei für die Rasterpunkte mangels entsprechender Daten keine Differenzierung hinsichtlich der N-Düngung und des N-Eintrags aus der Atmosphäre erfolgen konnte. Diese beiden Einflußgrößen werden deshalb in einem Parameter zusammengefasst. Darüber hinaus wurde die N-Mineralisation in die Faktoren Menge an umsetzbarem Kohlenstoff, ausgedrückt als C_{HWL}, und Umsatzbedingungen, ausgedrückt als 'Wirksame Mineralisationszeit' (WMZ), getrennt, so dass Standortfaktoren besser berücksichtigt werden können. Nach den beschriebenen Umstellungen ergibt sich folgende Gleichung: $N_{AUS} = 223.24 + 0.0407 * C_{HWL} * WMZ - N_{Pflanze}$ ($R^2 = 0.98$).

Anhand der Gleichung wurde für den untersuchten Ackerschlag die notwendige Veränderung der C_{HWL}-Gehalte ausgehend vom Stand 2001 berechnet, die zu einer N-Auswaschung unter 22.5kgN ha⁻¹ a⁻¹ (s.U.) führt. Die Ergebnisse sind in Abb. 3 dargestellt. Zusätzlich erfolgte anhand der berechneten N-Auswaschung eine Unterteilung der C_{HWL}-Gehalte in vier Gefährdungsgruppen. Hierzu wurden der von Isermann und Isermann (1995) vorgeschlagene flächendeckende Sanierungszielwert von 22.5kgN ha⁻¹ a⁻¹ und zusätzlich der angenommene atmosphärische N-Eintrag von 50kgN ha⁻¹ a⁻¹ als Grenzwerte verwendet. Die Gefährdungsgruppen sind in Tab. 1 aufgeführt. Die Spannweite der Gruppe 'Soll' ergibt

sich aus den ermittelten Residuen für die oben genannte Gleichung ($22.5 \pm 8\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$).

Tab. 1: Einteilung der C_{HWL}-Gefährdungsgruppen hinsichtlich der N-Auswaschung.

N-Auswaschung	C _{HWL} -Gruppe
< 14.5kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Niedrig
14.5 - 30.5kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Soll
30.5 - 50kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Hoch
>50kg ha ⁻¹ a ⁻¹	Sehr hoch

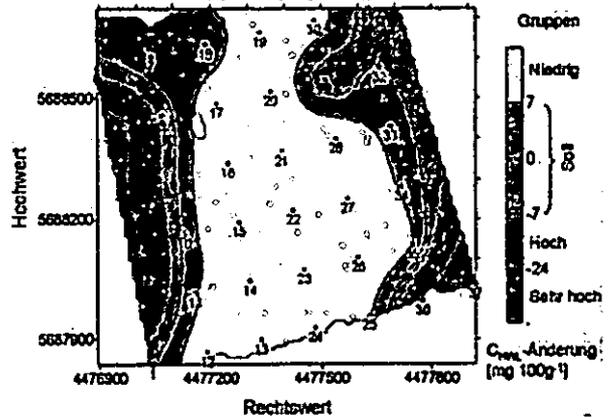


Abb. 3: Notwendige Veränderung der C_{HWL}-Gehalte zur Erreichung einer N-Auswaschung von 22.5kg ha⁻¹ a⁻¹ und Gefährdungsgruppen (Graustufen, s.a. Tab. 1).

Schlussfolgerungen

- Es besteht eine enge Beziehung zwischen C_{HWL} im Boden, der N-Aufnahme der Pflanze und der N-Auswaschung.
- Der C_{HWL}-Gehalt ist bei Berücksichtigung des Pflanzenentzugs ein Indikator für die N-Auswaschung.
- Optimale Gehalte an organischer Substanz sind immer im Zusammenhang mit der N-Aufnahme der Pflanze, den Standortbedingungen und den Zielvorgaben (Grenzwerte) zu ermitteln.

Literatur

Franko, U., Oelschlägel, B., Schenk, S., 1995. Simulation of temperature-, water- and nitrogen dynamics using the model CANDY. *Ecological Modelling*, 81: 213-222.

Franko, U., 1997. Modelling Carbon Storage in the Soils of Middle Germany. In R. Lal, J. Kimble, R. Follett, (Editors). *Soil Properties and Their Management for Carbon Sequestration*. USDA, Natural Resources Conservation Services, National Soil Survey Center, Lincoln, NE: 69-75.

Isermann, K., Isermann, R. 1995. Tolerierbare Emissionen des Stickstoffs einer nachhaltigen Landwirtschaft, ausgerichtet an den kritischen Eintragsraten der naturnahen Ökosysteme. *Mitteilgn. Bodenkundl. Gesellsch.*, 76, 547-550.

Körshens, M. und Schulz, E., 1999: Die organische Bodensubstanz. *Dynamik – Reproduktion – ökonomisch und ökologisch begründete Richtwerte*. UZF-Bericht Nr. 13/1999, ISSN 0948-9452, 46 S.

Die N-Dynamik des N_{min} , N_{org} , und N_{mic} im Wurzelraum eines Zweikulturnutzungssystems

Markus Raubuch¹

Claudia Pyttlik¹ und Rüdiger Grab²

Einleitung

Stickstoff ist im Ökologischen Landbau ein limitiertes Betriebsmittel. Gerade hier ist die Interaktionen der chemischen und biologischen Eigenschaften zur Mobilisation und Immobilisation von Stickstoff von besonderer Bedeutung. In dieser Arbeit wurden drei verschiedene Poolgrößen des Stickstoff während einer Vegetationsperiode untersucht: N_{min} , extrahierbares N_{org} und mikrobiell gebundener Stickstoff N_{mic} . extrahierbarer org. Stickstoff und mikrobiell gebundener Stickstoff werden in der ökologischen Landwirtschaft als mögliche labile Poolgrößen diskutiert, die für die Nährstoffnachlieferung von Bedeutung sein können. Ziel war die Erfassung saisonaler Schwankungen der drei Poolgrößen und die Erfassung des Einflusses verschiedener Bodenbearbeitungsmaßnahmen auf die Kopplung der N-Verfügbarkeit mit der Pflanzenaufnahme. Dabei wurde von folgenden Hypothesen ausgegangen:

- ▶ Die Bodenbearbeitung ist eine Steuergröße für die Stickstoffverfügbarkeit
- ▶ Demzufolge unterscheiden sich pfluglose und Pflugvariante in der N-Stickstoffverfügbarkeit
- ▶ Das Direktsaatverfahren führt zu einer besseren Kopplung der N-Mineralisation an die Pflanzenaufnahme

Material und Methoden

Es wurde ein neu entwickeltes Anbauverfahren der Spät- und Direktsaat von Silomais nach Wintererbsen-Vorfrucht in einem Zweikulturnutzungssystem im Vergleich zum Anbau von Silomais in Hauptfruchtstellung untersucht (GRAB 2001). Die Versuchsfläche ist eine Parabraunerde auf Löss mit einer Bodenpunkte-

zahl von 75 (L3L6 75/73) und die Bodenart ist ein stark toniger Schluff. Der Schlag mit der Bezeichnung ‚Kleines Feld‘ liegt nördlich des Hofes, ca. 150m über N.N (pH 7,3; Ct = 1,3%; Nt = 0,14% nach BRANDT, HEB, WILDHAGEN, 2001).

Die Erstkulturen wurden am 30. September 2001 ausgesät und am 31. Mai 2002 als Ganzpflanzen geerntet. Der Silomais, Sorte Probat der Firma Maisadour, wurde im Direktsaatverfahren am 2. Juni gesät, die Maisernte erfolgte am 2. Oktober 2002. Als Bodenbearbeitungsmaßnahmen wurden die Parzellen am 28. Juni 2002 und am 10. Juli 2002 zur Unkrautregulierung einmal mit einer Reihenfräse, Bearbeitungstiefe ca. 8cm und beim zweiten mal mit einer Gänsefußscharhacke, Tiefe ca. 10cm, gehackt.

Als Vergleichsvariante und zweiter Faktor wurde Silomais in Hauptfruchtstellung untersucht. Hier wurde die überwinternde Zwischenfrucht, Wintererbsen-Roggen-Gemenge im Stadium des Schossens (ca. 25-30cm hoher Bewuchs), am 17. April 2002 untergepflügt, mit einer Pflugtiefe von 25cm. Der Mais wurde am 13. Mai 2002 gesät. Weitere Bearbeitungsgänge waren das Blindstriegeln am 17. Mai 2002, zwei Unkrautregulierungsmaßnahmen mit der Gänsefußscharhacke am 15. Juni und der Reihenfräse am 28. Juni 2002, sowie ein Durchgang mit der Handhacke in der Reihe am 10. Juli 2002. Diese Parzelle erhielt am 28. Juni eine einmalige Gülledüngung von 60kg Stickstoff / ha, die dann mit der Reihenfräse eingearbeitet wurde

Während der Vegetationszeit wurden die oberen 10 cm der Fläche in jeweils sieben Wiederholungen beprobt. Die drei Fraktionen des Stickstoff wurden in drei aufeinanderfolgenden Schritten bestimmt. Bei dem ersten Schritt wurden die Proben mit 0,05M K_2SO_4 extrahiert. In diesem Pre-Extrakt wurde der mineralische Stickstoff, die Fraktionen NO_3^- und NH_4^+ gemessen (MÜLLER et al., 1996). In einem zweiten Schritt wurde mit 0,5M K_2SO_4 extrahiert. In diesem Extrakt wurde der extrahierbare organische Stickstoff bestimmt. In dritten Schritt pre-extrahierte Proben zusätzlich fumi-giert, mit 0,5M K_2SO_4 extrahiert und aus der Differenz zuden unfumigierten Proben das mikrobiell gebundene N bestimmt (BROOKES et al., 1985; VANCE et al., 1987).

¹ Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen, Fax 05542/981504, e-mail: tmuller@wiz.uni-kassel.de

² Fachgebiet Acker- und Pflanzenbau, INK, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel

Ergebnisse

Unabhängig von dem Anbauverfahren und den bodenbearbeitungsmaßnahmen konnte gezeigt werden, dass Mineralisierung des organischen Substrates nach 5 - 6 Wochen einsetzte. Dies galt unabhängig von der Temperatur für die Einarbeitung (Pflug) der überwinternde Zwischenfrucht (Wintererbsen-Roggen-Gemenge im Stadium des Schossens) für Mais in Hauptfruchtstellung und für die Ganzpflanzenernte (Wurzeln blieben im Feld) im Zweikulturnutzungssystem. Es gab aber keinen konsistenten Einfluß der Bodenbearbeitung auf die N-Mineralisation. Weder die Bearbeitung mit dem Pflug, noch die Bearbeitungen mit der Hacke führten zu Veränderungen der N_{min} -Werte.

Der extrahierbare organische Stickstoff veränderte sich mit Ausnahme kaum. Er schwankte mit zwei Ausnahmen weder während der Vegetationsperiode noch zwischen den Varianten. Lediglich an zwei Probenahmetermen im Juni und im August wies die Pflugvariante gegenüber der pfluglosen Variante signifikant höhere Werte auf.

Der mikrobiell gebundene Stickstoff schwankte während der Vegetationszeit zwischen 23 - 62 N_{mic} kg/ha. Damit konnte gezeigt werden, dass relevante Mengen in der mikrobiellen Biomasse eingelagert und aus ihr freigesetzt werden können. Die N_{mic} -Werte waren zu Zeiten hoher N_{min} Werte (im Juli) niedrig, aber es gab keine Korrelation zwischen N_{min} und N_{mic} -Werten. Ein ähnliches Muster hatten auch Raubuch und Jörgensen (2002) in einem Waldboden gefunden. Es gab keine erkennbare Wirkung der Bodenbearbeitung oder Düngung auf den mikrobiell gebundenen Stickstoff.

Generell konnte gezeigt werden, dass das Direktsaatverfahren zu einer besseren Kopplung der Bereitstellung von N_{min} und Pflanzenwachstum führte. Die höchsten N_{min} Werte bei Mais in der Hauptfruchtstellung wurden zur Zeit des Auflaufens gemessen. Bei dem Direktsaatverfahren wurden dagegen die höchsten Werte zum Zeitpunkt der Blatt- und Sprossausbildung gemessen. Dabei ist davon auszugehen, dass aufgrund der größeren Durchwurzelungstiefe von Maispflanzen der Stickstoff unterhalb der beobachteten 10 cm aufgenommen werden kann.

Schlußfolgerungen

Die Bodenbearbeitung beeinflusst die Stickstoffverfügbarkeit kaum. Der Pflugeinsatz hat keinen Effekt auf die Stickstoffverfügbarkeit. Die Stickstoffverfügbarkeit ist vielmehr an die Bereitstellung mineralisierbarer organischer Substanz gekoppelt. Dabei ist eine Verzögerung von 5 - 6 Wochen zu berücksichtigen. Das Zweikulturnutzungssystem führt zu einer besseren Kopplung zwischen N-Angebot und Pflanzenwachstum.

Literatur

- BANDT, M.; HEB, J. und WILDHAGEN, H.: Flächendeckendes Bodenmonitoring auf der Hessischen Staatsdomäne Frankenhausen, Arbeitsberichte Nr.5, Universität Kassel 2001
- BROOKES, P.C.; LANDMANN, A.; PRUDEN, G. and JENKINSON, D.S.: Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen: The effects of fumigation time and temperature, *J. Soil Biology & Biochemistry* 17 / 1985, p. 831-835
- GRASS, R.: Spät- und Direktsaat von Silomais nach Wintererbsen-Vorfrucht zur Reduzierung von Umweltgefährdungen bei Optimierung der Erträge, in: Beiträge zur 6. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau, Dr. Köster Verlag 2001
- MUELLER, T.; JOERGENSEN, R.G. und MEYER, B.: Estimation of soil microbial biomass C in the presence of living roots by fumigation-extraction, *J. Soil Biology & Biochemistry* 24 / 1991, p.179-181
- RAUBUCH, M. and JOERGENSEN, R.G.: C and net N mineralisation in a coniferous forest soil: the contribution of the temporal variability of microbial biomass C and N, *J. Soil Biology & Biochemistry* 34 / 2002, p.841-849

Kohlenstofffestlegung unter perennierenden Energiepflanzen

W. Reiher¹, K. Schneckenberger², Y. Kuzyakov²

Einleitung

Beim Anbau nachwachsender perennierender Energieträger kommt es aufgrund der unterbleibenden Bodenbearbeitung zu einer Anreicherung der organischen Bodensubstanz (OBS). Aufgrund der geringeren Wassergehalte erfolgt die Ernte von Energiepflanzen i.d.R. nach dem Winter, so dass es bis zur Ernte zu Streufall und damit einem weiterem Eintrag an organischer Substanz in den Boden kommt.

Aufgrund ihrer unterschiedlichen Photosynthese wird in C₃-Pflanzen ¹³C stärker angereichert als in C₄-Pflanzen. Das tiefwurzelnde C₄-Energiegras *Miscanthus* (*Miscanthus x giganteus*), für das Anbauzeiträume von bis zu 25 Jahren in Frage kommen, bietet die Möglichkeit beim Anbau auf C₃-Böden über die Charakterisierung der natürlichen ¹³C-Abundanz den Beitrag des durch *Miscanthus* festgelegten Kohlenstoffs an der organischen Bodensubstanz (OBS) zu quantifizieren. Im Folgenden wird eine Vorstudie zur Bestimmung des miscanthusbürtigen C-Anteils an zwei Standorten unterschiedlicher Bodenarten mit langjährigem *Miscanthus*-Anbau vorgestellt.

Material und Methoden

Die beiden *Miscanthus* Anbauflächen sind lokalisiert auf einer lehmigen Parabraunerde in Stuttgart-Hohenheim (Anbau seit neun Jahren) und einer sandigen Gley-Braunerde in Großbeeren bei Berlin (Anbau seit zehn Jahren). Auf der Parabraunerde wurden mittels Bohrstock Bodenproben in 10 cm-Schritten bis in 1 m Tiefe entnommen, auf der sandigen Fläche wurden die Tiefen 0-10 und 10-20 cm beprobt. Als Referenzfläche wurde jeweils eine Grasfläche, auf der keine C₄-Pflanzen angebaut wurden, in direkter Nachbarschaft gewählt. Erkennbare Wurzelstücke wurden sorgfältig aus dem auf ≤ 2 mm gesiebten Feinboden aussortiert. Die mit einer Kugelmühle fein gemahlene Bodenproben wurden mittels Isotopenverhältnis-Massenspektrometer und C-N-Analyser auf ihre δ¹³C-Werte und C_{org}-Gehalte untersucht. Der miscanthusbürtige Anteil an C_{org} wurde analog zu Garten & Wullschlegel (2000) berechnet (Gl.1).

renzfläche wurde jeweils eine Grasfläche, auf der keine C₄-Pflanzen angebaut wurden, in direkter Nachbarschaft gewählt. Erkennbare Wurzelstücke wurden sorgfältig aus dem auf ≤ 2 mm gesiebten Feinboden aussortiert. Die mit einer Kugelmühle fein gemahlene Bodenproben wurden mittels Isotopenverhältnis-Massenspektrometer und C-N-Analyser auf ihre δ¹³C-Werte und C_{org}-Gehalte untersucht. Der miscanthusbürtige Anteil an C_{org} wurde analog zu Garten & Wullschlegel (2000) berechnet (Gl.1).

$$A = (B - R) / (M - R) \quad (Gl.1)$$

mit

A = miscanthusbürtiger Anteil an C_{org}

B = δ¹³C-Wert_{Boden unter Miscanthus}

R = δ¹³C-Wert_{Referenzboden}

M = δ¹³C-Wert_{Pflanzenmaterial Miscanthus}

Ergebnisse und Diskussion

Miscanthus-Pflanzen verfügen über ein ausgeprägtes Rhizom direkt unterhalb der Bodenoberfläche, das es ihnen ermöglicht den Winter zu überdauern, nachdem die oberirdischen Pflanzenteile abgestorben sind. Der geringere C_{org}-Gehalt am Standort Hohenheim im Vergleich zur Referenzfläche in den obersten 10 cm ist z.T. auf den in der Rhizomschicht geringen Anteil an Feinwurzeln zurückzuführen (Tab.1). Aufgrund der für Betrachtungen der OBS noch relativ kurzen Anbauperiode von neun Jahren erklärt dies jedoch nicht vollständig den relativ großen Unterschied des C_{org}-Gehalts von 0,8 % im Vergleich zur Referenzfläche. Auf der *Miscanthus*-Fläche gefundene Ziegelstücke lassen darauf schließen, dass die obere Bodenschicht z.T. durch anthropogenen Auftrag - möglicherweise von C-ärmeren Material - beeinflusst ist. Darüber hinaus wies der Referenzboden aufgrund des sehr dicht ausgeprägten Wurzelfilzes einen

Tab.1: δ¹³C-Isotopenverhältnisse von *Miscanthus*-Pflanzen und der OBS an den Untersuchungsstandorten, relativer miscanthusbürtiger Anteil am Gesamt-C, Gesamt-C-Gehalte

	C ₄ -Material	C ₃ -Referenzprobe	miscanthusbürtiger C-Anteil	Gesamt-C	
	δ ¹³ C-Isotopenverhältnis	δ ¹³ C-Isotopenverhältnis		C ₄ -Boden	Referenzboden
Pflanze Berlin / Hohenheim	-13,5 ‰ / -11,8 ‰				
Boden Berlin 0 – 10 cm	-24,3 ‰	-26,6 ‰	17,5 %	1,51 %	1,45 %
Boden Berlin 10 – 20 cm	-25,0 ‰	-26,0 ‰	7,9 %	1,28 %	1,06 %
Boden Hohenheim 0 – 10 cm	-26,3 ‰	-30,0 ‰	20,8 %	1,50 %	2,28 %
Boden Hohenheim 10 – 20 cm	-27,1 ‰	-29,4 ‰	12,9 %	1,40 %	1,57 %

¹ Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen; wolfgang.reiher@agrar.uni-giessen.de

² Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Emil-Wolff-Str.27, 70599 Stuttgart

höheren Anteil partikulärer Wurzel- und Streureste auf, deren Abtrennung bei der Probenaufbereitung Schwierigkeiten bereitete. Es kann angenommen werden, dass diese in den vergangenen neun Jahren auf der *Miscanthus*-Fläche mineralisiert bzw. humifiziert wurden. Auf die Bestimmung des anteilig von *Miscanthus* in den Boden gebrachten C hat der Gesamtgehalt keinen Einfluss, da hier nur die Unterschiede in den $\delta^{13}\text{C}$ -Isotopenverhältnissen der *Miscanthus*- und der Referenzfläche berücksichtigt werden (Gl.1). Unterhalb einer Tiefe von 40 cm führt das ausgeprägte Wurzelsystem des *Miscanthus*, das in Tiefen bis unterhalb von 2,5 m wurzeln kann (Werner, 1994), im Vergleich zur mit C_3 -Gras bewachsenen Referenzfläche zu höheren Gehalten an OBS (Abb.1).

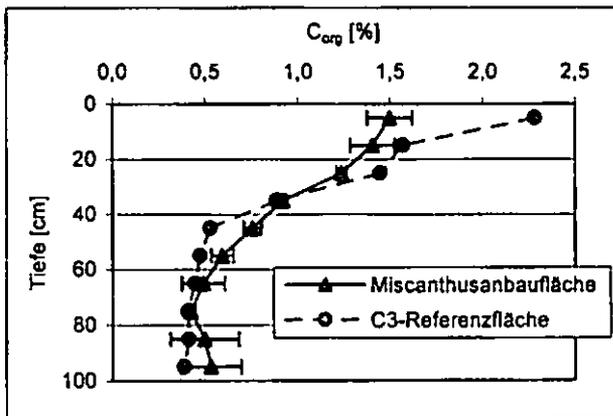


Abb.1: Tiefenprofil des C_{org} -Gehalts (\pm SD) der *Miscanthus*- und der Referenzfläche am Standort Hohenheim

Vor allem für die beprobte Tiefe zwischen 80 und 100 cm kann der zunehmende miscanthusbürtige Anteil am Gesamt- C_{org} bestätigt werden, (Abb.2).

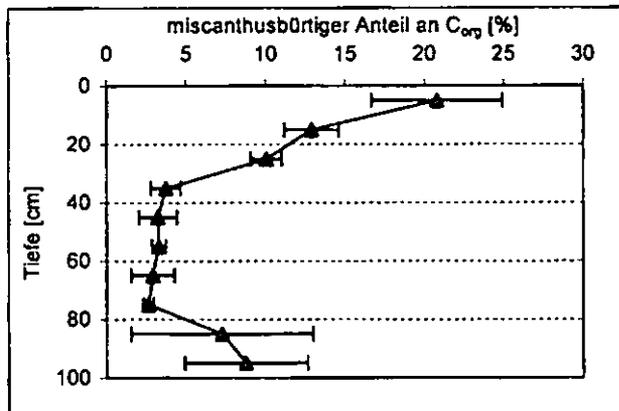


Abb.2: Tiefenverteilung des miscanthusbürtigen Anteils am C_{org} -Gehalt am Standort Hohenheim (\pm SD)

Die Methode der natürlichen ^{13}C -Abundanz wurde bereits in mehreren Prozessstudien zum OBS-Umsatz verwendet. Abgesehen von FACE-

Experimenten (Free Air Carbondioxide Enrichment) beziehen sich in Mitteleuropa fast sämtliche Studien auf Untersuchungen mit der einjährigen C_4 -Pflanze Mais (*Zea mays*). Flessa et al. (2000) fanden nach 37-jährigem Maisanbau 15 % maisbürtigen C im Oberboden und 5 bis 3 % unterhalb des Pflughorizonts. An den beiden hier vorgestellten *Miscanthus*-Standorten beträgt der Anteil an „neuem“ C aufgrund der unterbleibenden Bodenbearbeitung und des wesentlich höheren C-Inputs bereits nach etwa einem Viertel der Zeit 17 % (Großbeeren) bzw. 21 % (Hohenheim) im obersten Dezimeter und im folgenden immerhin noch 8 bzw. 13 % (Tab.1). Im Unterboden werden bereits nach 9-jährigem *Miscanthus*-Anbau die für Mais ermittelten Anteile an neuer OBS erreicht (Abb.2).

Schlussfolgerung und Ausblick

Unter *Miscanthus*-Beständen können Abläufe der C-Fixierung mittels der Methode der natürlichen ^{13}C -Abundanz erfasst werden. Aufgrund der unterbleibenden Bodenbearbeitung können im Vergleich zu bisherigen Untersuchungen unter Mais Prozesse wahrscheinlich bereits in kürzeren Zeiträumen beobachtet werden. Je nach Standortbedingungen kann eine bis zu vier mal schnellere Anreicherung an junger OBS erwartet werden. Weitergehende Untersuchungen sollen die Methode auf einzelne Fraktionen der OBS anwenden, um Aussagen über die Schnelligkeit des Einbaus von C in mittel- bis langfristig stabile C-Pools erlauben zu können und daraus einen möglichen Beitrag zur C-Sequestration ableiten zu können. Die mikrobielle Verfügbarkeit des „neu“ festgelegten C wird mit Inkubationsexperimenten erfasst. Rutenhirse (*Panicum virgatum*), ein bisher vor allem in Nordamerika angebautes massenwüchsiges C_4 -Gras, bietet sich als weiteres Untersuchungsobjekt an.

Literatur

- Flessa, H.; Ludwig, B.; Heil, B.; Merbach, W. (2000): The Origin of Soil Organic C, Dissolved Organic C and Respiration in a Long-term Maize Experiment in Halle, Germany, determined by ^{13}C -Natural Abundance; in: *Journal of Plant nutrition and Soil Science* (163), S. 157-163
- Garten, -C., T., -Jr. & Wullschlegel, -S.D. (2000): Soil carbon dynamics beneath switchgrass as indicated by stable isotope analysis; in: *Journal of Environmental Quality* (29/2), S. 645-653
- Werner, I. (1994): Umweltaspekte im *Miscanthus*-Anbau - Wurzeluntersuchungen, phytosanitäre Untersuchungen und Untersaaten; in: *Schriftenreihe „Nachwachsende Rohstoffe“*, Band 4: Symposium *Miscanthus*; Landwirtschaftsverlag Münster

Die Untersuchungen wurden gefördert durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG). Durchgeführt am Institut für Pflanzenbau und Grünland sowie am Institut für Bodenkunde und Standortlehre der Universität Hohenheim.

Neue Trends und Empfehlungen zur Stickstoff-Düngung in intensiv genutzten Anbausystemen Ostchinas

M. Roelcke¹, Y. Han², K.-H. Schlee³, J.G. Zhu², G. Liu² und Z.C. Cai²

Einleitung

Die aus dem überhöhten Einsatz mineralischer Stickstoffdünger und hohen Arbeitskosten in chinesischen Intensiv-anbaugebieten herrührenden Probleme werden anhand der Taihu Region in Ostchina (30-32 °N, 119-122 °O) exemplarisch dargestellt. Die jahrhundertealten Doppelfruchtfolgen (bewässerter Nassreis und Winterfrüchte im Trockenfeldbau) wurden von einem Zustand der N-Knappheit in einen der N-Übersättigung überführt. Heute ergeben Bilanzrechnungen Überschüsse von häufig mehr als 300 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die ehemals als Hauptnährstoffquelle dienenden organischen Dünger werden überdies heute als Abfälle angesehen, was zu zusätzlicher Luft- und Gewässerbelastung und letztendlich einem Export von Nährstoffen ins Meer führt.

Versuchsaufbau

Im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsvorhabens wurden an zwei repräsentativen Orten der Taihu Region vierjährige (1995-98) Dauerversuche mit zwei N-Düngungsintensitäten durchgeführt. Die Untersuchungen erfolgten in: 1) Dorf Xiayin, Kreis Jurong (5-20 m ü. NN; 32°00'N, 119°10'E), Grundwasserflurabstand 3-5 m. Der Bodentyp ist ein *hui ma gan tu* paddy soil mit einem pH-Wert (H₂O) von 6,3. 2) Dorf Nianyu, Gemeinde Anzhen, Distrikt Xishan der Stadt Wuxi (5,3 m ü. NN; 31°35'N, 120°30'E), Grundwasserflurabstand 1 m. Bodentyp ist ein *huang ni tu* paddy soil (Typic Epiaquept, USDA), pH 6,8. Die Bodenart ist in beiden Fällen schluffiger Lehm (Lu). Die mittlere Jahrestemperatur liegt an beiden Orten zwischen 15,0 und 15,5 °C, die jährlichen Niederschläge bei 1000-1050 mm.

An beiden Orten wurden je 5 landwirtschaftliche Schläge (1000-1750 m²) ausgewählt und halbiert. Auf den 2 Teilschlägen erfolgte jeweils eine praxisübliche („Standard“) und eine um 30-45% verringerte („Reduziert“) mineralische N-Düngung, wobei die Standard-Variante als Kontrolle diente. Sämtliche anderen pflanzenbaulichen Maßnahmen blieben unverändert. Verglichen wurden Kornerträge, N-Bilanzüberschüsse, Rest-N_{min}-Mengen zur Ernte und N-Gehalte in der Bodenlösung. Parallel dazu erfolgten agrarökonomische Untersuchungen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der vierjährigen (1995-98) Sommerreis- und zweijährigen (1996-97) Winterweizen-Versuchsperioden sind in Abb. 1 zusammengefasst. Aufgrund von hohen Niederschlägen und Spätfrost waren die Winterweizenerträge 1998 außergewöhnlich niedrig, weshalb dieses Jahr nicht mit in die folgende Auswertung genommen wurde. Wegen

unvollständiger Ertragsdaten wurde die Reissaison 1995 in Anzhen ebenfalls nicht berücksichtigt.

Die Reiserträge im Raum Wuxi sind höher als die in Jurong und gehören zu den höchsten in China. Aufgrund günstiger Wachstumsbedingungen (niedrigerer Grundwasserspiegel) sind jedoch i.A. die Weizenerträge in Jurong höher. In unseren Feldversuchen kam es unter den reduzierten N-Aufwandmengen nur beim Reis zu geringen (durchschnittlich 9%) Kornertragsverlusten, hingegen kam es beim Winterweizen während der ersten zwei Jahre zu keinen signifikanten Ertragsrückgängen (Abb. 1).

Die mittleren Verkaufserlöse minus Düngerkosten aus der Weizenproduktion betragen während des gesamten vierjährigen Untersuchungszeitraums (1995-98) nur etwa ein Drittel bis zur Hälfte derer aus dem Reisanbau. Im Fall von Reis führten die reduzierten Varianten zu einem Gewinnrückgang, während sich beim Winterweizen keine großen Unterschiede zwischen Standard- und reduzierter Düngung ergaben. Die höchsten N-Bilanzüberschüsse in den Standard-Varianten traten beim Sommerreis in Anzhen auf, gefolgt von Winterweizen in Jurong (Abb. 1). Unter der reduzierten Düngung waren die N-Bilanzüberschüsse gegenüber der Standard-Düngung um 50-90% verringert.

Die Böden im Raum Wuxi sind reicher an organischer Substanz als die in Jurong und gelten daher als fruchtbarer. Die signifikant ($P < 0,01$) höheren Rest-N_{min}-Mengen (0-0,9 m) zur Weizenernte (1996-97) Ende Mai-Anfang Juni in Anzhen (54 ± 28 kg N ha⁻¹, n=14) gegenüber denen in Jurong (32 ± 12 kg N ha⁻¹, n=15) sind auf eine höhere Nachlieferung aus organisch gebundenem N sowie eine etwas geringere N-Aufnahme von Weizen in Anzhen zurückzuführen. Die reduzierten Varianten wiesen im Mittel beider Orte um 10-30% geringere Rest-N_{min}-Gehalte zur Weizenernte als die Standard-Varianten auf, obwohl dieser Effekt nicht signifikant war (Abb. 1). Wegen der unmittelbar daran anschließenden Überstauung der Felder für den Reisanbau besteht für diese N_{min}-Mengen (vorwiegend Nitrat-N) eine hohe Gefahr von Verlusten durch Auswaschung und/oder Denitrifikation. Im Gegensatz dazu waren 1996-98 zur Reisernte Ende Oktober die Profile sämtlicher Versuchsschläge regelmäßig fast vollständig entleert (durchschnittlich 11,5 kg N ha⁻¹ bis 0,9 m; Abb.1).

Empfehlungen und neue Trends bei der N-Düngung

Auf der Basis obiger Versuchsergebnisse und der damaligen (1995-98) Preisrelationen empfahlen wir 1999 eine Verringerung der mineralischen N-Düngung um 10% für Reis und um 20-30% für Winterweizen.

Veränderungen in der staatlichen Aufkaufpolitik für Getreide und im Preisgefüge sowie ein zunehmendes Umweltbewusstsein der Behörden haben seit 1999 zu einer Verringerung des Mineraldünger-N Einsatzes bei Reis von 330-360 kg auf 240-280 kg (ca. 25%), bei Winterweizen um 20-45 kg oder 10-20% geführt. Dies geschah ohne Kornertragsrückgänge (Wang, L.X., 2002, mündl. Mitt.). Dieser Trend lässt sich auch in einer langsameren Zunahme der Mineraldünger-Ausbringungsraten in der Provinz Jiangsu insgesamt seit 1998 verfolgen. Andererseits wird durch die gegenwärtige Ausweitung der Gemüsebauflächen der N-Einsatz auf diesen Flächen drastisch erhöht. Durch diese Nutzungsänderung besteht zudem die Gefahr einer verstärkten Mineralisation des in Reisböden akkumulierten organischen Stickstoffs.

¹ Institut für Geoökologie, Technische Universität Braunschweig, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig m.roelcke@tu-bs.de

² Nanjing Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, 210008 Nanjing, VR CHINA

³ Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und Ländliche Räume, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), 38116 Braunschweig-Völkenrode

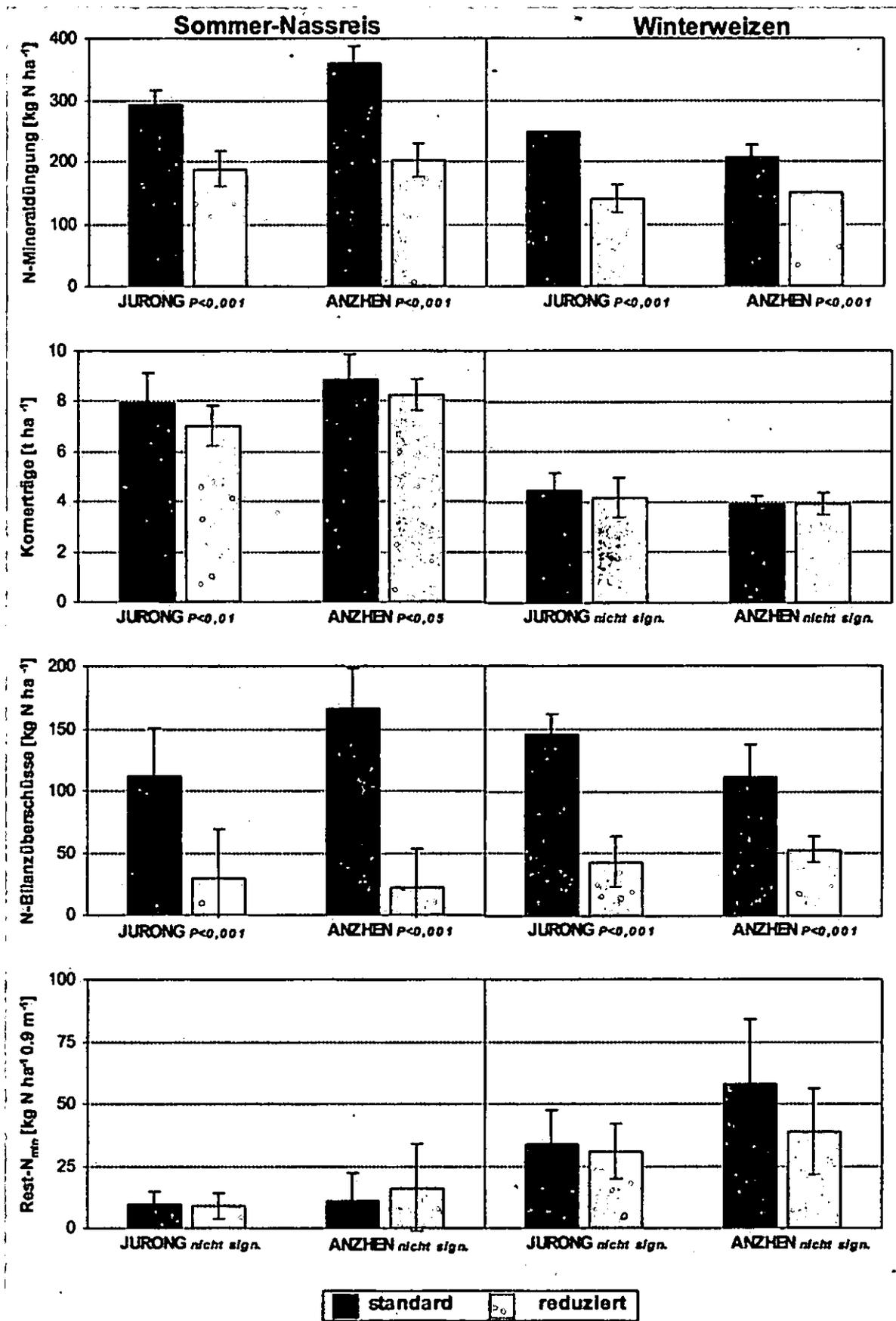


Abbildung 1: Mineraldünger-N-Ausbringungsmengen, Kornträge, N-Bilanzüberschüsse und Rest-N_{min}-Mengen im Bodenprofil zur Ernte in Dauerversuchen an zwei Orten der Taihu Region 1995-98. Zusammenfassung von 3 (Anzhen) bzw. 4 (Jurong) Sommer-Nassreis- und je 2 Winterweizen-Wachstumsperioden. Vergleich von praxisüblicher („Standard“-) und „reduzierter“ N-Düngung, mit Signifikanzniveaus.

Literatur: Kann beim Erstautor angefordert werden.

Danksagung: Vorhaben gefördert von der Volkswagen-Stiftung (VW II/69 948).

CO₂ sources by freezing-thawing of soil

Dmitry Sapronov^{1,2}, Yakov Kuzyakov¹

Introduction

In temperate climate, soils are subjected to freezing-thawing cycles frequently occurring from autumn till spring and in tundra also during the vegetation period. The CO₂ efflux from soils by freezing and thawing events is not enough studied. Many researchers presented strong increases of the CO₂ efflux (flush, burst) during soil thawing. However, the source of these CO₂ flushes are unknown. Different carbon (C) pools in soil can be responsible for this increase of the CO₂ emission: soil organic matter (SOM), plant residues (PR), dissolved organic matter (DOM) such as root exudates, microbial biomass (MB), and root respiration.

The aim of this study was to investigate the effect of simulated freezing-thawing cycle on CO₂ emission from two soils to reveal the role of soil microorganisms and roots to the strong increase of the CO₂ efflux, as well as to estimate the contribution of each C source to the CO₂ flush.

Materials and Methods

Samples of Haplic Luvisol were collected from the fallow plot of field experimental station Karlshof (Ap, 0-5 cm, C_{org} 1.2%), as well as from the neighboring forest park (Ah, 0-5 cm, C_{org} 5.1%) (University of Hohenheim, Stuttgart). To estimate the contributions of roots and soil microorganisms to the total CO₂ efflux from soil during freezing-thawing cycle, we compared CO₂ emission from rooted and root-free soil. Rooted soil was collected as undisturbed cores. Soil without roots was sieved (2 mm) to remove roots and old PR. Directly before freezing, aqueous solution of uniformly ¹⁴C labeled glucose with mineral nutrients was added to soil of one variant (2 mg g⁻¹) for exact separation of root (¹²CO₂) and microbial decomposition of DOC (¹⁴CO₂) (Table 1). We expected that microorganisms will preferentially utilize the easily available glucose and will decompose SOM and plant residues only marginally. We used the ¹⁴C activity respired by glucose decomposition to estimate

DOC decomposition. Contribution of roots was calculated as the difference between the total CO₂ efflux and ¹⁴CO₂ efflux formed by glucose/DOC decomposition.

To estimate the contribution of decomposition of MB died during freezing, MB was ¹⁴C labeled by uniformly labeled ¹⁴C-glucose added 7 days before freezing.

¹⁴C-labeled cut shoots of *Zea mays* (1 mg g⁻¹) were mixed with soil to estimate the share of CO₂ evolved by PR decomposition to the total CO₂ emission (Table 1).

Table 1: Variants of the experiment (one soil only is shown)

No	Soil	Roots	¹⁴ C maize	¹⁴ C glucose	
				DOC	MB
1.	+	-	-	-	-
2.	+	-	-	+	-
3.	+	-	-	-	+
4.	+	-	+	-	-
5.	+	+	-	-	-
6.	+	+	-	+	-

To simulate the autumn conditions, the soil was pre-incubated at +5 °C during 3 weeks. Thereafter the soil samples (40-80 g) were subjected to following temperature cycle: at the first +5 °C, then -4 °C (freezing) and +5 °C (thawing). Each period was continued up to one week. The total C and ¹⁴C were measured in CO₂ efflux from soil (as trapped in 1 M NaOH) and in microbial biomass (fumigation-extraction).

Results

Before freezing, the average CO₂ efflux from fallow root-free and rooted soils was 0.4±0.1 μg C g⁻¹ h⁻¹ and 0.7±0.1 μg C g⁻¹ h⁻¹, respectively. CO₂ from forest soil was 0.6±0.07 μg C g⁻¹ h⁻¹ from root-free and 0.8±0.3 μg C g⁻¹ h⁻¹ from rooted soil (Fig. 1, only forest soil is shown).

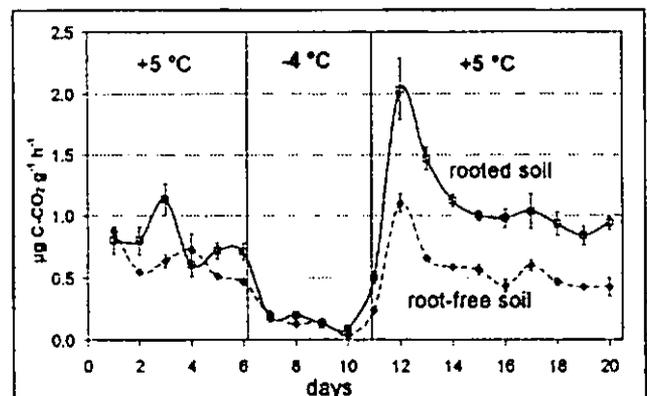


Fig. 1. CO₂ efflux from rooted and root-free forest soil during freezing-thawing cycle.

¹ Institute of Soil Science and Land Evaluation (310), University of Hohenheim, 70593 Stuttgart, Germany

² Institute of Physicochemical and Biological Problems of Soil Science RAS, Pushchino, Russia; disa20@aport.ru

During the freezing, the CO₂ efflux from both soils decreased by 4-8 times in comparison with that before freezing and amounted for 0.1 – 0.2 μg C g⁻¹ h⁻¹ from rooted and root-free soils. The respiration rates of CO₂ from frozen soil both with and without roots did not differ. This result shows that the contribution of roots to the total CO₂ efflux from frozen soil is marginal.

During the thawing, the CO₂ emission from fallow soil without roots averaged 0.2±0.03 μg C g⁻¹ h⁻¹ and with roots it amounted to 1.0±0.3 μg C g⁻¹ h⁻¹. CO₂ efflux from forest root-free soil reached 1.0±0.1 μg C g⁻¹ h⁻¹ and from rooted soil 2.0±0.7 μg C g⁻¹ h⁻¹.

Considerable increase of CO₂ efflux from the soil in comparison with that before freezing was observed during thawing in all variants, with the exception of the arable root-free soil. This variant do not had CO₂ flash. Comparison of the CO₂ emission from rooted and root-free soil let conclude that the most part of CO₂ flush during thawing is originated from root respiration. The contribution of root respiration from arable soil reached 75 – 80% and from forest soil it amounted to 46% to the total CO₂ emission.

According to ¹⁴C-CO₂, we calculated CO₂ evolved by glucose decomposition and as the difference the root respiration. Root respiration had the same CO₂ from soil with and without glucose (no interactions) and strongly contributes to the CO₂ flush during thawing (Fig. 2).

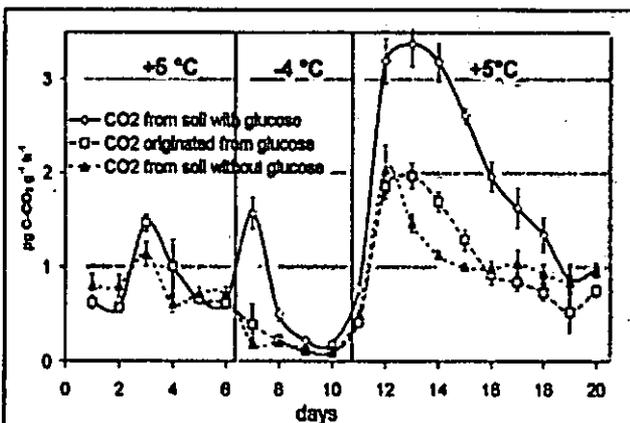


Fig. 2. CO₂ efflux from forest soil with and without glucose addition and the contribution of glucose to the total CO₂ efflux.

The share of CO₂ formed by PR decomposition (calculated according to the ¹⁴C specific activity) during freezing-thawing cycle was not significant and had no effect on the initial increase of CO₂ efflux after soil thawing (Fig. 3). So, no significant contribution of PR to the total CO₂ was observed before, during, and after the freezing. It is explained by very low activity of

microorganisms decomposing PR at temperatures below 5 °C.

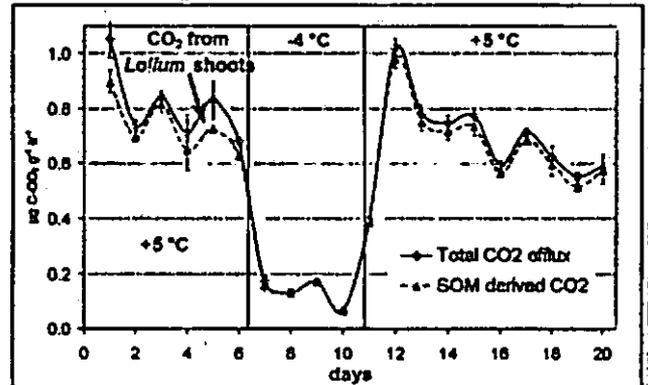


Fig. 3. Contribution of *Lolium* shoots residues and SOM to the total CO₂ efflux from soil during freezing-thawing cycle.

The contribution of decomposition of MB died during freezing to the total CO₂ efflux amounted for 51% and 30% from arable soil and forest soil, respectively (Fig. 4). However, in this experiment we cannot estimate separately the CO₂ efflux from dead MB and from utilization of internal cell reserves of living microorganisms. The fumigation-extraction don't show the destruction of microbial cells during both freezing and thawing.

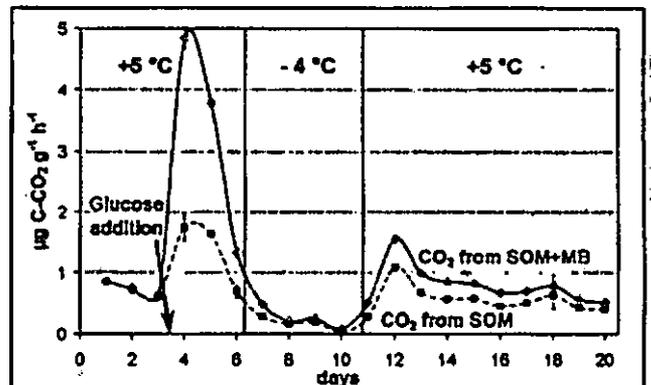


Fig. 4. Contribution of MB (labeled with ¹⁴C after utilization of ¹⁴C glucose) and SOM to the total CO₂ efflux from forest soil during freezing-thawing cycle.

Conclusions

The most important C source of the CO₂ flush after thawing is root respiration, which can amount up to 80% of total CO₂. SOM, root, and shoot residues do not contribute to the CO₂ flush after thawing. MB died during freezing as well as internal C resources in microbial cells can be responsible for the half of CO₂ amount respired from root-free soil during thawing.

Acknowledgment: supported by INTAS Fellowship grant for Young Scientists (YSF 2002-294).

Das Savannenproblem in der Chiquitania: Bodenmerkmale und ihre Beziehungen zur Nährstoffversorgung von Wald- und Cerrado- Bäumen in Ost-Bolivien

Peter Schad¹

Problemstellung

Unter Savanne versteht man i.a. eine Vegetation aus einer Grasschicht mit hoher Deckung und zerstreut stehenden Holzgewächsen. Für die Savannen vom Cerrado-Typ in Südamerika ist ferner charakteristisch: Niederschläge von 800 – 2000 mm, gut drainierte Böden, häufige Feuer, Krüppelwuchs der Hölzer, ein mosaikartiger Wechsel mit geschlossenen Wäldern und in äquatorferneren Gebieten wie Ost-Bolivien eine winterliche Trockenzeit. Häufig, so auch in Ost-Bolivien, gehören Wald- und Savannenbäume zu unterschiedlichen Species.

Somit ergeben sich zwei Fragen:

1. Warum wachsen in der Savanne keine Waldbäume und im Wald keine Savannenbäume?
 2. Warum stehen die Savannenbäume nicht dicht?
- Ersteres wird zum einen als Folge der Brände gesehen, welche bei Vorhandensein einer Grasschicht gehäuft auftreten und gegen die nur die Savannenarten Schutzmechanismen besitzen. Andererseits sind die Waldarten dort, wo sie gedeihen können, den lichtbedürftigen und langsam wachsenden Savannenarten überlegen. Als Antwort auf die zweite Frage wird diskutiert: schlechte Nährstoffversorgung, bodenbedingter Wassermangel am Ende der Trockenzeit, Feuer und paläoklimatische Einflüsse (Savannen als Relikte aus trockeneren Zeiten). Vereinzelt gibt es auch Übergangsformen zwischen beiden Vegetationstypen, nämlich geschlossen stehende Savannenbäume ohne nennenswerten Grasanteil im Unterwuchs. Sie werden Cerradão genannt und kommen im Arbeitsgebiet als wenige m breite Streifen und Inseln am Savannenrand vor.

Im vorliegenden Artikel soll die Nährstoffmangelhypothese überprüft werden. Wenn die Nährstoffversorgung der Savannenbäume schlechter ist als die der Waldbäume, so ist insbesondere folgendes zu erwarten:

1. Die grünen Blätter der Savannenbäume haben geringere Nährstoffgehalte als jene der Waldbäume.
2. Die Savannenbäume ziehen vor dem trockenzeitlichen Laubfall einen größeren Anteil der mobilen Nährstoffe aus den Blättern zurück als die Waldbäume: Die Unterschiede in den Gehalten an mobilen Nährstoffen zwischen grünen Blättern und gefallen Blättern sind also bei den Savannenbäumen größer.
3. Die Nährstoffvorräte in den Savannenböden sind geringer als in den Waldböden.

Arbeitsgebiet und Methoden

Die Chiquitania liegt auf jenem Teil des präkambrischen Brasilianischen Schildes, der nach Bolivien hereinragt. In ihr stehen metamorphe Gesteine des Präkambriums an, die jedoch häufig von tertiären und quartären Sedimenten desselben Ursprungs überdeckt sind. Das Arbeitsgebiet liegt zwischen 15° 43' und 16° 36' S sowie 61° 40' und 62° 04' W.

Blattanalysen (15 Baumarten, pro Species und Standort: 4 Individuen): Gesamtelementgehalte der grünen Blätter und der frisch gefallenen Blattstreu (12 Elemente: Druckaufschluss mit HNO₃, N gasanalytisch).

Bodenanalysen (26 Standorte, 10 davon mit Blattanalysen): austauschbares Ca, Mg und K sowie KAKpot (NH₄-Acetat), Gesamtelementgehalte (HF/HClO₄), Fe, Mn, Cu und Zn (EDTA), Lagerungsdichte.

Ergebnisse

Die Böden der 26 Profile gehören zu folgenden WRB-Gruppen: Ferralsole (11 Savanne, 3 Wald), Acrisole (1 Savanne), Lixisole (1 Savanne, 1 Wald), Umbrisole (2 Wald), Phaeozeme (2 Savanne, 4 Wald) und Regosole (1 Wald). Savannen mit mollic Horizont zeichnen sich durch eine relativ hohe Baumdichte aus. Ferralsole sind oft sehr tiefgründig.

Die Blattspiegelwerte der untersuchten Nährstoffe sind - mit Ausnahme von Mangan - für die Waldbäume (8, Baumarten, 4 Standorte) stets höher als für die Savannenbäume (7 Baumarten, 6 Standorte). Die N-Gehalte in Leguminosen sind in der Savanne etwa doppelt so hoch wie in Nicht-Leguminosen, während es im Wald zwischen diesen beiden Gruppen keine Unterschiede gibt. In der Blattstreu der Savannenbäume ist der Anteil der mobilen Elemente (bezogen auf die Gehalte in den grünen Blättern) geringer als in der Blattstreu der Waldbäume. Bei den Phloem-immobilen Elementen zeigt sich dieser Unterschied nicht. Al wurde nur in den Blättern einer einzigen Art gefunden (*Qualea grandiflora* Mart., Savanne).

Die nachfolgenden Diagramme zeigen Daten für Stickstoff (Abb. 1 und 2), Calcium (Abb. 3) und Magnesium (Abb. 4). Die 5 Savannen- und 4 Waldstandorte sind jeweils mit von links nach rechts ansteigender Gründigkeit (Durchwurzelungstiefe) dargestellt. Sie beträgt für die Savannenstandorte 68, 70, 85, 117 und 331 cm, für den Cerradão 144 cm und für die Waldstandorte 53, 61, 159 und 415 cm. Die Oberböden der Wälder verfügen gegenüber den Savannen über deutlich höhere Nährstoffgehalte und Nährstoffvorräte (alle drei Extraktionsmethoden), insbesondere bei basischen Nährstoffen und N. Bezieht man jedoch das ganze durchwurzelte Solum ein, so hängen die Vorräte vornehmlich von der Gründigkeit ab und stehen in keinem engen Zusammenhang mit der Vegetation.

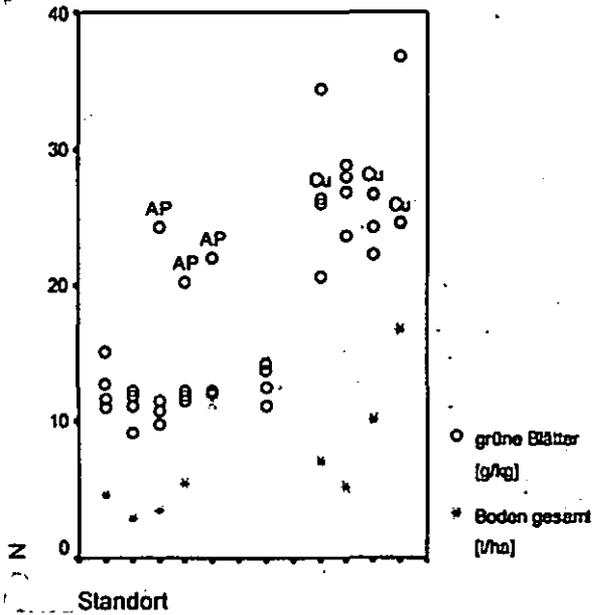


Abb. 1: N-Gehalte in den grünen Blättern und Vorräte an Gesamt-N im ganzen durchwurzelten Boden. Links: die 5 Savannenstandorte, dann die Übergangsformation, rechts: die 4 Waldstandorte, pro Baumart ein Symbol. Gekennzeichnet sind die Leguminosenarten Ala de pio (*Dimorphandra gardneriana* Tul., Savanne) und Curupáú (*Adenantha colubrina* Benth., Wald).

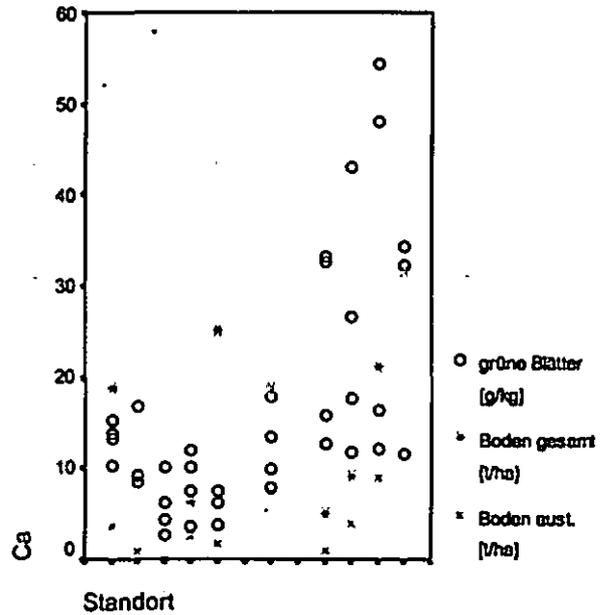


Abb. 3: Ca-Gehalte in den grünen Blättern und Vorräte an Gesamt-Ca sowie austauschbarem Ca im ganzen durchwurzelten Boden. Links: die 5 Savannenstandorte, dann die Übergangsformation, rechts: die 4 Waldstandorte, pro Baumart ein Symbol.

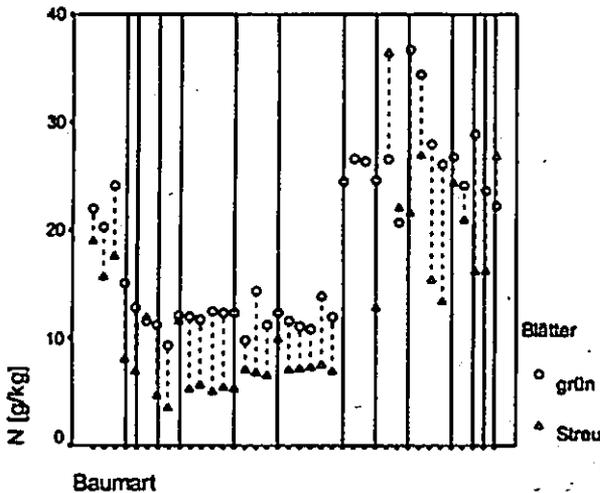


Abb. 2: N-Gehalte in grünen Blättern und in der Blattstreu. Links: die 7 Savannenarten, rechts: die 8 Waldarten, pro Standort ein Symbol.

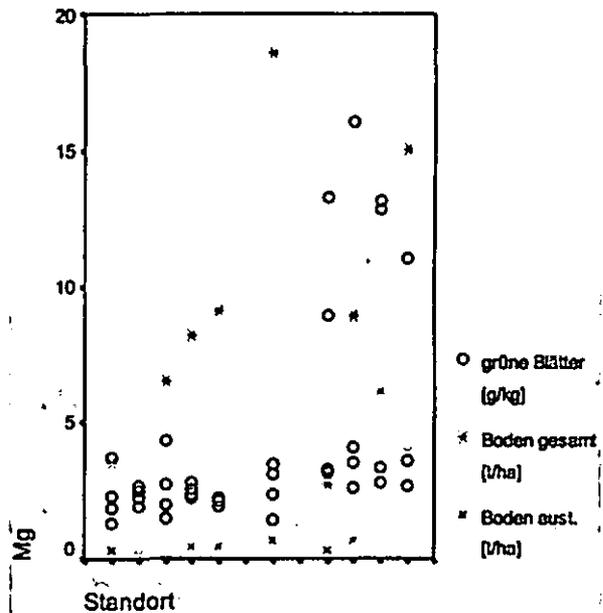


Abb. 4: Mg-Gehalte in den grünen Blättern und Vorräte an Gesamt-Mg sowie austauschbarem Mg im ganzen durchwurzelten Boden. Links: die 5 Savannenstandorte, dann die Übergangsformation, rechts: die 4 Waldstandorte (Boden gesamt für Wald 3: 46 t/ha), pro Baumart ein Symbol.

Schlussfolgerungen

Die Blattuntersuchungen erhärten die Hypothese, wonach Nährstoffmängel die Ursache dafür sind, dass die Savannenbäume meist keinen geschlossenen Wald ausbilden können. Für fast alle Nährstoffe sind die Blattspiegelwerte bei den Savannenbäumen niedriger als bei den Waldbäumen. Außerdem werden die mobilen Nährelemente vor dem Laubfall in den Savannenbäumen stärker aus den Blättern zurückgezogen.

Die Oberböden im Wald sind deutlich humusreicher als in der Savanne. Dort finden sich im Wald auch höhere Nährstoffvorräte als in der Savanne. Dies ist jedoch als Folge des Vorhandenseins eines geschlossenen Waldes zu werten, nicht als dessen Ursache. Betrachtet man die Nährstoffvorräte im gesamten durchwurzelten Boden, so zeigen sich kaum Unterschiede zwischen Wald und Savanne, da nunmehr die Vorräte vornehmlich von der Gründigkeit abhängen.

Literaturangaben beim Autor

Bodenalgen als C-Quelle für Bodentiere

Olaf Schmidt¹, Jens Dyckmans¹,
Kevin Black²

Einleitung

Obgleich bekannt ist, dass Bodenalgen eine bedeutende C-Quelle insbesondere in extremen Klimaregionen darstellen, gibt es nur wenige Untersuchungen, die einen solchen C-Eintrag in Böden der gemäßigten Zone gezeigt und quantifiziert haben. In der vorliegenden Studie wurde irischer Boden unter ¹³CO₂-Atmosphäre inkubiert, um den C-Eintrag in den Boden und die Nutzung durch Regenwürmer zu verfolgen.

Methoden

Markierung der Bodenalgen mit ¹³C

Algenbewachsener Oberboden, von einer Lichtung in einem Fichtenbestand (*Picea sitchensis*) nahe Portlaois (Irland) entnommen, wurde auf einen Wassergehalt nahe Wassersättigung eingestellt und ungestört in Inkubationsgefäße überführt. Als Inkubationsgefäße wurden Weckgläser, die mit einem Septum ausgestattet waren, verwendet.

Über das Septum wurde ¹³CO₂ (99 atom%), das aus NaHCO₃ freigesetzt wurde, in die Inkubationsgefäße eingegeben. Die anfängliche ¹³C-Anreicherung im CO₂ der Atmosphäre betrug 74 ‰ bei einer CO₂-Konzentration von 1300 ppm.

Behandlung	Boden	<i>A. chlorotica</i> δ ¹³ C (‰)
Unbehandelt	-29,3	-21,4 (0,6)
Dunkel inkubiert	-25,7	-21,9 (0,5)
Hell inkubiert gemischt	69,2	1,0 (4,2)
Hell inkubiert ungemischt	17,8	55,1 (19,7)

Tab. 1: δ¹³C-Werte des Bodens nach 12tägiger Inkubation im Licht unter markiertem CO₂ und δ¹³C-Werte von *A. chlorotica* am Ende des 7tägigen Fraßversuches (n = 5, Standardfehler in Klammern).

¹ Environmental Resource Management,
Faculty of Agriculture

² Botany Department, Faculty of Science
University College Dublin, Belfield, Dublin 4, Ireland
Email: olaf.schmidt@ucd.ie

Das Inkubationsgefäß wurde für 12 Tage im Licht inkubiert, mit einer Tageslänge von 12 h bei einer Temperatur von 20°C.

Um die nichtphotosynthetische ¹³CO₂-Aufnahme in den Boden zu bestimmen, wurde als Kontrolle ein Inkubationsgefäß dunkel inkubiert.

Assimilation von Algen-C durch Regenwürmer

Nach Beendigung der Inkubation wurden Regenwürmer (*Allolobophora chlorotica*) auf den Boden gegeben. Dabei wurden zwei Varianten unterschieden.

Gemischt: Der Algenbewuchs wurde homogen mit dem Boden vermischt.

Ungemischt: Der Algenbewuchs wurde nicht gestört und verblieb weitgehend an der Bodenoberfläche.

Nach 7 Tagen wurden die Regenwürmer sowie Bodenproben entnommen und analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Markierung der Bodenalgen

Am Ende der Inkubation im Licht unter markiertem CO₂ wiesen die Bodenalgen einen ¹³C-Gehalt von 5,1% auf. Die δ¹³C-Werte des Gesamtbodens stiegen bedingt durch die ¹³CO₂-Assimilation der Algen auf 17,8‰ in der gemischten und 69,2‰ in der ungemischten Variante (Tab. 1).

Die nichtphotosynthetische ¹³C-Aufnahme des Bodens war gering, in der dunkel inkubierten Kontrolle stieg der δ¹³C-Werte lediglich auf -25,7 ‰ an.

Der Anteil des während der Inkubation assimilierten C am gesamt-C des Bodens lag bei 0,07 bis 0,15% in den hell inkubierten Varianten und bei 0,005% in der dunkel inkubierten Kontrolle (Abb. 1).

Assimilation von Algen-C durch Regenwürmer

Regenwürmer, die in den hell inkubierten Gefäßen gehalten wurden, waren nach 7 Tagen hoch mit ¹³C angereichert. Dies zeigt, dass sie Bodenalgen gefressen und deren C assimiliert haben. Die Aufnahme von algenbürtigem C durch *A. chlorotica* war stark durch die Verteilung der Algen im Boden beeinflusst. Während der Anteil

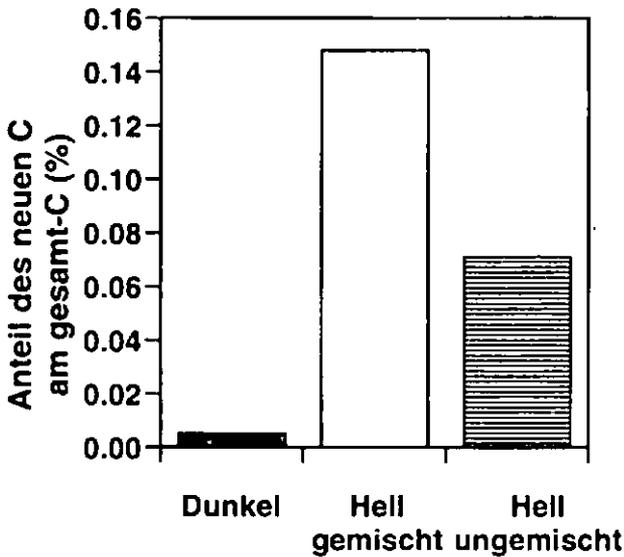


Abb. 1: Anteil des während der Begasung aufgenommenen C am gesamt-C im Boden für die dunkel inkubierte Kontrolle und die beiden hell inkubierten Varianten.

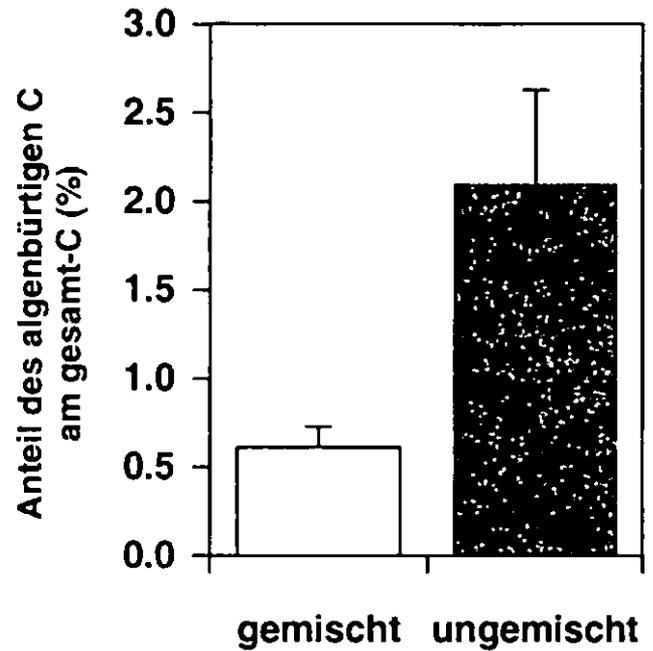


Abb. 2: Anteil des algenbürtigen C am gesamt-C der Regenwürmer nach Ende des Fraßversuches (n = 5).

des algenbürtigen C am gesamt-C der Regenwürmer 0,6% in der gemischten Variante betrug, war dieser Wert in der ungemischten Variante mit 2,1% mehr als verdreifacht (Abb. 2). Offensichtlich war *A. chlorotica* in der Lage, den Algenbelag selektiv an der Bodenoberfläche abzugrasen. Dies wird auch dadurch belegt, dass die Bodenoberfläche in den Gefäßen in der ungemischten Variante stark von Regenwürmern bearbeitet wurde, während das bei der gemischten Variante nicht der Fall war (Abb. 3).

In der Kontrollvariante konnte gezeigt werden, dass nichtphotosynthetisch in den Boden gelangtes ¹³C nicht von den Regenwürmern aufgenommen wurde (Tab. 1).

Schlussfolgerungen

- Bodenalggen können in temperierten Böden als eine von höheren Pflanzen unabhängige C-Quelle fungieren
- Regenwürmer verdauen Bodenalggen und assimilieren algenbürtiges C, Bodenalggen können daher eine C-Quelle für Boden-nahrungsnetze sein



Abb. 3: Bodenoberfläche (a) in der gemischten Variante und (b) der ungemischten Variante am Ende des Fraßversuches. Es ist zu erkennen, dass die Regenwürmer in der ungemischten Variante selektiv die Bodenoberfläche abgegrast haben.

Einfluss des Störungsgrades der Vegetation auf interne Nährstoffkreisläufe und Stoffflüsse in der Bergwaldstufe des Mt. Kilimanjaro, Tansania

Schrumpf, M.^{*}, Lyaruu, H., Axmacher, J., Zech, W.

Obwohl Bergwälder nur 2 % der Landesfläche Tansanias einnehmen, sind sie von großer ökologischer Bedeutung. Sie bilden den Lebensraum für endemische Tier- und Pflanzenarten und sind für die regionale wie überregionale Wasser- und Energieversorgung von großer Bedeutung. Am Mt. Kilimanjaro führten selektiver Holzeinschlag und Feuer zu einer großräumigen Auflichtung der Bergregenwälder, die insbesondere im unteren Höhenbereich mit einer Änderung der Artenzusammensetzung der Vegetation verbunden war (Mwasaga, 1991). Heute findet man an den Hängen zwischen 1800 und 2200 m ein Mosaik aus unterschiedlich alten Waldregenerationsstadien. Aus einer Vielzahl von Studien ist belegt, dass es unmittelbar nach Störungen zunächst zu einer Nährstoffmobilisierung kommt (Klinge, 1997; Uhl & Jordan, 1984). Das Ziel dieser Untersuchung bestand darin zu klären, wie sich die im Zuge der längerfristigen Regeneration ändernde Vegetationsbedeckung auf interne Nährstoffkreisläufe auswirkt.

Hierfür wurden im Höhenbereich zwischen 2000 und 2300 m am Südwesthang des Kilimanjaro oberhalb des Ortes Machame drei verschiedene Vegetationseinheiten ausgewählt: naturnahe Waldstandorte (4 Wiederholungen), Sekundärwälder (3) und Lichtungen (3). Die Lichtungen waren baumfrei und von *Rubus steudneri* und *Pteridium aquilinum* dominiert, wobei beide Arten das Fortschreiten der Regeneration verzögern, wodurch die Lichtungen über viele Jahre bis Jahrzehnte erhalten bleiben können. Die naturnahen Wälder waren durch eine hohe Dichte an Epiphyten und das Auftreten von Baumfarnen gekennzeichnet. *Ocotea usambarensis* war die dominierende Baumart. Die Stammdurchmesser der Sekundärwälder waren trotz des hohen Alters von über 50 Jahren deutlich geringer als in den naturnahen Wäldern, und auch ihre Epiphytendichte war reduziert. Neben *O. usambarensis* dominierte in den Sekundärwäldern die Pionierbaumart *Macaranga kilimanjarica*.

Bei den Böden des Untersuchungsgebiet handelte es sich um saure (pH (H₂O) um 4 im Oberboden) Epiaquands und Fulvudands. Die Niederschlagsmenge lag im ersten Jahr bei 2300, im zweiten dagegen nur bei 1950 mm. Auf den 400 m² großen Plots mit Neigungen von < 10 ° wurden Freiland- und Bestandesniederschlag (je 10 Sammler pro Plot), Streuperkolat (4 Lysimeter pro Plot), Bodenlösung (Saugkerzen in 15, 30 und 100 cm Tiefe in dreifacher Wiederholung pro Plot) sowie Bachwasser im Bereich des naturnahen Waldes untersucht. Die von Mai 2000 bis Mai 2001 zweimal wöchentlich und von Juni 2001 bis August 2002 wöchentlich genommenen Wasserproben wurden zu Zweiwochen-Mischproben vereinigt, gefroren gelagert und unter anderem auf ihren Gehalt an K, Ca, Mg, Na (AAS) sowie NO₃-N (Continuous Flow Analyser) untersucht.

In den Trockenzeiten waren die Konzentrationen aller untersuchten Nährstoffe vor allem aufgrund der geringeren Flussmengen in den Niederschlagsproben und im Streuperkolat erhöht. Diese Saisonalität zeigte sich in der Bodenlösung deutlich abgeschwächt (Abb. 1).

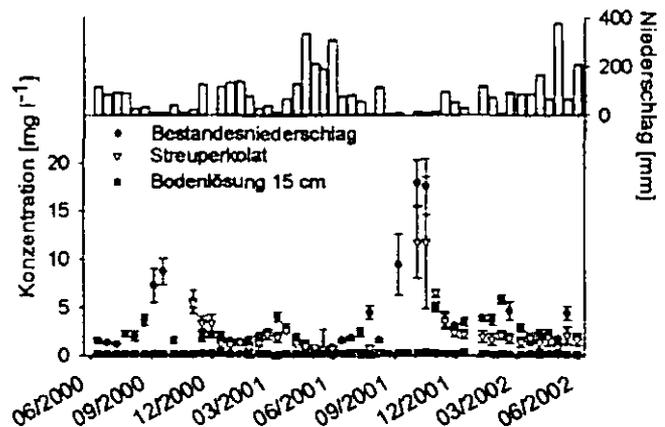


Abb. 1 Saisonale Variabilität der Niederschlagsmenge sowie der K-Konzentration im Bestandesniederschlag, Streuperkolat und in der Bodenlösung in 15 cm Tiefe unter naturnahem Wald.

Im Streuperkolat wie in der Bodenlösung wurden mit Ausnahme von Na auf den Lichtungsflächen die höchsten Nährstoffkonzentrationen gemessen. Auf diesen Flächen war aber auch die räumliche Heterogenität am größten, was sich in der großen Streuung der Mittelwerte zeigt (Abb. 2). Dabei war die kleinste der untersuchten Lichtungsflächen (ca. 750 m²) den Waldflächen am ähnlichsten.

^{*} Lehrstuhl Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth
e-Mail: marion.schrumpf@gmx.de

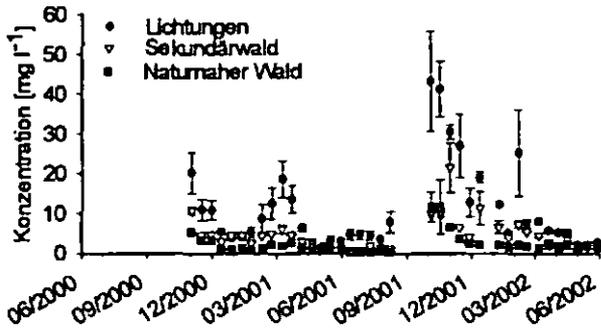


Abb. 2 Vergleich der K-Konzentration im Streuperkolat unter naturnahem Wald, Sekundärwald und Lichtungen. Fehlerbalken geben den Standardfehler an.

Der Median der Konzentrationen von K und Mg im Streuperkolat des zweiten Messjahres unterschied sich auf den Lichtungen signifikant von den beiden Waldtypen (Tab. 1). Bei Ca und NO₃-N waren die Konzentrationen auf den Lichtungen zwar auch erhöht, doch durch die hohe Streuung der Werte war dies nicht signifikant. Auch in der Bodenlösung war der Median der gemessenen Jahreskonzentration bei K auf den Lichtungen signifikant höher, dasselbe galt für Ca und NO₃-N. Die hohen Nitratkonzentrationen auf den Lichtungen weisen darauf hin, dass die Mineralisation der organischen Substanz auf diesen Flächen erhöht war.

Tab. 1 Mediane der Nährstoffkonzentrationen im Streuperkolat des 2. Messjahres. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (p < 0,05, Scheffé-Test).

	Lichtungen	Sekundärwald	Naturnaher Wald
	[mg l ⁻¹]		
K	7,41 a	3,21 b	1,44 b
Mg	0,92 a	0,31 b	0,20 b
Ca	1,95 a	0,80 a	0,79 a
Na	0,93 a	0,93 a	0,81 a
NO ₃ -N	3,08 a	0,62 a	0,92 a

Bei den Einträgen über den Niederschlag waren mit Ausnahme der Nitrateinträge im Wald die Nährstoffflüsse im Bestandesniederschlag stets höher als im Freiland (Tab. 2). Durch die Absorption von Nitrat im Kronenraum der Bäume waren die Einträge im Bestandesniederschlag der Wälder signifikant niedriger als auf den Lichtungen. Die beobachteten hohen Einträge auf den Lichtungen im Vergleich zum Wald waren auch auf höhere Flussmengen zurückzuführen, da auf den Lichtungen die Interzeption deutlich geringer ausfiel. K gilt als Element, das im Bestandesniederschlag vor allem durch Auswaschungen aus der Vegetation angereichert wird (Parker, 1983). In den untersuchten Vegetationseinheiten unterschieden sich die K-Flüsse im Bestandesniederschlag der naturnahen Wälder

signifikant von den Lichtungen, aber auch von den Sekundärwäldern. Der Unterschied zwischen den beiden Waldtypen lässt sich möglicherweise auf Unterschiede zwischen den Blatteigenschaften zurückführen. Während die Blätter von *O. usambarensis* (Lorbeergewächse) auf den naturnahen Waldstandorten eher hartlaubig sind, haben die Blätter der Pionierbaumart *M. kilimanjarica* (Wolfsmilchgewächse) eine andere Struktur, welche die Auswaschung von K aus den Blättern möglicherweise verstärkt zulässt.

Tab. 2 Mittlere Nährstoffflüsse über den Freiland- und den Bestandesniederschlag im ersten Messjahr. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (p < 0,05).

	Freiland	Bestandesniederschlag		
		Lichtungen	Sekundärwald	Naturnaher Wald
	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]		
K	11,39	82,97 a	62,51 a	32,22 b
Mg	0,86	2,49 a	1,90 a	1,81 a
Ca	2,00	3,93 a	3,24 a	2,83 a
Na	7,35	11,54 a	10,53 a	11,50 a
NO ₃ N	3,03	4,04 a	0,82 b	0,98 b

Ein Vergleich der Änderungen der Lösungskonzentrationen beim Durchgang durch die verschiedenen Vegetationseinheiten liefert Hinweise darauf, dass die Wälder einen geschlossenen, die Lichtungen dagegen eher einen offenen Nährstoffkreislauf haben.

Insgesamt zeigte die Vegetation im Untersuchungsgebiet einen starken Einfluss auf die internen Stoffkreisläufe. Dabei wiesen die Lichtungsflächen die höchsten Umsatzraten der verglichenen Vegetationseinheiten bei gleichzeitig größter räumlicher Heterogenität auf.

Danksagung

Wir danken der DFG für die Förderung, sowie den tansanischen Behörden KINAPA, TANAPA und COSTECH für die Unterstützung.

Klinge, R. (1997). Wasser- und Nährstoffdynamik im Boden und Bestand beim Aufbau einer Holzplantage im östlichen Amazonasgebiet. PhD thesis, Georg August Universität zu Göttingen, Göttingen.

Mwasaga, B.C. (1991). The natural forest of Mount Kilimanjaro. In: The conservation of Mount Kilimanjaro (ed. W.D. Newmark), pp. 136. IUCN Tropical Forest Program, Gland.

Parker, G.G. (1983). Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. In: Advances in Ecological Research (eds. A. Macfadyen & E.D. Ford), Vol. 13, pp. 58-119. Academic Press, London.

Uhl, C. & Jordan, C.F. (1984). Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. Ecology, 65, 1476-1490.

Gelöster und kolloidaler Phosphor in Böden, Sickerwasser und Grundwasser in Münster/Westfalen

Jan Siemens, Katrin Ilg & Martin Kaupenjohann

Der Anteil des P-Eintrags in deutsche Oberflächengewässer über Drainagen und das Grundwasser beträgt etwa 24% (Umweltbundesamt, 2000). Das Ziel dieser Studie war es, die Bedeutung und mögliche Ursachen von P-Austrägen mit dem Sickerwasser aus sandigen Böden in Münster zu klären. Wir ermittelten Konzentrationen gelösten reaktiven Phosphors (SRP) des Sickerwassers und Grundwassers aus Tiefen von 0.9 m bis 35 m. Gesamt-P, P-Sättigung und P-Sorptionsisothermen von Bodenproben wurden bestimmt. Außerdem quantifizierten wir den dispergierbaren Phosphor in Böden.

Median SRP-Konzentrationen im Sickerwasser größer als der empfohlene VDLUFA Richtwert von $150 \mu\text{g l}^{-1}$ (Auerswald et al., 2002) fanden wir in drei von sechs Untersuchungstiefen auf einer von vier Untersuchungsflächen (Abb. 1, Siemens et al., im Druck). Das oberflächennahe Grundwasser war durch niedrige SRP-Konzentrationen gekennzeichnet. In den Beobachtern ML7 und ML8 traten Konzentrationen $> 150 \mu\text{g l}^{-1}$ im unteren, nitratfreien Teil des Grundwasserleiters auf, was Driescher & Gelbrecht (1993) für das Spree-Einzugsgebiet auf die reduktive Auflösung von Eisenoxiden zurück-führten.

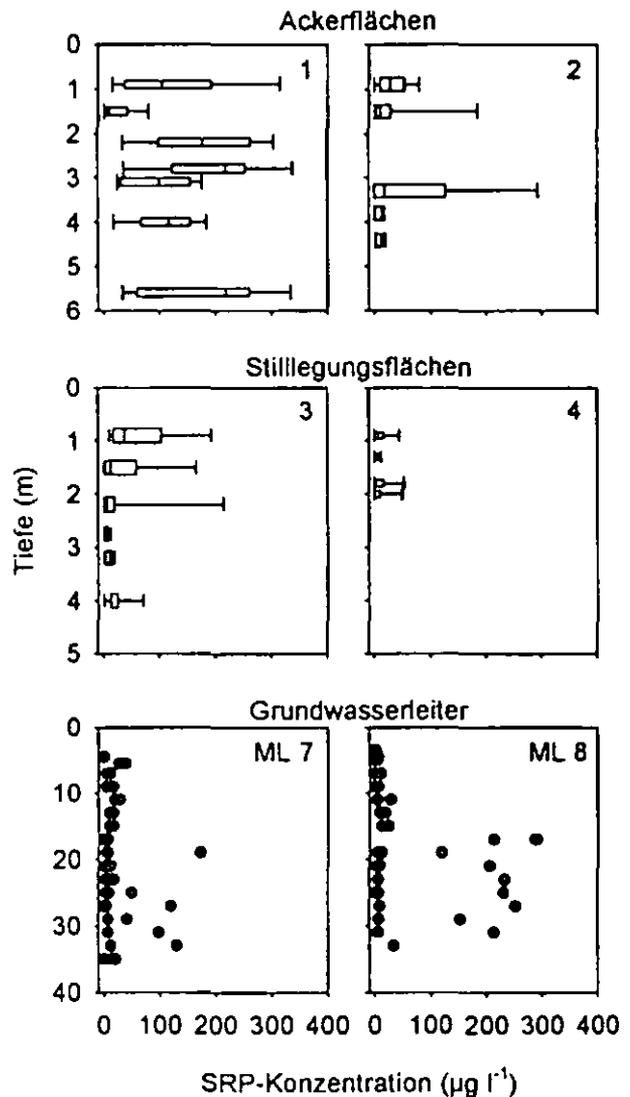


Abbildung 1: SRP-Konzentrationen im Sicker- und Grundwasser.

Sowohl die Verhältnisse von oxalatlöslichem P (P_{ox}) zu Fe_{ox} und Al_{ox} als auch die P-Sorptionsisothermen deuten auf eine Sättigung der P-Sorptionskapazität als Ursache für hohe SRP-Konzentrationen im Sickerwasser hin. In Batch-Versuchen ließen sich hohe Konzentrationen kolloidalen Phosphors aus den Bodenproben mobilisieren, die hohe P_{ox} Konzentrationen und eine hohe P-Sättigung aufwiesen. Die Zugabe von P zu diesen Bodenproben führte zu einer weiteren Dispergierung von partikelgebundenem P (Abb. 2).

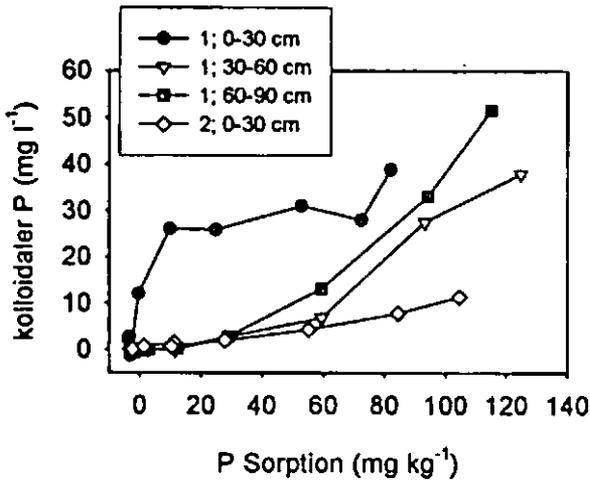


Abbildung 2: Dispergierung von kolloidalem P durch P-Sorption.

Im Sicker- und Grundwasser fanden wir in der Regel nur geringe Konzentrationen von kolloidalem P (Abb. 3). Dies ist unter Umständen auf einen Filtrationseffekt der verwendeten Saugplatten zurückzuführen.

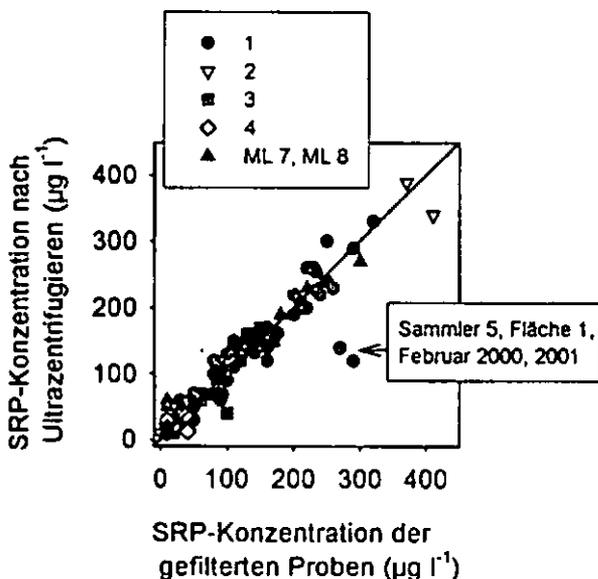


Abbildung 3: Verringerung der SRP-Konzentration durch Abzentrifugieren von kolloidalem P.

Eine nennenswerte Erniedrigung der Konzentration durch Ultrazentrifugieren beobachteten wir jedoch im Februar, bei niedrigem

Gesamtlösungsinhalt, in zwei Proben aus 90 cm Tiefe der Fläche 1 des Sammlers 5, der durch hohe Flussraten gekennzeichnet war. Geringe Ionenstärke und hohe Flussraten begünstigen die Verlagerung von Kolloiden (Kaplan et al., 1993, 1996).

Überschlägige P-Bilanzen deuten an, dass die Akkumulation von P im Unterboden schwerlich allein durch die Verlagerung von SRP erklärt werden kann.

Die Verlagerung von SRP mit dem Sickerwasser ist ein lokal, aber nicht flächenhaft, wichtiger Austragspfad für P aus Böden Münsters. Die P-Sorption steuert die SRP-Konzentration des Sickerwassers. P-Sorption dispergiert kolloidalen Phosphor im Laborversuch, die Bedeutung des Transports von kolloidalem P bleibt jedoch noch unklar.

Auerswald, K., N. Claassen, W. Römer, W. Werner, 2002. VDLUFA-Standpunkt: Mögliche Folgen hoher Phosphatgehalte im Boden und Wege zu ihrer Verminderung. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 98, 75-80.

Driescher, E., J. Gelbrecht, 1993. Assessing the diffuse phosphorus input from subsurface to surface waters in the catchment area of the lower river Spree (Germany). Water Sci. Technol. 28, 337-347.

Kaplan, D.I., P.M. Bertsch, D.C. Adriano, W.P. Miller, 1993. Soil borne mobile colloids as influenced by water flow and organic carbon. Environ. Sci. Technol. 27, 1193-1200.

Kaplan, D.I., M.E. Sumner, P.M. Bertsch, D.C. Adriano, 1996. Chemical conditions conducive to the release of mobile colloids from Ultisol profiles. Soil Sci. Soc. Am. J. 60, 269-274.

Siemens, J., K. Ilg, F. Lang, M. Kaupenjohann, im Druck. Adsorption controls mobilization of colloids and leaching of dissolved phosphorus. European J. Soil Sci. 55.

Umweltbundesamt, 2000. Daten zur Umwelt. Der Zustand der Umwelt in Deutschland 2000. Erich Schmidt Verlag, Berlin, 207-209.

Wir danken den Kooperationen Landwirtschaft/Wasserwirtschaft Münster und Beckum, dem Westfälisch-Lippischen Landwirtschaftsverband, den Stadtwerken Münster, der Wasserversorgung Beckum und der Stadt Münster für die Finanzierung dieser Studie.

Einfluss der Landnutzungsdauer auf die P-Dynamik im Boden – eine Fallstudie im semi-ariden Südafrika

Ralf Stallforth¹, Ingo Lobe², Chris Du Preez³, Wulf Amelung²

Viele langjährig genutzte Ackerstandorte der Tropen und Subtropen sind P-Mangelstandorte. Um die Böden nachhaltig nutzen zu können, müssen die Raten der P-Transformation im Boden bekannt sein. Um diese zu ermitteln, ist zu berücksichtigen, dass P bis zu 60% in unterschiedlichen organischen Bindungen (SOP = soil organic phosphorus) und in Pools unterschiedlicher Verfügbarkeit und Stabilität vorliegt (Cross und Schlesinger, 1995). Diese Pools ändern sich durch Ackernutzung (DuPreez und Van Zyl, 1998). Nicht bekannt ist, wie schnell diese Änderungen in den einzelnen P-Pools mit fortschreitender Nutzungsdauer erfolgen. Ziel dieser Studie war es, die Raten dieser Änderungen für die P-Pools südafrikanischer Savannenböden zu erfassen, um daraus Rückschlüsse auf die P-Dynamik ziehen zu können. Weiterhin galt es zu klären, wie sich Düngung auf diese Dynamik auswirkt.

Untersucht wurden die Oberböden (0-20cm) in drei Agrarökosystemen (Abbildung 1), wo seit 1900 unter vergleichbaren klimatischen und pedogenen Bedingungen im Abstand von 5 bis 10 Jahren Savannenböden umgebrochen und ackerbaulich genutzt wurden. Damit stellten die Agrarökosysteme jeweils unabhängige Feldwiederholungen unechter Zeitreihen (0-98a) dar. Als Nullvariante diente extensiv genutztes Grasland (Lobe et al., 2001).

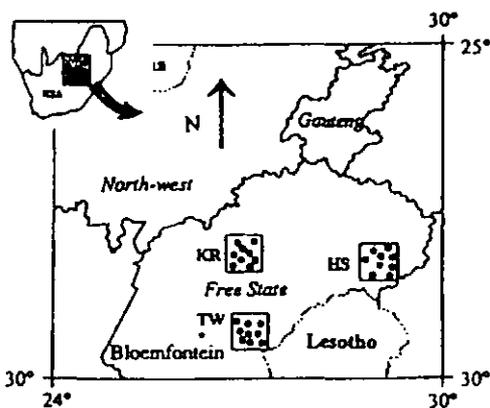


Abbildung 1: Lage der Agrarökosysteme Harrismith (HS), Kroonstad (KR) und Tweespruit (TW) (aus Lobe et al., 2001).

Zur Erfassung der zeitlichen P-Dynamik wurden folgenden Methoden kombiniert: Einzelne SOP-Spezies von Mischproben repräsentativer Zeitpunkte wurden mittels ³¹P-NMR-Spektroskopie charakterisiert (Solomon und Lehman, 2000). Zur Erfassung

physikalischer Bodenfraktionen wurden gesiebte und gemahlene Gesamtböden verglichen. Eine Korngrößenfraktionierung lieferte die Fraktionen Ton (T), Schluff (U) und Sand (S) (Lobe et al., 2001). P-Gehalte im Sand wurden aus der Differenz Gesamtboden - T - U abgeschätzt. Zur Erfassung unterschiedlich stabiler P-Bindungsformen extrahierten wir P sequentiell (Tiessen und Moir, 1993).

Die Gesamt-P-Gehalte (P_{tot}), die aus der Summe der einzelnen P-Pools ermittelt wurden, waren für gesiebte und gemahlene Proben zu den einzelnen Zeitpunkten nicht signifikant verschieden. Offensichtlich besteht kein massiver Schutz vor Extraktion in Aggregaten. Die P_{tot} -Gehalte änderten sich nicht mit der Nutzungsdauer. Die Unterscheidung in $P_{i,tot}$ und $P_{o,tot}$ als Summe der jeweiligen anorganischen (P_i) bzw. organischen P-Pools (P_o) zeigte jedoch eine exponentielle Zunahme der $P_{i,tot}$ -Gehalte und eine entsprechende Abnahme von $P_{o,tot}$ (Abbildung 2). Nach ca. 30a näherten sich die P_i - bzw. P_o -Anteile einem Gleichgewichtsniveau. Wir vermuten, dass die Abnahme an P_o auf eine verstärkte Mineralisierung zurückzuführen ist, während die Zunahme an P_i hauptsächlich durch Düngung hervorgerufen wurde. Im Gegensatz zu diesen längerfristigen Änderungen zeigten die ³¹P NMR Spektren sehr kurzfristige Änderungen, die innerhalb der ersten zwei Jahre erfolgte (Daten nicht gezeigt).

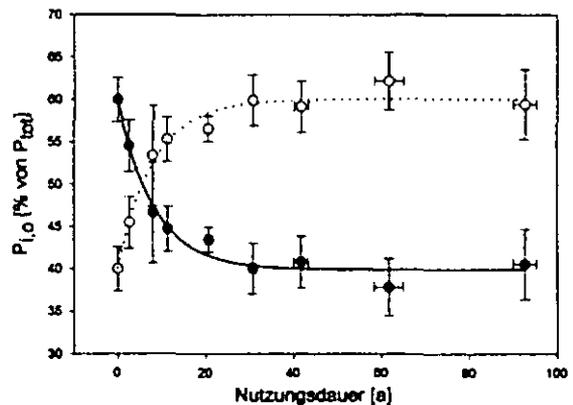


Abbildung 2: $P_{o,tot}/P_{tot}$ (durchgehend) und $P_{i,tot}/P_{tot}$ (punktiert) im Gesamtboden in Abhängigkeit von der Nutzungsdauer, als Mittelwerte der Agrarökosysteme. Vertikale Balken: Standardfehler (SE) P-Gehalt, horizontale Balken SE Nutzungsdauer.

Wir interpretieren den Gesamtprozess als Änderung eines Gleichgewichtszustandes. Aus einem ersten Gleichgewichtszustand im Grasland bewirkte Kultivierung eine schlagartige Änderung der P-Dynamik, die in einer Verschiebung der P_o bzw. P_i -Gehalte innerhalb von ca. 30 Jahren Nutzung, hin zu einem neuen Gleichgewichtszustand im Ackerland resultierte.

Die Ergebnisse für den Gesamtboden wurden in den einzelnen Korngrößenfraktionen bestätigt. Dabei war die Sandfraktion am stärksten betroffen, was sich auch dadurch zeigte, dass die Änderungen hier schneller abliefen als in der Ton- und Schluffraktion (Abbildung 3).

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth, Email: stalr@web.de

² Institut für Ökologie, FG Bodenkunde, TU-Berlin, Salzufer 12, 10587 Berlin

³ Department of Soil Science, University of the Free State, P.O. Box 339, Bloemfontein 9300, Republic of South Africa

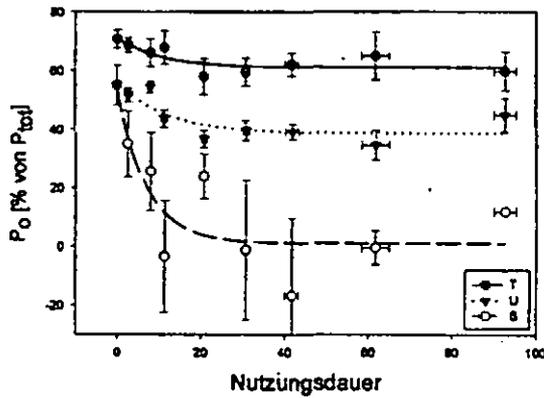


Abbildung 3: P_0 -Gehalte in % von P_{tot} der einzelnen Korngrößenfraktionen mit fortschreitender Nutzungsdauer als Mittelwerte der Agrarökosysteme. Vertikale Balken: SE P-Gehalt, horizontale Balken SE Nutzungsdauer. (Reziproker Verlauf für P_i ; $P_0 + P_i = 100\%$)

Von der Ab- bzw. Zunahme von Anteilen einzelner P-Pools waren nahezu alle Pools der chemischen Fraktionierung betroffen (Abbildung 4). Es zeigte sich eine Zunahme der Reaktionsgeschwindigkeit (steilerer Kurvenverlauf) mit abnehmender Pflanzungsverfügbarkeit für P_i (Resin < Bicarbonat < NaOH) bzw. zunehmender Stabilität von P_0 (Bicarbonat < NaOH).

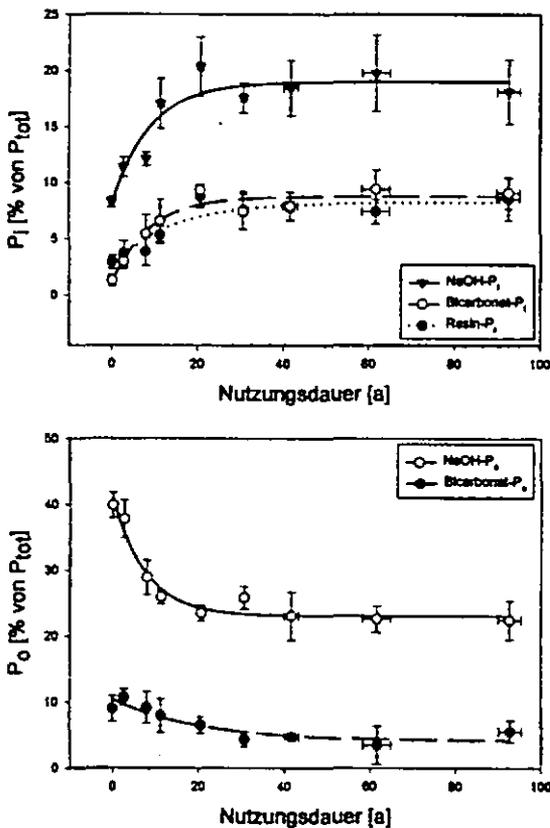


Abbildung 4: P_i - (oben) und P_0 - (unten) Gehalte der einzelnen Pools der Hedley-Fraktionierung als Mittelwerte der Agrarökosysteme mit fortschreitender Nutzungsdauer. Vertikale Balken: SE P-Gehalt, horizontale Balken SE Nutzungsdauer.

Wir werten dieses Ergebnis einerseits als Hinweis darauf, dass die Pools untereinander in Verbindung stehen (Guo et al., 2000). Durch Pflanzenentzug aus labilen Pools entsteht ein Gradient, aus dem ein Fluss von P aus stabilen in labile Pools resultiert. Erst wenn

P in den stabilen Pools eine Gleichgewichtskonzentration erreicht, wird der Gleichgewichtszustand des nächstlabileren Pools angestrebt. Andererseits lassen sich längere scheinbare Verweilzeiten von P in den labilen Pools auf den Einfluss der Düngung zurückführen, da applizierter NPK-P zunächst in den labilen Pools erscheint (Friesen et al., 1997).

Die mittels ^{31}P -NMR-Spektroskopie erfassten Einflüsse der Nutzung auf die SOP-Zusammensetzung erfolgen sehr rasch (Daten nicht gezeigt). Änderungen der langfristigen SOP-Dynamik sind folglich nicht auf Änderungen der SOP-Zusammensetzung zurückzuführen. Da die P_{tot} -Gehalte sich im Laufe der Zeit nicht änderten, ist davon auszugehen, dass die praktizierte Ausgleichsdüngung innerhalb der oberen 20cm erfolgreich war. Die Aufschlüsselung in $P_{0,tot}$ und $P_{i,tot}$ deckte eine zeitliche Dynamik auf, in der sich deutlich SOP-Verluste abzeichnen. Die Untersuchungen der Korngrößenfraktionen ergab, dass die Umwandlung von P_0 in den feineren Texturklassen langsamer abläuft als in den größeren (Tiessen et al., 1983). Dabei ist zu erkennen, dass die Tonfraktion eine stabilisierende Funktion für P_0 hat.

Der Gesamtprozess konnte als Änderung von Gleichgewichtszuständen beschrieben werden. Die Geschwindigkeitskonstanten lassen sich neben einem deskriptiven Ansatz der Form $y = y_0 + A \cdot \exp(-bx)$ auch mit einem kinetischen Ansatz, der auf einer reversiblen Transformation von P_0 in P_i beruht deuten. Erst damit wird eine Zerlegung in zugrundeliegenden Einzelprozesse, eine Abschätzung von In- und Output-Bilanzen sowie eine Vergleich zwischen den Gleichgewicht im Grasland und landwirtschaftlich genutzten Böden quantitativ fassbar. Um die Raten der unterschiedlichen P-Transformation genau zu quantifizieren bedarf es weiterer Forschung.

Literatur:

Cross, A.F. and Schlesinger, W.H., 1995. *Geoderma*, 64: 197-214.
 DuPreez, C.C. and Van Zyl, A.J., 1998. In: I.S.C.o. Fertilizers (Editor), *Proceedings of the 11th World Fertilizer Congress: Fertilization for sustainable plant production and soil fertility*, Braunschweig, S. 294-301.
 Friesen, D.K., Rao, I.M., Thomas, R.J., Oberson, A. and Sanz, J.I., 1997. *Plant and Soil*, 196(2): 289-294.
 Guo, F., Yost, R.S., Hue, N.V., Evensen, C.I. and Silva, J.A., 2000. *Soil Science Society of America Journal*, 64(5): 1681-1689.
 Lobe, I., Amelung, W. and Zech, W., 2001. *European Journal of Soil Science*, 52: 1-9.
 Solomon, D. and Lehman, J., 2000. *European Journal of Soil Science*, 51(4): 699-708.
 Tiessen, H. and Moir, J.O., 1993. In: M.R. Carter (Editor), *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, Boca Raton u.a, S: 75-86.
 Tiessen, H., Stewart, J.W.B. and Moir, J.O. *Journal of Soil Science*, 34: 815-823.

Dank:

Wir danken Prof. W. Zech für die Nutzung der Laborkapazitäten und der DFG für die finanzielle Unterstützung (Am 134/1-1,3).

SimKIM - Ein Simulationsmodell zur Auswertung von Messungen nach der Kinetischen ¹⁵N Isotopen Methode

C. Florian Stange¹

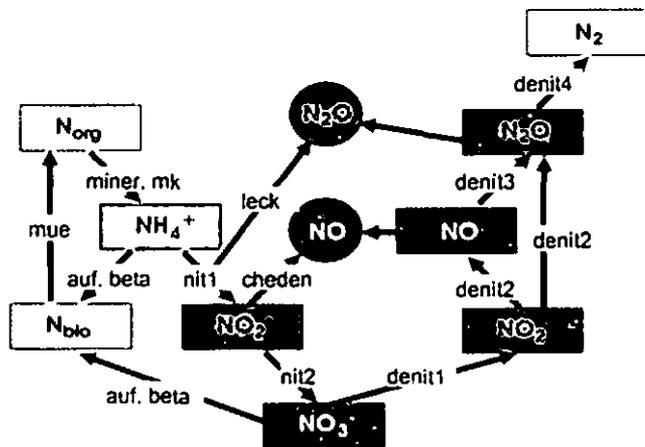
Einleitung

Zur Bestimmung der Spurengasemissionen (NO, N₂O) aus dem Boden und zur Differenzierung der Ursprungsprozesse (Nitrifikation und Denitrifikation) wurde von Wolf und Russow (2000) erfolgreich die KIM eingesetzt. Ausgehend von diesem umfangreichen Datensatz wurde in ModelMaker® ein einfaches mathematisches Modell entworfen, um die Prozesse der Spurengasbildung zu beschreiben und die Parameter zu schätzen.

Modellaufbau

Die Abb. 1 zeigt die dem Modell SimKIM zugrundeliegende Struktur und die verwendeten Parameter. Dabei wurden alle Pools in einen ¹⁴N und einen ¹⁵N-Pool unterteilt, so dass die ¹⁵N-Häufigkeit des jeweiligen Pools bestimmt werden konnten. Die Flüsse zwischen den Pools (Pfeile in Abb. 1) wurden mit Ausnahme der N-Mineralisierung, die durch einer Michaelis-Menten Kinetik beschrieben wurde, durch Reaktionen 1. Ordnung beschrieben.

Abb. 1: Schematische Darstellung des Modells SimKIM.



Die Konkurrenz bei der Aufnahme von NH₄⁺ und NO₃⁻ durch Mikroorganismen (N_{bio} in Abb. 1) wurde durch den Modellansatz von Mary et al. (1998) beschrieben.

Die Anfangswerte sind aus den Messungen von Wolf und Russow (2000) abgeleitet worden. Die Parameter der einzelnen Flüsse (s. Abb 1) wurden in ModelMaker® mit der Routine „Optimisation“ unter Verwendung der Marquardt-least-squares-Methode bestimmt. Für die Schätzung standen verschiedene Datensätze (wasserungesättigt: Bodenfeuchte 50% WK; wassergesättigt: Bf > 90%WK) jeweils als ¹⁵NH₄⁺ und ¹⁵NO₃⁻ gelabelter Versuchsansatz zur Verfügung (Wolf und Russow 2000).

Ergebnisse

In Abb. 2 werden die modellierten den gemessenen Konzentrationsverläufe von Ammonium, Nitrat und Nitrit (Abb. 2 A), die Flüsse von NO und N₂O (Abb. 2 B), sowie deren Häufigkeit (Abb. 2 C und D) für den ungesättigten Versuchsansatz mit ¹⁵NH₄⁺-Dotierung sowie mit ¹⁵NO₃⁻-Dotierung (Abb. 2 E und F) gegenübergestellt. Obwohl die Konzentrationsverläufe (Abb. 2 A) eine recht gute Übereinstimmung zeigen, zeigen sich bei den Häufigkeiten, insbesondere beim Ammonium deutliche Abweichungen (Abb. 2 C). Dies verdeutlicht, dass die Nitrifikation (Parameter nit1 und nit2) überschätzt wurden und dadurch eine zu schnelle Verdünnung des ¹⁵N gelabelten Pools vorhergesagt wird. Da der Anstieg des ¹⁵NO₃⁻-Pools jedoch treffend simuliert wird, muss der NO₃⁻-Pool am NH₄⁺-Pool vorbei gefüllt werden, was auch die leichte Überschätzung der ¹⁵N-Häufigkeit des NO₃⁻-Pool erklären würde. Als möglicher Prozess käme die heterotrophe Nitrifikation in Frage, die im Modell bisher nicht berücksichtigt wird.

Die Gasemissionen (Abb. 2 B), sowie deren ¹⁵N-Häufigkeiten (Abb. 2 D) konnten von dem Modell mit hinreichender Genauigkeit nachvollzogen werden. Durch die Auswertung der ¹⁵N-Häufigkeiten in den N₂O- und NO-Emissionen konnte bei wasserungesättigten Bedingungen ein Anteil der Nitrifikation an der N₂O-Emission von nur 2% und an der NO-Emission von 80% berechnet werden.

Tabelle 1: Vergleich ausgewählter Umsatzraten bei niedriger und hoher Bodenfeuchte

Prozess	Trocken 50 % WK	Feucht > 90 % WK
N-Mineralisation	15,9	20,8
miner	mg N kg ⁻¹ BTG Tag ⁻¹	mg N kg ⁻¹ BTG Tag ⁻¹
NH ₄ -Oxidation	23,3	25,0
nit1	Tag ⁻¹	Tag ⁻¹
NO ₂ -Oxidation	19,6	39,4
nit2	Tag ⁻¹	Tag ⁻¹
n. N ₂ O-Emission	0,0002	0,0045
leack	Tag ⁻¹	Tag ⁻¹
n. NO-Emission	0,057	0,0059
cheden	Tag ⁻¹	Tag ⁻¹
Denitrifikation	0,018	0,042
denit1	Tag ⁻¹	Tag ⁻¹

Die mit diesem Versuchsansatz ermittelten Parameter wurden auf den parallel durchgeführten Versuch mit ¹⁵NO₃⁻-Dotierung angewandt. Wie Abb. 2 E und F verdeutlichen ist die Übertragbarkeit gewährleistet, was auch in dem hohen ein r²-Wert von 0.93 für das gesamte Modell, ohne das eine weitere Anpassung nötig war, bestätigt wird. Es ist zu erwähnen, dass die starke Abweichung bei der ¹⁵N-Häufigkeiten des NH₄⁺-Pool in der ¹⁵NO₃⁻-dotierten Variante nicht nachzuvollziehen ist. Damit wird deutlich, dass ein Versuchsansatz bei dem nur den NO₃⁻-Pool markiert worden wäre (¹⁵N-dilution-Technik) die Vernachlässigung des Prozesses nicht bemerkt worden wäre.

Auch für die wassergesättigten Versuche konnte das Modell mit Erfolg (r²= 0.98) parametrisiert werden. Dabei traten im Gegensatz zu der ungesättigten Versuchsvariante keine so deutlichen Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen ¹⁵N-Häufigkeit des NH₄⁺-Pools auf (Daten nicht gezeigt), was damit zu erklären ist, dass der vernachlässigte Prozess bei höheren Bodenfeuchten an Bedeutung verliert.

¹ Department Bodenforschung
Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, 06120 Halle

Dagegen steigen mit zunehmender Bodenfeuchte die geschätzten Prozessparameter an (Tab. 1), mit Ausnahme des Parameters (cheden) zur Berechnung der nitrifikatorischen NO-Produktion. Entgegen den Erwartungen steigt auch die Nitrifikation mit steigendem Wassergehalt, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die mikrobielle Aktivität oder die Substratnachlieferung der limitierende Faktor ist und nicht die Sauerstoffnachlieferung, auch wenn die Diffusion durch die hohen Wassergehalt reduziert ist.

Da das Modell die Diffusion des reaktiven Gases NO aus dem Boden nicht beschreibt, kann die geringere nitrifikatorischen NO-Emission auch auf eine längere Verweilzeit des NO im Boden und damit auf einen stärkeren Abbau zurück zu führen sein.

Fazit

Diese modellunterstützte Auswertung der ^{15}N -KIM Versuche ermöglicht es, ein tiefergehendes Verständnis über die Prozesse im Boden und ihre Bedeutung zu entwickeln, und evtl. wichtige, bei der Modellentwicklung vernachlässigte Prozesse zu identifizieren.

In der Zukunft soll das Modell durch ein oder zwei Prozesse ergänzt werden und so erweitert werden, dass nur ein Parametersatz für die $^{15}\text{NH}_4^+$ und $^{15}\text{NO}_3^-$ dotierten Versuchsvarianten geschätzt wird. Eine Dotierungsvariante des N in der leicht abbaubaren organischen Substanz mit ^{15}N wäre hilfreich, um zu erforschen, ob es sich bei dem bisher nicht berücksichtigten Prozess tatsächlich um die heterotrophe Nitrifikation handelt.

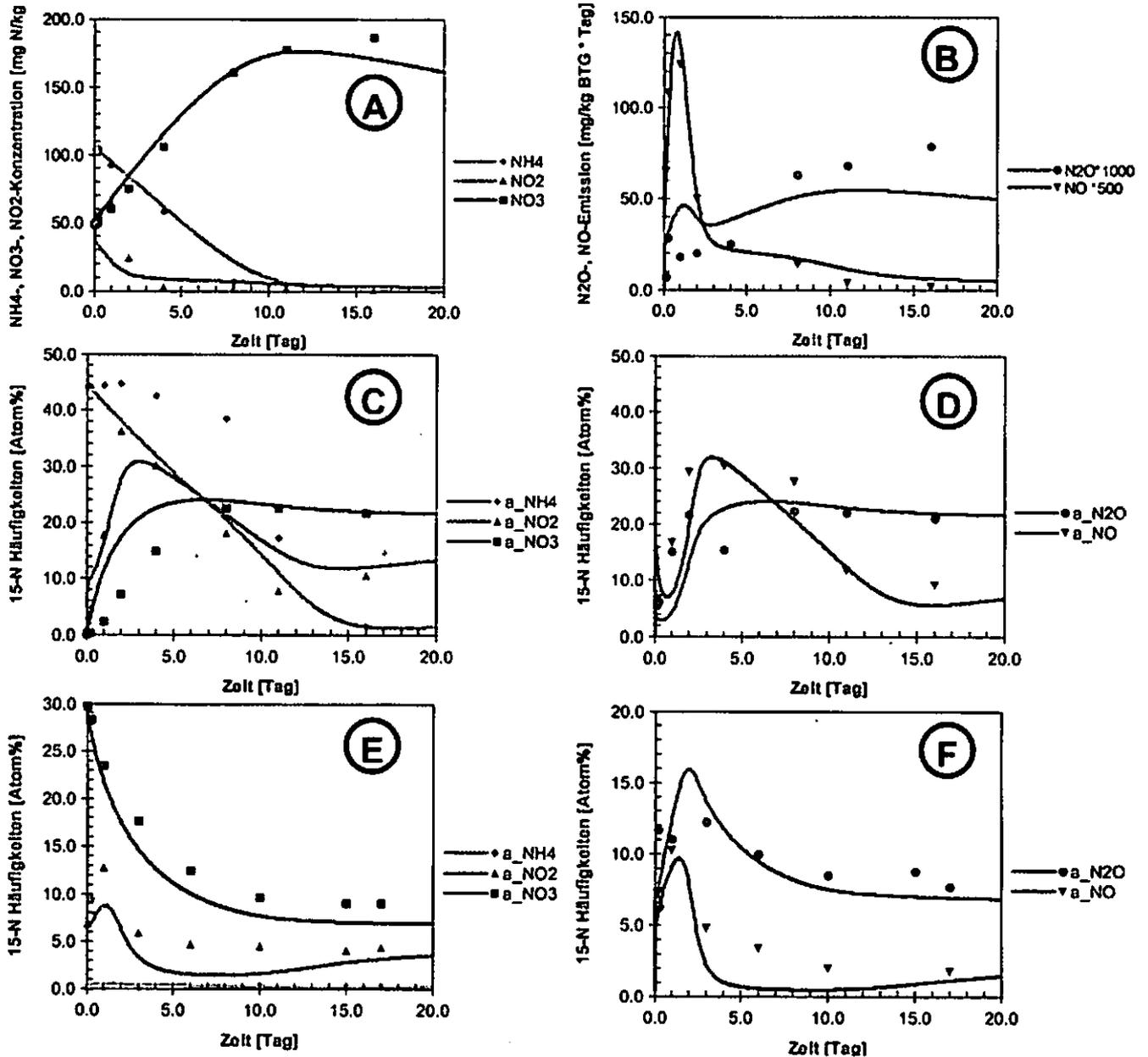


Abb.2: Verlauf der gemessenen und modellierten (A) Konzentrationen von Ammonium, Nitrat und Nitrit; (B) Flüsse von NO und N₂O; ¹⁵N-Häufigkeiten (C) von NH₄⁺ und NO₃⁻ und NO₂⁻ und (D) von N₂O und NO für den ¹⁵NH₄⁺ markierten Versuchsansatz; sowie ¹⁵N-Häufigkeiten von (E) NH₄⁺ und NO₃⁻ und NO₂⁻ und (F) von N₂O und NO für den ¹⁵NO₃⁻ markierten Versuchsansatz (Schwarzerde aus Bad Lauchstädt, Messdaten von Wolf und Russow, 2000).

Literatur

Mary B, Recous S und Robin D 1998 A model for calculating nitrogen fluxes in soil using tracing. SBB 30, 1963-1979.
 Wolf I und Russow R 2000 Different pathways of formation of N₂O, N₂ and NO in black earth soil. SBB 32, 229-239.

Bodenchemische Dynamik bei der Wiedervernässung von Niedermoor-Lysimeter mit gereinigtem kommunalen Abwasser

Silke Veltý¹, Axel Behrendt², Jutta Zeitz¹

Einleitung

Norddeutschland hat ausgedehnte Niedermoorgebiete. Die Nutzung dieser Naturräume führte zum Verlust der ursprünglichen Funktionen der Niedermoore und zur intensiven Mineralisierung der organischen Substanz, so dass sie heute als nährstofffreisetzende Systeme oftmals Problemstandorte darstellen und einen Beitrag zur Eutrophierung von Grund- und Oberflächenwasser leisten.

Der Renaturierung solcher Flächen steht ein kritisches Wasserdargebot gegenüber, das sich in Regionen mit negativer Wasserhaushaltsbilanz zusätzlich verschärft (vgl. u. a. LUA 2003). Alternative Wasserzufuhr wird erforderlich, wie sie z. B. durch den Einsatz gereinigter kommunaler Abwässer erreicht werden kann. In kommunalen Abwasserbehandlungsanlagen fällt jährlich eine große Menge gereinigtes Wasser an, was entsprechend der allgemeinen Verfahrensweise direkt in die Vorfluter gelangt, so dass das Ressourcenpotential für eine Stabilisierung des Landschaftswasserhaushaltes bisher ungenügend genutzt wird. Seitens der EU wird bereits seit 1991 die Wiederverwendung von gereinigtem kommunalen Abwasser geboten (EU-Richtlinie 1991).

Mit dem Einsatz von gereinigtem kommunalen Abwasser für die Wiedervernässung von Niedermooeren wird

- (i) das benötigte Zusatzwasser für die Wiedervernässung realisiert
- (ii) eine Retention von im Abwasser enthaltenen Nährstoffen im Moorkörper angestrebt.

In Lysimeteruntersuchungen sollen die Auswirkungen der Wiedervernässung eines Niedermooeres mit gereinigtem kommunalen Abwasser auf die Stoffdynamik charakterisiert werden. Damit können die Auswirkungen der alternativen Wiedervernässungsmaßnahme auf Boden und Wasser abgeschätzt und Aussagen getroffen werden, ob die Rückführung des gereinigten kommunalen Abwassers in die Landschaft ökologisch vertretbar ist. Es sollen Aussagen zur Wasserqualität und -quantität des Zusatzwassers und damit zur praktischen Umsetzung dieser Maßnahme getroffen werden.

Material und Methoden

Ausgewählte, mit einem *Phragmites australis* Bestand etablierte Lysimeter (Oberfläche 1 m², Tiefe 1,50 m) werden seit 2001 während der Vegetationsperiode mit unterschiedlichen Anteilen an gereinigtem kommunalen Abwasser einer zweistufigen Abwasserbehandlungsanlage (100-0 %) und/ oder Trinkwasser vernässt, wobei ein Lysimeter ausschließlich mit Trinkwasser (0 % Abwasser) bewässert wird und die Kontrollvariante darstellt. Die untersuchten Lysimeter in der Forschungsstation Paulinenaue des Zentrums für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) beinhalten ungestörte Bo-

denprofile aus dem Havelländischen Luch (Erdniedermoor aus sandunterlagertem Torf). Bereits seit 1992 werden in diesen Lysimetern die Grundwasserstände unter Verwendung von Trinkwasser permanent angehoben.

Zur Bestimmung der Evapotranspiration wird die allgemeine Wasserhaushaltsgleichung zugrunde gelegt, wobei der Oberflächenabfluss und das Speicherglied vernachlässigt werden können.

Die Erfassung der Systemeinträge und -austräge entsprechend Abbildung 1 ermöglicht eine Elementbilanzierung für Nähr- und Schadstoffe.

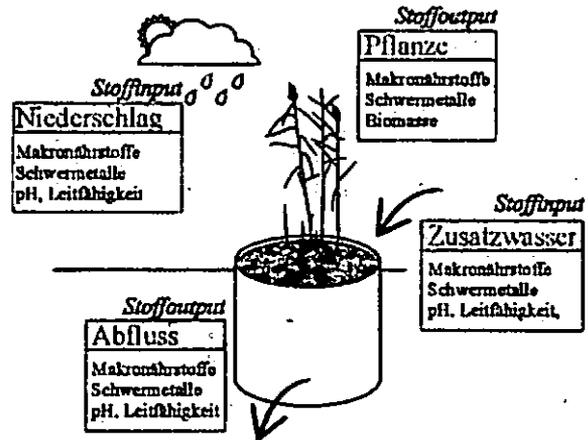


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Untersuchungsparameter

Ergebnisse und Diskussion

Wassermanagement

Die Evapotranspirationen mit maximal 1.900 mm und durchschnittlichen 1.500 mm für den Zeitraum von April bis Oktober der Jahre 2001 und 2002 sind verhältnismäßig hoch. Untersuchungen von Behrendt (1996) zur Evapotranspiration von schilfbestandenen Lysimetern zeigen, dass die Evapotranspirationen in der Lysimeteranlage Paulinenaue ca. 15-20 % höher liegen.

Die hohen Evapotranspirationen der Schilfbestände erfordern einen großen Zusatzwasserbedarf, dem in den niederschlagsarmen Sommermonaten nur eine geringe Niederschlagsmenge (April-Oktober 2001: 311 mm, April-Oktober 2002: 434 mm) gegenüberstand.

Nährstoffbilanzierung

Tabelle 1 stellt neben den Einträgen über Abwasser, Niederschlag sowie Grundwasser (Trinkwasser) und Austrägen durch Ernte der oberirdischen Biomasse und Abfluss das bilanzierte Restglied für alle untersuchten Lysimeter dar.

Die Phosphor-Bilanz wurde durch den Eintrag über das Abwasser und den Entzug über die oberirdische pflanzliche Biomasse bestimmt. Im Abfluss konnte der die Eutrophierung fördernde Phosphor nicht nachgewiesen werden. Ursache ist wahrscheinlich die Festlegung über die organische Substanz oder über die Fällung als Calciumphosphat. Die aktuelle Verfügbarkeit von Phosphor wird von verschiedenen Faktoren bestimmt (u. a. Gelbrecht & Koppisch 2001, Reddy & D'Angelo 1994, Scheffer & Schachtschabel 2002, Zak & Gelbrecht 2002).

¹ Humboldt-Universität zu Berlin, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin
silke.velty@agrar.hu-berlin.de

² ZALF, Forschungsstation Paulinenaue, Gutshof 7, 14641 Paulinenaue

Sollten die P-Konzentrationen in den Lysimeterabflüssen bei fortwährendem Einsatz von gereinigtem kommunalen Abwasser zur Wiedervernässung ansteigen, dürfte das ein Hinweis auf die mögliche P-Sättigung des Bodens sein. Van der Zee et al. (1990) erklärten, dass ein Boden

phosphatgesättigt ist, wenn der Phosphorsättigungsgrad 24 % übersteigt, was dann mit Phosphorkonzentrationen von > 0,1 mg/l im Wasser korrespondiert.

Tabelle 1: Nährstoffbilanzen unterschiedlich wieder vernässter Lysimeter (Untersuchungszeitraum: 01.04.-31.10.2002)

Variante [% Abwasser]	Input		Output		Bilanz
	Abwasser	Niederschlag + Grundwasser	Pflanze	Abfluss	
[g/m ²]					
Phosphor					
100	6,3*	0,0	3,1	0,0	3,2
50	3,2*	0,0	1,7	0,0	1,5
50	3,2*	0,0	2,4	0,0	0,8
25	1,6*	0,0	2,5	0,0	-0,9
0	---	0,0	0,9	0,0	-0,9
mineralischer Stickstoff					
100	22,9	1,0	27,3**	0,0	-3,6
50	11,4	1,6	13,7**	0,0	-0,7
50	11,4	1,2	20,6**	0,0	-8,0
25	5,8	1,2	23,3**	0,0	-16,3
0	---	1,7	7,0**	0,0	-5,3
Calcium					
100	123,4	30,2	6,6	19,5	127,5
50	61,8	72,4	2,8	83,2	48,2
50	61,8	40,4	3,7	11,0	87,5
25	31,3	40,5	2,8	18,1	50,9
0	---	85,0	3,1	16,6	65,3
Kalium					
100	44,2	0,9	30,0	7,2	7,9
50	22,1	2,1	6,9	0,1	17,2
50	22,1	1,1	16,8	0,0	6,4
25	11,2	1,2	15,2	0,1	-2,9
0	---	2,4	1,5	0,3	0,6

* als SRP bestimmt

** als N_i analysiert

Es konnte kein erhöhter Austrag von mineralischem Stickstoff (N_{min}) im Abfluss nachgewiesen werden, selbst bei der Variante mit den höchsten Eintragsfrachten (100 % Abwasser) nicht. Der Grund ist einerseits der Entzug durch die Schilfpflanzen, andererseits bewirkt die Denitrifikation die Reduktion von Nitrat zu Stickstoffoxiden und molekularem Stickstoff unter anaeroben Milieubedingungen.

Für den Nährstoff Calcium lässt sich aus Tabelle 1 für alle Lysimeter eine positive Bilanz entnehmen. Das bedeutet, dass die Stoffeinträge unabhängig vom Medium zur Wiedervernässung (Abwasser und/ oder Trinkwasser) höher als die Stoffausträge sind, so dass sich Calcium im Boden anreichern konnte.

Kalium unterlag trotz seiner geringen sorptiven Eigenschaft nicht der vollständigen Auswaschung (unter Berücksichtigung des Nährstoffentzuges).

Schlussfolgerung und Ausblick

Bei der Wiedervernässung von Niedermoorflächen mit einem etablierten Schilfbestand muss eine geringere Evapotranspiration als bei den in der Lysimeterstation durchgeführten Untersuchungen in Betracht gezogen werden. Das bedeutet, dass ein verminderter

Abwasserbedarf bei der Planung des Wassermanagements berücksichtigt werden kann. Außerdem reduziert sich die Nährstofffracht, die während der Wiedervernässung mit gereinigtem kommunalen Abwasser in die Niedermoorfläche gelangt.

Für die vorgestellten Nährstoffe P, N_{min}, Ca und K bestand kein Austrags- und damit Gefährdungsrisiko für Boden und Wasser durch die Verwendung von gereinigtem kommunalen Abwasser zur Wiedervernässung eines nordostdeutschen Niedermoors im angegebenen Untersuchungszeitraum. Bedingung für eine längerfristige Bewässerung von Niedermoores mit gereinigtem kommunalen Abwasser ist die Entnahme der Pflanzensubstanz, damit nicht durch den Abbau der Biomasse die Nährstoffe einschließlich des Phosphors freigesetzt und dem Boden bzw. dem Wasser wieder zugeführt werden können. Die Übertragbarkeit der Untersuchungen ist aufgrund des vielfältigen geochemischen Spektrums und Profilaufbaus nicht für alle norddeutschen Niedermoores gegeben.

Danksagung

Diese Arbeit wird durch das Stipendienprogramm der Deutschen Bundesstiftung Umwelt gefördert.

Literatur beim Verfasser

Gradienten in der Bodenlösungszusammensetzung zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre – in situ Messung bei bekanntem aber variablen Bodenwassergehalt

D. Vetterlein & R. Jahn¹

1 Einleitung

Die Beprobung der Bodenlösung in situ über Saugkerzen findet als nicht destruktive Methode im Unterschied zur Bodenprobenahme mit anschließender Extraktion zunehmende Beachtung (Grossmann & Udluft, 1991). Die in der Bodenlösung gemessenen Ionen stehen den Pflanzen aktuell zur Verfügung. Daher ist zu erwarten, daß die Bodenlösungskonzentrationen in direktem Zusammenhang stehen mit der Aufnahmekinetik der Wurzeln.

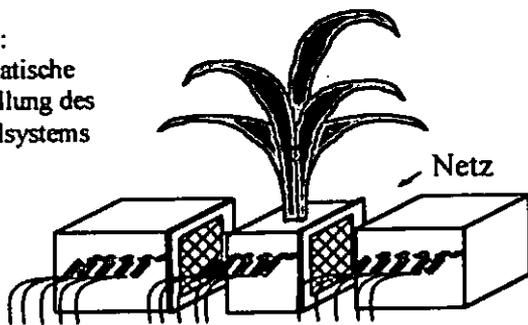
Gradienten in der Bodenlösungszusammensetzung zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre und deren zeitliche und räumliche Dynamik wurden bislang kaum berücksichtigt, obgleich sie aufgrund der bekannten Gradienten bei der destruktiven Probenahme zu erwarten sind.

Ziel der folgenden Untersuchung war es daher, in einem Modellsystem die postulierten Gradienten meßtechnisch nachzuweisen und im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Nährstoffaufnahme zu interpretieren. Hierbei wurden nicht nur Änderungen der Anzahl gelöster Stoffe sondern auch Änderungen in der Lösungsmittelmenge (Bodenwassergehalt) erfaßt.

2 Material und Methoden

Das Modellsystem bestand aus einem Kompartimentgefäß (Abb. 1), in dem das Wurzelkompartiment vom Gesamtbodenkompartiment durch ein Nylonnetz mit 30 µm Maschenweite abgetrennt ist. Die Oberfläche des Nylonnetzes, das von den Wurzeln nicht durchdrungen werden kann, wird im folgenden als „Wurzeloberfläche“ betrachtet. Der Transport von Wasser und Nährstoffen ist durch das Netz nicht behindert.

Abb. 1:
Schematische Darstellung des Modellsystems



Als Versuchspflanze wurde *Zea mays* L., cv. Helix verwendet. Der Quarzsand/-schluff erhielt eine Grunddüngung mit NH_4NO_3 (100 mgN/kg), CaHPO_4 (80 mgP/kg) und CaSO_4 (100 mgCa/kg), sowie einer Mikronährstofflösung. Zur Variation des initialen Salzgehaltes der Bodenlösung wurden zwei Varianten mit unterschiedlichen

Kalium und Magnesiumdüngungsniveaus etabliert. Variante S1 erhielt 100 mg K/kg (K_2SO_4), 50 mg Mg/kg (MgSO_4) und Variante S2 erhielt 200 mg K/kg (K_2SO_4), 100 mg Mg/kg (MgSO_4).

Die Pflanzen wurden in einer randomisierten Blockanlage mit drei Wiederholungen bei 20°C, 60 % rel. Luftfeuchtigkeit, 12 h Tag/Nacht und einer Beleuchtung von 200 µmol m⁻² s⁻¹ über 31 Tage angezogen. Die Verwendung von Quarzsubstraten sollte es ermöglichen Sorptions/Desorptionsvorgänge bei der Interpretation des Stofftransportes vom Gesamtboden zur Wurzeloberfläche zu vernachlässigen.

Das Substrat bestand zu 80 Gew. % aus Quarzsand und 20 Gew. % aus Quarzschluff und wurde mit einer Lagerungsdichte von 1,45 g cm⁻³ eingebaut.

Während des gesamten Versuches wurden mit TDR-Sonden (Easy-Test Ltd, Polen), und Mikrotensiometern (Vetterlein & Jahn, in press) kontinuierlich, mit einer horizontalen räumlichen Auflösung von 30 mm, die Dielektrizitätskonstante ϵ , die Leitfähigkeit der Bodenmatrix σ und das Bodenmatrixpotential Ψ_m gemessen. Diskontinuierlich wurde alle 4-7 Tage mit Mikroaugkerzen (Göttlein et al. 1996) die Bodenlösung mit einer horizontalen räumlichen Auflösung von 6 mm beprobt. Für die Beprobung wurde ein Unterdruck von 30 kPa über einen Zeitraum von 5-15 Minuten angelegt. Dies war ausreichend um 50 µl Bodenlösung pro Saugkerze zu erhalten. Bei der Ernte nach 31 Tagen wurde der Boden destruktiv mit zunehmendem Abstand vom Netz beprobt und die Gehalte an Ca, SO_4 -S, Mg, K im 1:25 Wasserextrakt (2 h Schütteln) bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Bereits 12 Tage nach Pflanzung (12 DAP) konnte eine deutliche K-Verarmung in der Bodenlösung des Wurzelkompartimentes festgestellt werden (Abb. 2). Wie aufgrund des unterschiedlichen Düngungsniveaus zu erwarten war, lagen die Kaliumkonzentrationen bei der Variante S1 niedriger als bei der Variante S2. Dies traf sowohl für das Gesamtbodenkompartiment als auch für das Wurzelkompartiment zu. Mit zunehmender Pflanzenentwicklung und das bedeutet zunehmende Transpiration und damit auch Massenfluß kehren sich die Gradienten um und es kommt insbesondere bei der Variante mit der höheren K-Versorgung (S2) zu einer K-Akkumulation im Wurzelkompartiment. Offensichtlich übersteigt bei der Variante S2 die Kaliumanlieferung aus dem Gesamtboden den Kaliumbedarf der Pflanze bzw. deren Aufnahmekapazität. Sehr steile Konzentrationsgradienten wurden am Nylonnetz (= Wurzeloberfläche) beobachtet. Der Anstieg der Kaliumkonzentration in der Bodenlösung geht nicht alleine auf die stärkere Abnahme des Bodenwassergehaltes im Wurzelkompartiment im Vergleich zum Gesamtbodenkompartiment zurück. Auch bei Normalisierung der Kaliumkonzentrationen auf den Ausgangswassergehalt ist eine Akkumulation im Wurzelkompartiment 29 Tage nach Pflanzung zu beobachten (Abb. 2). Dieser Befund wird auch durch die destruktive Beprobung des Bodens bei der Ernte bestätigt (nicht dargestellt.)

Die starke Veränderung der Kaliumkonzentration in der Rhizosphärenbodenlösung über die Zeit ist eine wesentliche Steuergröße für verschiedene Prozesse, die bei der Aufnahme von Bedeutung sind. So ist beispielsweise der Ort der Kaliumaufnahme von der Konzentration abhängig und verschiebt sich von der Peripherie des Wurzelcortex

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle, e-mail: vetterlein@landw.uni-halle.de

zu den inneren Cortexschichten mit steigender Konzentration (Kochian & Lucas, 1983). Darüber hinaus wird die Anzahl und Aktivität verschiedener K^+ -Transportsysteme im Plasmalemma der Wurzelzellen von der K^+ -Konzentration beeinflusst (Schachtman, 2000).

Im Unterschied zu Nährlösungsversuchen, die den molekularbiologischen Untersuchungen zur Exprimierung von Membrantransportsystemen zugrunde liegen, wird die K^+ -Konzentration in der Bodenlösung nicht nur durch die Menge des vorhandenen Kaliums bestimmt sondern, wie Abb. 2 zeigt, auch ganz wesentlich durch den Bodenwassergehalt. Eine hohe K-Konzentration in der Rhizosphärenbodenlösung alleine bedeutet noch keine hohe K-Verfügbarkeit, sondern kann auch auf eine starke Austrocknung des Bodens zurückzuführen sein. Es ist daher zu erwarten, daß neben der K^+ -Konzentration eine weitere Steuergröße vorhanden ist, die der Pflanze „Informationen“ über den Bodenwassergehalt liefert. In diesem Sinne könnten Beobachtungen von Roberts & Snowman (2000) interpretiert werden, die gezeigt haben, daß die als Hormonsignal bei Trockenstreß beschriebene Abscisinsäure (ABA) die Aktivität von K^+ -Transportern reguliert.

4 Danksagung

Die Arbeit wurde mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft durchgeführt.

5 Literatur

- Göttlein A, Hell U and Blasek R 1996 A system for microscale tensiometry and lysimetry. *Geoderma* 69 147-156.
- Grossmann J and Udluft P 1991 The extraction of soil water by the suction-cup method: a review. *J. Soil Sci.* 42, 83-93.
- Kochian LV and Lucas WJ 1983 Potassium transport in corn roots. II. The significance of the root periphery. *Plant Physiol.* 73, 208-215.
- Roberts SK and Snowman BN 2000 The effects of ABA on channel-mediated K^+ transport across higher plant roots. *J. Exp. Bot.* 51, 1585-1594.
- Schachtman P 2000 Molecular insights into the structure and function of plant K^+ transport mechanisms. *Biochim. Biophys Acta* 1465, 127-139.
- Vetterlein D and Jahn R 2004 Combination of micro suction cups and time-domain-reflectometry to measure osmotic potential gradients between bulk soil and rhizosphere at high resolution in time and space. *European Journal of Soil Science*, in press.

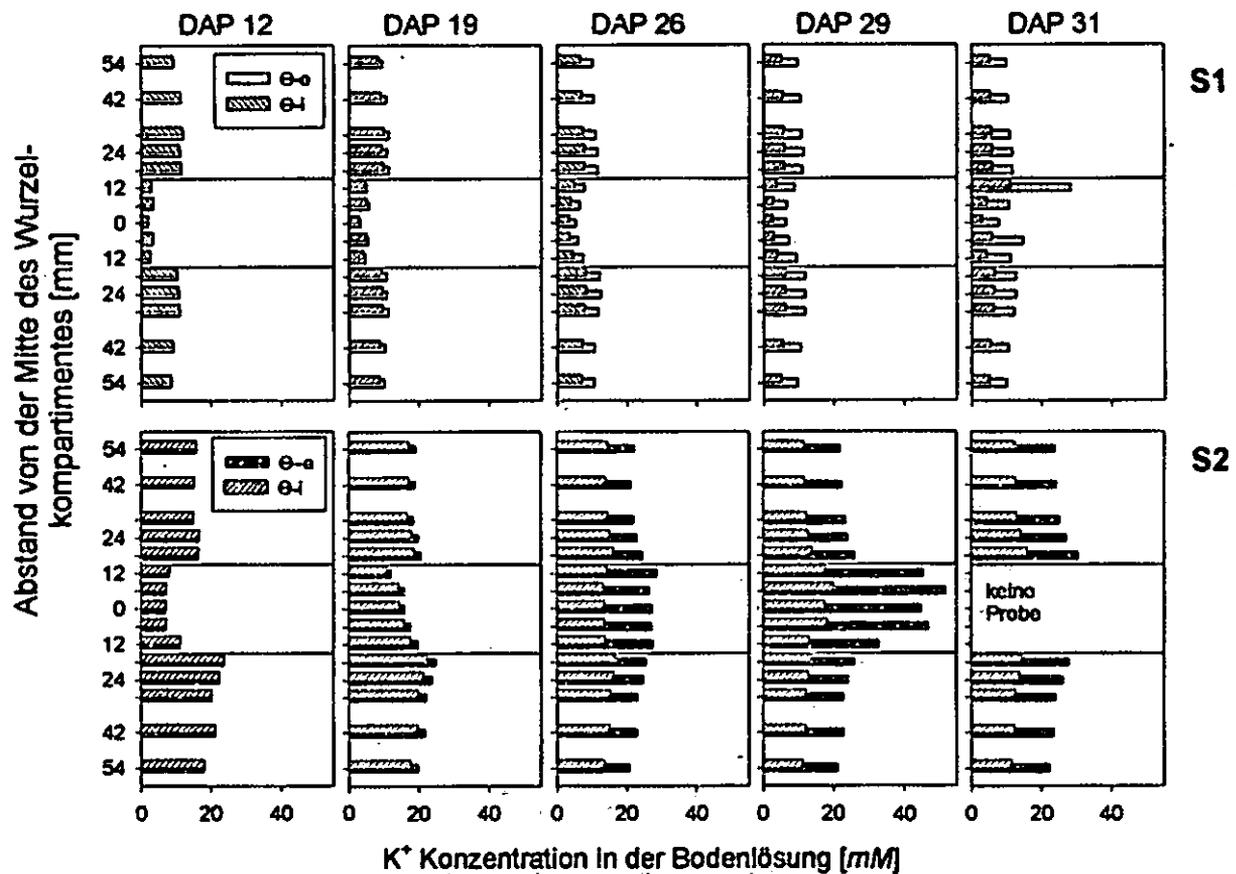


Abb. 2: Einfluß des initialen Salzgehaltes (S1, S2) auf die Änderung der Kaliumkonzentration in der Bodenlösung mit zunehmendem Abstand von der Mitte des Wurzelkompartimentes und über die Zeit. Ausgefüllte Balken repräsentieren die Konzentration beim aktuellen Wassergehalt (Θ -a), schraffierte Balken zeigen die Konzentration bezogen auf den Wassergehalt zu Versuchsbeginn (Θ -i).

Modellierung der Nährstoff- und Humusgehalte (1975-2002) von Grünlandstandorten in Südwestdeutschland

Martin Werth, Hans-Jörg Brauckmann und Gabriele Broll

Einleitung und Zielsetzung

Das CENTURY Soil Organic Matter Model (PARTON et al. 1987) wurde auf fünf Grünlandversuchsstandorten in Baden-Württemberg (SCHREIBER 1977) eingesetzt, um die Veränderung der organischen Substanz (SOM) und des Nährstoffhaushalts zu beurteilen. Zu den Pflegevarianten "Mähen", "Mulchen" und "ungestörte Sukzession" liegen in einer Zeitreihe von 1975 bis 2002 Daten zu den Bodenuntersuchungen von Kohlenstoff, Stickstoff, Phosphor und Kalium vor. An dieser Stelle werden nur die Ergebnisse der Analysen und Simulationen des organischen Kohlenstoffs (C_{org}) und des Gesamtstickstoffs (N_t) am Beispiel des Standorts Hepsisau vorgestellt.

Material und Methoden

Die Versuchsstandorte Bernau (Humusbraunerde) und Fischweier (Braunerde-Gley) befinden sich im Schwarzwald, die Standorte Hepsisau (pseudovergleyter Pelosol), Melchingen (Terra fusca/Rendzina) und St. Johann (Braunerde-Rendzina) auf der Schwäbischen Alb. Der hier vorgestellte Standort Hepsisau liegt am Mittleren Albrauf, auf einer Höhe von 560 m ü. NN. Die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur beträgt an diesem Standort 7,5 bis 8,0 °C, der durchschnittliche Jahresniederschlag liegt bei 900 mm.

Die Probenahme erfolgte während der Jahre 1975 bis 1991 mit sechs Parallelen, in den Jahren 1994 und 2002 mit zwei Parallelen. Die Proben wurden jeweils im Frühjahr aus den Tiefen 0 - 4 cm und 4 - 8 cm genommen.

Die C- und N-Gehalte wurden zu Beginn mittels nasser Veraschung bzw. mit einer Wösthoff-Apparatur, später dann mit einem Elementaranalysator der Firma Carlo-Erba bzw. Euro Vector (Euro EA 3000, ab 1994) bestimmt.

Hochschule Vechta
ISPA, Abteilung für Geo- und Agrarökologie
Postfach 1553, D-49364 Vechta
Tel.: 04441-15287
e-mail: mwerth@ispa.uni-vechta.de
http://www.ispa.uni-vechta.de

Die Modellierung erfolgte mit dem CENTURY Soil Organic Matter Model (PARTON et al. 1987) in der Version 5.

Ergebnisse und Diskussion

Organischer Kohlenstoff

Auf den Mulch- und Sukzessionsparzellen blieben die Gehalte an organischem Kohlenstoff gleich bzw. nahmen leicht ab (vgl. Abb. 1a u. b). Auf den Mahdparzellen war im Vergleich zu den Mulchparzellen ein Rückgang von C_{org} nach Einsetzen der Mahd (in Hepsisau 1990) festzustellen (vgl. Abb. 1c). In Hepsisau waren die C_{org} -Gehalte auf der Mahdparzelle im Jahr 1994 um 180 g m⁻² und im Jahr 2002 um 220 g m⁻² niedriger als auf der Mulchparzelle.

Diese Entwicklungen wurden durch das Modell wiedergegeben, wobei kurzzeitige Veränderungen von C_{org} nicht zum Ausdruck kamen. Mit Beginn der Mahd war im Modell eine Abnahme der C_{org} -Gehalte zu erkennen.

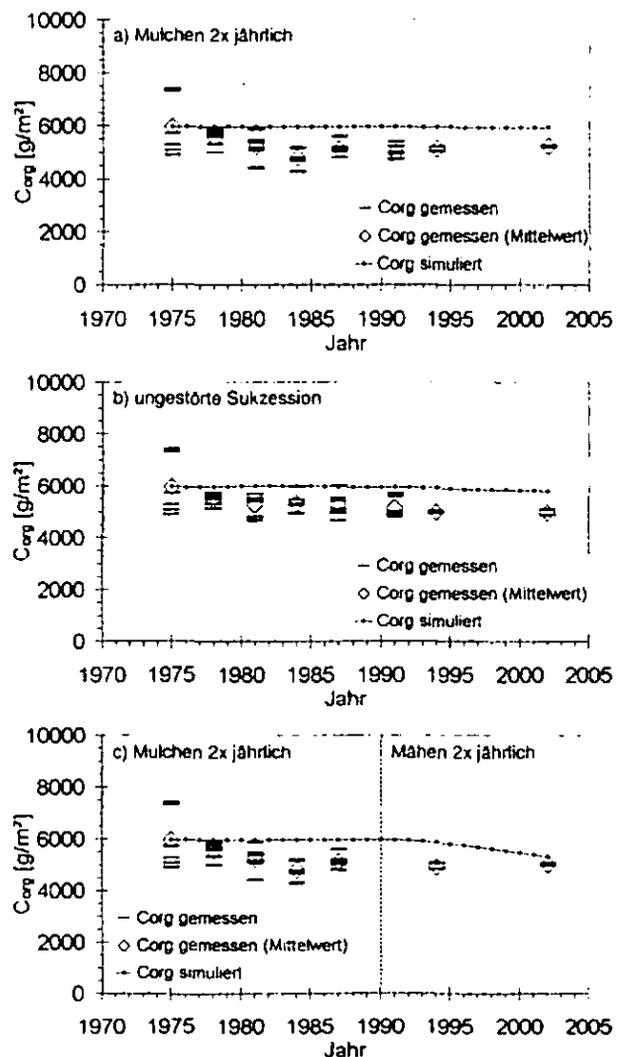


Abb. 1: Gemessene und simulierte C_{org} -Gehalte (0 - 8 cm Tiefe) in Hepsisau.

Gesamtstickstoff

Die Veränderung des Gesamtstickstoffs verlief parallel zum organischen Kohlenstoff, d. h. also gleichbleibend bis leicht abnehmend (vgl. Abb. 2). Die N_T -Gehalte der Mahdparzelle in Hepsisau lagen 1994 und 2002 um 42 g m^{-2} unter denen der Mulchparzelle (vgl. Abb. 2c).

Wie bei C_{org} wurde die langjährige Entwicklung der N_T -Gehalte vom Modell wiedergegeben, die kurzzeitige Dynamik jedoch nicht.

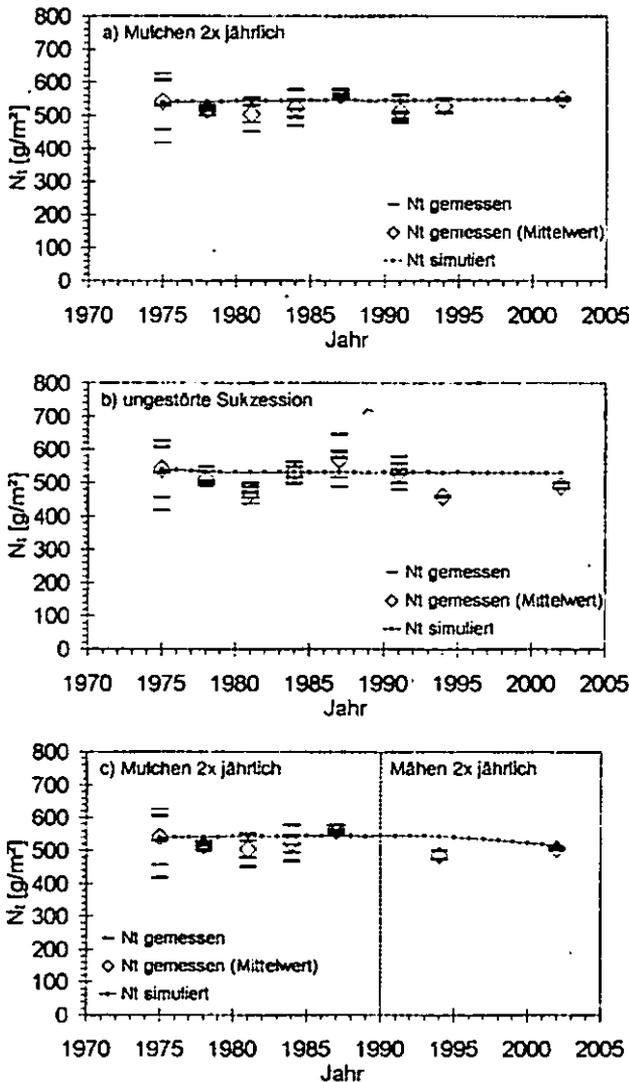


Abb. 2: Gemessene und simulierte N_T -Gehalte (0 - 8 cm Tiefe) in Hepsisau.

Regressionsanalyse

Zur Beurteilung des Modells wurde für alle fünf Standorte zusammen sowohl für die Variante "Mulchen 2 x jährlich" als auch für die Variante "ungestörte Sukzession" eine einfache lineare Regressionsanalyse durchgeführt. Signifikant hohe Bestimmtheitsmaße und Steigungen der Regressionsgeraden (vgl. Abb. 3) wurden dabei für die C_{org} -Gehalte bei beiden Varianten festgestellt. Die Analyse der N_T -

Gehalte lieferte mit einem R^2 von 0,78 (Mulchen) bzw. 0,68 (Sukzession) vergleichbare Ergebnisse.

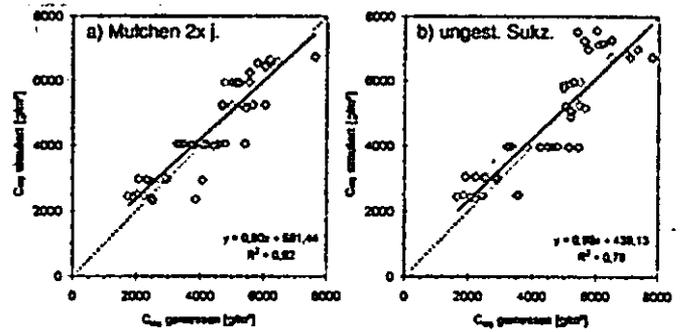


Abb. 3: Regressionsgeraden der C_{org} -Gehalte (0 - 8 cm Tiefe) der fünf Untersuchungsgebiete (gestrichelte Linie = 1:1-Gerade).

Schlussfolgerungen

Das CENTURY-Modell ist geeignet, die längerfristige Entwicklung (Jahrzehnte) von C_{org} - und N_T -Gehalten annähernd wiederzugeben.

Die drei SOM-Pools (aktiv, langsam und passiv) im CENTURY-Modell sind über kinetische Gleichungen 1. Ordnung konzeptuell definiert (PARTON et al. 1987). Um auch die kurz- bis mittelfristige Dynamik der organischen Substanz angemessener modellieren zu können, sollten zum einen die SOM-Gehalte in den einzelnen Modellpools mit neuen analytischen Methoden erfasst werden (z. B. LEMAÎTRE et al. 1995). Zum anderen sollte aber auch die Struktur der SOM-Modelle so verändert werden, dass die Modellpools an bisher analytisch messbare Pools, z. B. durch Heißwasserextraktion und Dichtefraktionierung, angeglichen werden (ELLIOT et al. 1996).

Literatur

- ELLIOTT, E. T., PAUSTIAN, K. und FREY, S. D. (1996). Modeling the measurable or measuring the modelable: A hierarchical approach to isolating meaningful soil organic matter fractionations. In: NATO ASI series. Series I, Global environmental change. 38: POWLSON, D. S., SMITH, P. und SMITH, J. U. (Hrsg.) *Evaluation of soil organic matter models using existing long-term datasets*. Berlin, Heidelberg. 161-179.
- PARTON, W. J., SCHIMEL, D. S., COLE, C. V. und OJIMA, D. S. (1987): Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1173-1179.
- LEMAÎTRE, A., CHAUSSOD, R., TAVANT, Y. und BRUCKERT, S. (1995): An attempt to determine a pool of labile organic matter associated with the soil microbial biomass. *Eur. J. Soil Biol.* 31: 121-125.
- SCHREIBER, K.-F. (1977): Zur Sukzession und Flächenfreihaltung auf Brachland in Baden-Württemberg. *Verh. Ges. Ökol.* 251-263.

Fraktionierung von Eisen-Isotopen - Entwicklung einer neuen Tracermethode für den biogeochemischen Eisen-Kreislauf in Böden

Jan G. Wiederhold^{1,2}, Nadya Teutsch², Ruben Kretzschmar¹, Stephan M. Krämer¹ und Alex N. Halliday²

Einleitung:

Umwandlungs- und Verlagerungsreaktionen von Eisen-Mineralen spielen eine wichtige Rolle bei der Pedogenese und werden oftmals als charakteristische Merkmale in der Bodenklassifikation herangezogen. Die Eisendynamik in Böden wird dabei sowohl von biotischen als auch von abiotischen Prozessen beeinflusst und basiert meist auf dem Redoxübergang zwischen Fe(II) und Fe(III). Dies beinhaltet z.B. die Umwandlung von Fe(II) aus Primär-Mineralen in Fe(III)-oxyhydroxid-Mineralen im Zuge der oxidativen Verwitterung (Verbraunung) oder die reduktive Auflösung von Fe(III)-Mineralen durch eisen-reduzierende Bakterien in wassergesättigten Böden (Redoximorphose). Desweiteren kann Fe(III) in sauren Böden unter Mitwirkung von organischen Komplex-Bildnern verlagert werden (Podsolierung). Obwohl die Bedeutung des pedogenen Eisenkreislaufs seit langem bekannt ist und intensiv erforscht wurde, sind viele Prozesse noch nicht hinreichend verstanden. Die Verwendung von stabilen Eisen-Isotopen als neue Tracer-Methode bietet nun einen neuen Ansatzpunkt zur Aufklärung der komplexen biogeochemischen Eisen-Transformationen in Böden.

In der Natur gibt es vier stabile Eisen-Isotope (⁵⁴Fe, ⁵⁶Fe, ⁵⁷Fe, ⁵⁸Fe). Erst seit wenigen Jahren sind die analytischen Methoden verfügbar, um die geringen Variationen der Eisen-Isotopen-Verhältnissen in natürlichen Proben mit ausreichender Präzision messen zu können. Zunächst wurde festgestellt, dass die Verteilung der Eisen-Isotope in magmatischen Gesteinen nahezu konstant ist¹, während in ausgewählten Sediment-Proben signifikante Abweichungen festgestellt wurden. Diese wurden zunächst mit dem Einfluss mikrobieller Prozesse erklärt und das Konzept einer Eisen-Isotopen-„Biosignatur“ entwickelt². In folgenden Studien wurden jedoch auch abiotische Eisen-Isotopen-Fraktionierungen in natürlichen Proben nachgewiesen^{3,4}. Die genauen Mechanismen der Fraktionierung von Eisen-Isotopen in der Natur sind momentan noch weitgehend unklar und Gegenstand intensiver Forschung^{5,6}. Über das Verhalten von Eisen-Isotopen in Böden ist bisher nur sehr wenig bekannt, jedoch konnte in einer vorhergehenden Arbeit bereits eine deutliche Isotopen-Fraktionierung während der Pedogenese nachgewiesen werden⁷. In diesem Beitrag werden neue Ergebnisse von zwei Böden präsentiert.

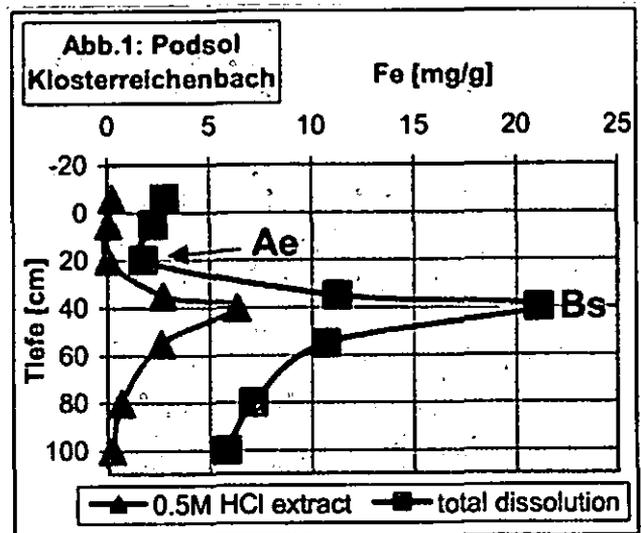
Materialien und Methoden:

An zwei Standorten mit unterschiedlicher Eisendynamik im Boden (Podsolierung bzw. Redoximorphose) wurden horizontweise Proben entnommen. Am ersten Standort im Nord-Schwarzwald (Klosterreichenbach, D) wurde ein mustergültig ausgeprägter Eisen-Humus-Podsol auf Buntsandstein-Hangschutt beprobt. Am zweiten Standort in der Nähe von Rafz (Kanton Zürich, CH) wurden Proben

eines Pseudogley-Bodens entnommen. Dieses Profil zeichnet sich durch einen kleinräumigen Wechsel von reduzierten und oxidierten Bereichen im Unterboden aus, die durch die wechselnde Redoxdynamik des staunassen Bodens entstanden sind. Die reduzierten und oxidierten Bereiche wurden getrennt beprobt und analysiert. Die getrockneten (40°C) und gesiebten (<2mm) Bodenproben wurden anschliessend mit 0.5M HCl extrahiert, um die schlecht-kristalline Eisen-Oxid-Fraktion abzutrennen. Dazu wurde jeweils 2 g Boden mit 40 mL 0.5M HCl für 24h bei Raumtemperatur über Kopf geschüttelt. Anschliessend wurden die Extrakte zentrifugiert (15 min, 3000 rpm) und der Überstand filtriert (0.45 µm). Die klassischen Oxalat- und Dithionit-Extraktionsverfahren konnten aufgrund der Möglichkeit einer während der Extraktion auftretenden Isotopen-Fraktionierung nicht eingesetzt werden⁴. Die 0.5M HCl-Extraktion entspricht jedoch ungefähr der Oxalat-Methode. An dem Rückstand des Podsol-Bodens wurde ein Total-Aufschluss mit HF-HCl-HNO₃ (Mikrowelle) durchgeführt. Die Eisen-Konzentration der Extrakte und Aufschluss-Lösungen wurde mit Atomabsorptionsspektrometrie (AAS, Varian) bestimmt. Ein Aliquot der Lösungen wurde eingedampft, mit konzentrierter HNO₃ oxidiert und anschliessend in 6M HCl aufgenommen. Mit Hilfe einer Anionen-Austauscher-Säule wurde Eisen (quantitativ als FeCl₄⁻ vorliegend) von der Probenmatrix abgetrennt. Die Proben wurden danach noch einmal eingedampft und in die Messmatrix (0.05M HCl) überführt. Das Eisen-Isotopen-Verhältnis in der Lösung wurde an einem Multi-Kollektor-Plasma-Massen-Spektrometer (MC-ICP-MS, Nu Plasma, Nu Instruments) relativ gegenüber dem Eisen-Isotopen-Standard IRMM-014 gemessen. Die Messwerte werden als

$$\delta^{57}\text{Fe} [\text{‰}] = \left(\frac{{}^{57}\text{Fe}/{}^{54}\text{Fe}_{\text{sample}}}{{}^{57}\text{Fe}/{}^{54}\text{Fe}_{\text{standard}}} - 1 \right) \times 10^3$$

mit einer analytischen Präzision von ±0.15‰ (2SD) angegeben (massenabhängiger Effekt: $\delta^{57}\text{Fe} = 1.5 \times \delta^{56}\text{Fe}$).

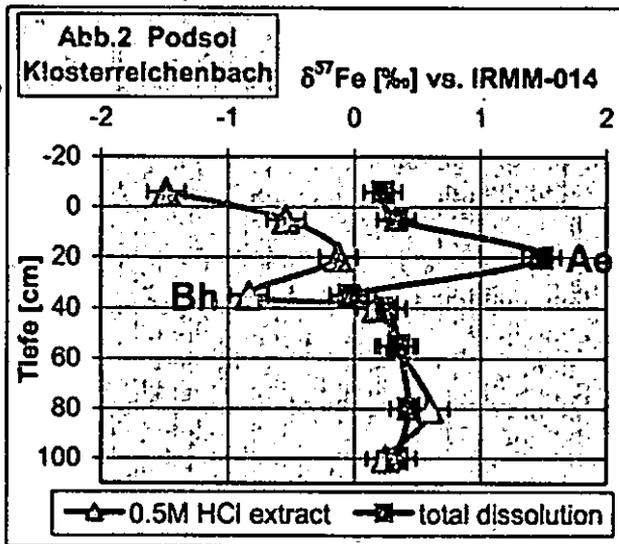


Ergebnisse und Diskussion:

In der Abbildung 1 ist die Konzentrationsverteilung von Eisen im Podsol-Profil dargestellt. Sowohl im HCl-Extrakt als auch im Totalaufschluss zeigt sich die typische Eisen-Verteilung eines Podsol-Bodens mit sehr geringen Gehalten im gebleichten Auswaschungs-Horizont (Ae, 20 cm) und stark erhöhten Konzentrationen in den darunterliegenden Anreicherungs-Horizonten (Bs, 40 cm). Die Ergebnisse der Eisen-Isotopen-Messung des Podsol-Bodens sind in Abbildung 2 dargestellt.

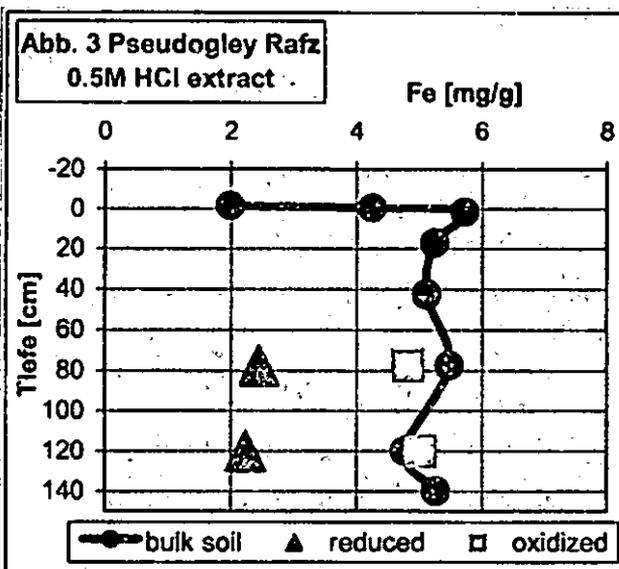
¹ ETH Zürich, Institut für Terrestrische Ökologie, Bodenchemie, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren, Schweiz

² ETH Zürich, Institut für Isotopengeologie und Mineralische Rohstoffe, ETH Zentrum, CH-8092 Zürich, Schweiz

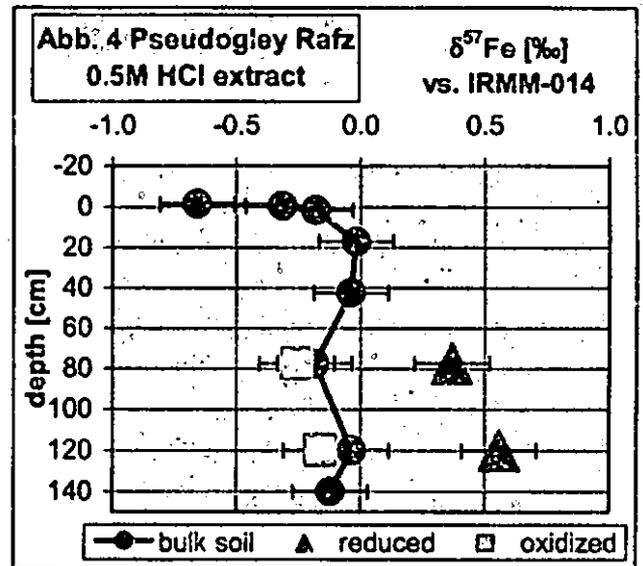


Im Totalaufschluss, der Eisen aus kristallinen Fe-Oxiden und Primärmineralen enthält, weist der Auswaschungshorizont Ae (20cm) eine deutliche Anreicherung des schweren Isotops ^{57}Fe ($\delta^{57}\text{Fe} = +1.5\text{‰}$) auf. Dies deutet darauf hin, dass während der Podsolierung das leichte Isotop ^{54}Fe bevorzugt verlagert worden ist. Im darunterliegenden Bh-Horizont (35cm) zeigt sich ein leichter Trend zu negativen $\delta^{57}\text{Fe}$ -Werten. Die relative Anreicherung von ^{54}Fe wirkt sich jedoch wegen der wesentlich grösseren Eisen-Menge im Gesamt-Eisen-Pool deutlich schwächer auf das Isotopen-Verhältnis aus. Deutliche Anreicherungen des leichten Isotops ^{54}Fe fanden sich im HCl-Extrakt. Die tiefsten $\delta^{57}\text{Fe}$ -Werte wurden in der organischen Auflage (-1.5‰) sowie im Bh-Horizont (-0.9‰) gefunden, woraus sich ein Einfluss der organischen Substanz auf den Fraktionierungs-Mechanismus ableiten lässt. In den unteren Boden-Horizonten weisen beide Eisen-Fractionen $\delta^{57}\text{Fe}$ -Werte um +0.2‰ auf. Dies entspricht dem Eisen-Isotopen-Verhältnis des unfraktionierten Ausgangsmaterials. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass während des Podsolierungsprozesses unter Mitwirkung organischer Komplex-Bildner das leichtere Isotop ^{54}Fe bevorzugt verlagert wird.

Auch im zweiten Bodenprofil wurden signifikante Eisen-Isotopen-Fraktionierungen gefunden, die jedoch durch andere Fraktionierungs-Mechanismen entstanden sind. Die Eisen-Dynamik dieses Bodens ist durch den häufigen Wechsel von oxischen und anoxischen Verhältnissen in



Zeit und Raum gekennzeichnet. In Abbildung 3 ist die Eisen-Konzentrationsverteilung im HCl-Extrakt des Pseudogley-Bodens dargestellt. Die reduzierten Bereiche weisen deutlich geringere Eisengehalte als die oxidierten Bereiche und der Gesamtboden auf. Dies ist auf die reduktive Auflösung von Fe(III) unter anoxischen Verhältnissen zurückzuführen. Bei diesem Prozess, der vermutlich unter Mitwirkung von eisen-reduzierenden Bakterien verläuft, wird wiederum das leichtere Isotop ^{54}Fe bevorzugt. Dies zeigen die Ergebnisse der Isotopenmessung in Abbildung 4 mit positiven $\delta^{57}\text{Fe}$ -Werten um +0.5‰ in den reduzierten Bereichen der Stauwasser-Horizonte. Die organische Auflage weist wiederum negative $\delta^{57}\text{Fe}$ -Werte auf, woraus sich vermuten lässt, dass es auch während der Eisen-Aufnahme in die Pflanze zu einer Fraktionierung von Eisen-Isotopen kommt. Neue Studien deuten darauf hin, dass in der gesamten Biosphäre über die Nahrungskette „leichtes“ Eisen anreichert wird⁸.



Schlussfolgerungen und Ausblick:

Eine signifikante Fraktionierung von Eisen-Isotopen während der Pedogenese konnte an zwei verschiedenen Böden (Podsol und Pseudogley) nachgewiesen werden. In beiden Fällen wurde das leichte Isotop ^{54}Fe bevorzugt verlagert. Die Aufklärung der genauen Fraktionierungs-Mechanismen ist Gegenstand weiterführender Studien, mit der Zielsetzung, Eisen-Isotope als neuartigen Tracer in der bodenkundlichen Prozessforschung einsetzen zu können.

Literatur:

- Beard, B.L., and C.M. Johnson. 1999. High precision iron isotope measurements of terrestrial and lunar materials. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 63: 1653-1660.
- Beard, B.L., C.M. Johnson, L. Cox, H. Sun, K.H. Nealson, and C. Aguilar. 1999. Iron isotope biosignatures. *Science* 285: 1889-1896.
- Bullen, T.D., A.F. White, C.W. Childs, D.V. Vivit and M.S. Schulz. 2001. Demonstration of significant abiotic iron isotope fractionation in nature. *Geology* 29, 8: 699-702.
- Brantley, S.L., L. Liermann, and T.D. Bullen. 2001. Fractionation of Fe isotopes by soil microbes and organic acids. *Geology* 29, 6: 535-538.
- Welch, S.A., B.L. Beard, C.M. Johnson, and P.S. Braterman. Kinetic and equilibrium Fe isotope fractionation between aqueous Fe(II) and Fe(III). *Geochimica et Cosmochimica Acta In press*
- Beard, B.L., C.M. Johnson, J.L. Skulan, K.H. Nealson. 2003. Application of Fe isotopes to tracing the geochemical and biological cycling of Fe. *Chemical Geology* 195: 87-117
- Wiederhold, J.G. 2002. Fraktionierung von Eisen-Isotopen in einer Stagnogley-Ockererde-Catena auf Buntsandstein. Diplomarbeit, Institut für Mineralogie und Geochemie, Universität Karlsruhe (TH).
- Walczyk, T., and F. von Blanckenburg. 2002. Natural iron isotope variations in human blood. *Science* 295: 2063-2066.

Herkunft und Stabilität von Lipiden in natürlich markierten Ackerböden

Guido L.B. Wiesenberg¹, Michael W.I. Schmidt²,
Jan Schwarzbauer³ & Lorenz Schwark¹

Einleitung

Lipide repräsentieren einen komplexen, in einzelne Stoffgruppen auftrennbaren Teil der organischen Bodensubstanz. Durch die simultane Anwendung von strukturellen und isotopischen Analysen können Informationen über Quellen und Umsatzraten von Lipiden in Ackerböden auf molekularer Ebene erhalten werden. Nach dem Austausch von isotopisch (¹³C) leichteren C3-Pflanzen (Roggen, Weizen) durch isotopisch schwerere C4-Pflanzen (Mais) wurde neue, natürlich markierte Biomasse in den Boden eingetragen, mit deren Hilfe Umsatzraten und Verweilzeiten bestimmt werden können (z.B. Balesdent, 1996). Pflanzen erzeugen neben koexistierenden Bakterien und Pilzen eine individuelle strukturelle Markierung des Bodens, die zur Identifizierung verwendet werden kann. Molekulare Lipidmarker eignen sich zur Differenzierung zwischen unterschiedlichen Quellen und in Ackerböden auch unterschiedlichen Nutzungsvarianten. Neben der strukturellen Markierung erfolgte durch den Nutzungswechsel auch eine isotopische Markierung auf molekularer Ebene, die mittels komponentenspezifischer Isotopenanalytik (GC/MS) detailliertere Erkenntnisse zur Herkunft und zum Umsatz einzelner Lipide ermöglicht.

Material und Methoden

Das Bodenmaterial der Pflughorizonte verschiedener statischer ackerbaulicher Versuchsflächen („Ewiger Roggenbau“ in Halle/Saale und Rothalmünster, beide Deutschland, sowie Boigneville, Frankreich) mit einem Nutzungswechsel von einer C3- zu einer C4-Monokultur waren Gegenstand der Untersuchungen. Nach dem Austausch von isotopisch (¹³C) leichteren C3-Pflanzen (z.B. Roggen) wurde neue, isotopisch schwerere Biomasse aus der C4-Pflanze Mais in den Boden eingetragen. Während auf der Versuchsfläche des „Ewigen Roggenbaus“ 39 Jahre eine Silomaisnutzung auf vorheriger Roggennutzung betrieben wurde, sind die Versuchsflächen der beiden anderen Standorte durch eine 23-jährige Körnermaisnutzung auf vorheriger Weizennutzung gekennzeichnet. Zudem wurde in Halle eine Körnermaisfläche im Jahre 2001 eingerichtet. Neben Bodenproben wurden Pflanzenbestandteile (Wurzeln, Stängel und Blätter) der Nutzpflanzen aus Rothalmünster und Halle analysiert.

¹ Geologisches Institut der Universität zu Köln, Zùlpicher Str. 49a., D-50674 Köln

² Geographisches Institut der Universität Zürich, Winterthurer Str. 190, CH-8057 Zürich, Schweiz

³ Institut für Geologie, Geochemie und Lagerstätten des Erdöls und der Kohle der RWTH Aachen, Lochner Str. 4-20, D-52056 Aachen

Auf die Lösungsmittelextraktion (ASE) der Boden- und Pflanzenproben folgte eine sequentielle chromatographische Auftrennung (H-MPLC, MPLC) und verschiedene molekulare Analysetechniken (GC-MS, GC-irmMS) der erzeugten Fraktionen. Detailliertere Informationen zum Analysengang sind Wiesenberg et al. (2003) zu entnehmen.

Ergebnisse und Diskussion

Auf molekularer Ebene sind am Beispiel der häufigsten langkettigen *n*-Carboxylsäuren (C₂₂, C₂₄, C₂₆, siehe Abb. 1) deutliche Unterschiede zwischen frischem Pflanzenmaterial (mit niedrigen Anteilen an *n*-C₂₆) und Braunkohle, die als Verunreinigung vor allem in den Hallenser Böden auftritt zu erkennen. Zudem sind C3- und C4-Pflanzen aufgrund ihrer unterschiedlichen Anteile an *n*-C₂₂ und *n*-C₂₄ Carboxylsäuren zu differenzieren. Demzufolge ergeben sich in den C3- und C4-genutzten Böden unterschiedliche Gehalte an den einzelnen Carboxylsäuren, wodurch ihre Nutzung und ihre Verunreinigung durch Braunkohle mit dem gezeigten Dreiecksdiagramm unterschieden werden können. Bei den Hallenser Böden sind aufgrund des geringen Biomasseeintrags nur leichte Veränderungen von der Roggen- zur Silomaisnutzung zu erkennen. Jedoch ist auf der Körnermaisfläche bereits im ersten Jahr nach der Umstellung eine deutliche Tendenz zu der Signatur der Maispflanzen zu erkennen.

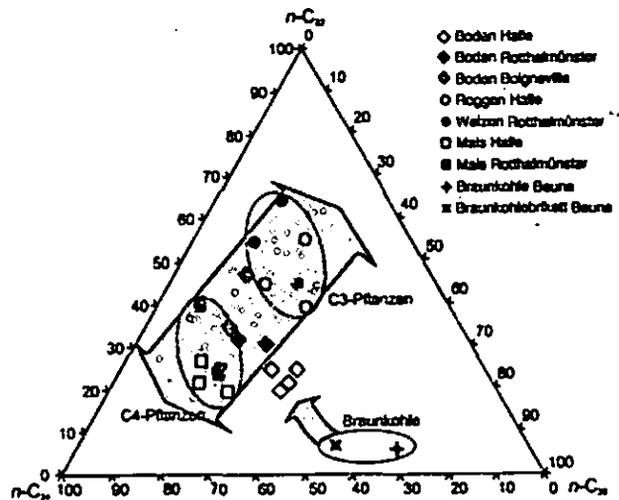


Abb. 1: Verteilungsmuster der dominierenden langkettigen *n*-Carboxylsäuren. Eine Differenzierung zwischen unterschiedlichen Quellen (C3- und C4-Pflanzen und Braunkohle) ermöglicht die Unterscheidung verschiedener Nutzungen, bzw. Verunreinigung mit Braunkohle in Böden.

Neben der Differenzierung von unterschiedlichen Lipidquellen in Böden mittels molekularer Marker ermöglicht die komponentenspezifische Isotopenanalytik an Lipiden detaillierte Analysen und die Berechnung von Verweilzeiten einzelner Substanzen. In Abb. 2 sind die isotopischen Mittelwerte der dominierenden langkettigen Vertreter der *n*-Alkane (C₂₉, C₃₁, C₃₃) und *n*-Carboxylsäuren (C₂₂, C₂₄, C₂₆) aufgetragen, da sie als

molekulare Marker für pflanzliche Biomasse verwendet werden können. Kurz- und mittelkettige Komponenten dieser Substanzklassen konnten nicht genutzt werden, da sie aus unterschiedlichen Quellen wie Bakterien, Pilzen, pflanzlicher Biomasse, etc. in den Boden eingetragen werden können. Während C3-Pflanzen durch relativ homogene isotopische (^{13}C) Verarmungen um -37‰ gekennzeichnet sind, variieren Maispflanzen bei deutlich höheren ^{13}C -Gehalten deutlich vertikal innerhalb der Pflanze. Demzufolge ergeben sich für unterschiedliche Nutzungsvarianten (Silo- und Körnermais) unterschiedliche isotopische Entwicklungen innerhalb der *n*-Alkane und *n*-Carboxylsäuren.

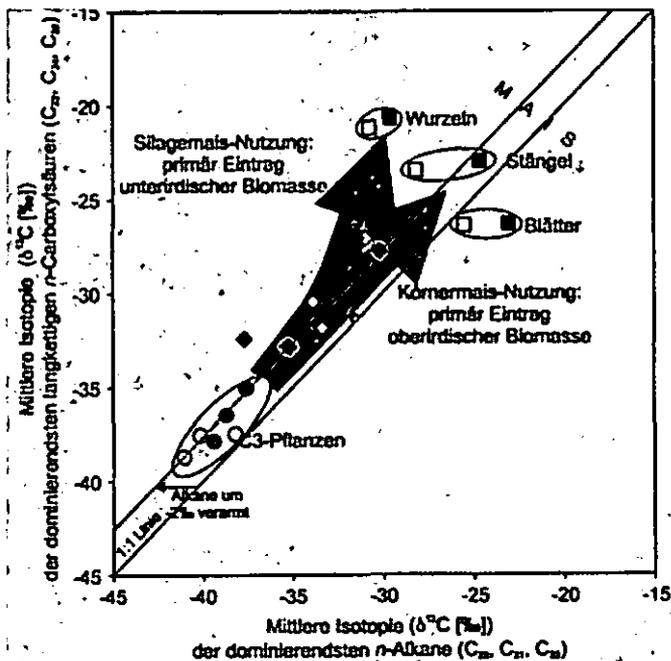


Abb. 2: Die komponentenspezifische Isotopenanalytik der dominierenden langkettigen *n*-Alkane und *n*-Carboxylsäuren ermöglicht die Differenzierung zwischen unterschiedlichen Nutzpflanzen (C3- und C4-Pflanzen) und deren Böden, sowie unterschiedlichen Nutzungsvarianten (Körner- und Silomais) (Legende siehe Abb. 1).

Aus den Isotopen sowohl der Gesamtböden, als auch den einzelnen Lipidfraktionen lassen sich u.a. nach Balesdent (1996) die maisbürtigen Anteile auf zuvor ausschließlich mit C3-Pflanzen genutzten Flächen berechnen, woraus sich wiederum mittlere Verweilzeiten für den maisbürtigen Kohlenstoff ergeben. Für die von uns analysierten Flächen ergeben sich mittlere Verweilzeiten für den Gesamtkohlenstoff zwischen ca. 20 und 250 Jahren (Abb. 3). Dabei ist die Silomaisfläche in Halle aufgrund Verunreinigungen mit Braunkohle und der Nutzungsvariante mit dem geringsten Biomasseeintrag durch die höchsten Verweilzeiten gekennzeichnet. Generell sind die Lipidfraktionen deutlich weniger resistent als der Gesamtkohlenstoff, wobei die Carboxylsäuren aufgrund der Präsenz einer funktionellen Gruppe deutlich schneller umgesetzt werden, als die Alkane. Letzere bieten u.a.

aufgrund ihres einfachen Bauplanes ohne funktionelle Gruppen weniger Möglichkeiten zur Degradation.

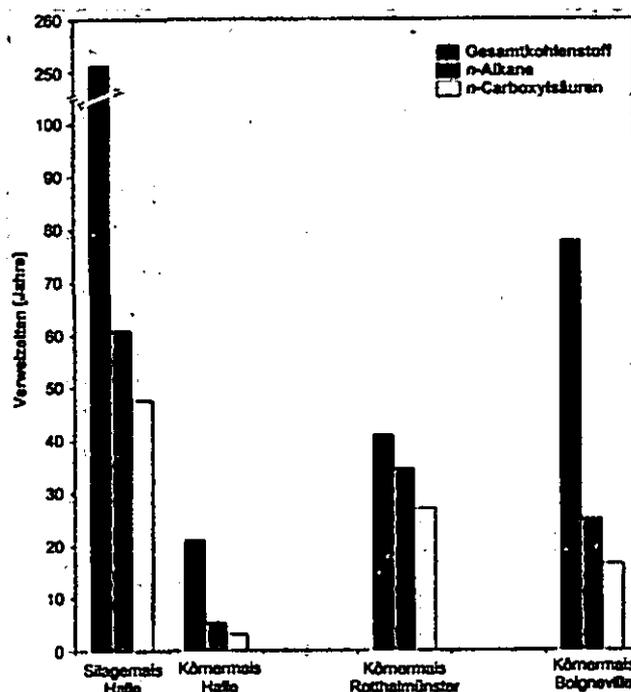


Abb. 3: Mittlere Verweilzeiten des Gesamtkohlenstoffs, sowie der *n*-Alkane und *n*-Carboxylsäuren. Die Lipidfraktionen sind deutlich instabiler als der Gesamtkohlenstoff im Boden. Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Lipiden resultieren aus deren unterschiedlichem Bauplan und deren Genese.

Zusammenfassung

Die Verwendung molekularer Marker der Lipidanalytik ermöglicht die Differenzierung zwischen unterschiedlichen Quellen wie C3- und C4-Pflanzen, sowie Verunreinigungen aus Braunkohle. Komponentenspezifische Isotopenanalytik an unterschiedlichen Lipidgruppen ermöglicht die Differenzierung zwischen unterschiedlichen Nutzungsvarianten auf Ackerböden (Körner- und Silomais) aufgrund isotopischer Unterschiede innerhalb von C4-Pflanzen. Aus den Isotopiedifferenzen zwischen C3- und C4-genutzten Böden lassen sich sowohl für den Gesamtboden, als auch für einzelne Lipidfraktionen unterschiedliche mittlere Verweilzeiten errechnen. Diese liegen für Lipide deutlich unterhalb denen des Gesamtkohlenstoffs im Boden und sind somit maßgeblich geringer als vorher angenommen.

Literatur

Balesdent, J., 1996. The significance of organic separates to carbon dynamics and its modeling in some cultivated soils. *European Journal of Soil Science* 47, 485-493.

Wiesenberg, G.L.B., Schwark, L. & Schmidt, M.W.I., 2003. Improved automated extraction and separation procedure for soil lipid analysis. *European Journal of Soil Science*, in press.

fuzzy-set-basierte Verfahren für die Bodenklassifikation

C. Albrecht¹, B. Huwe¹, R. Jahn²

Einleitung

Expertensysteme zur Klassifikation von Objekten finden immer weiter Verbreitung. Beispiele dafür gibt es aus der Meteorologie (Bardossy & Duckstein 1995) und der Biologie (Götz 2001). Auch die Bodenkunde nutzt solche Ansätze, z.B. für die Vereinfachung der Erosionsmodellierung (Mitra et al. 1998), aber auch für die Bodenklassifikation. Mazaheri et al. (1995) nutzen ein solches System, um Böden in die *Australian Great Soil Groups* einzuordnen, mit einem anderen Ansatz können Böden nach der *US Soil Taxonomy* klassifiziert werden (Galbraith et al. 1998). Es wird versucht, beide Verfahren auf die deutsche Bodenklassifikation nach KA4 (Arbeitsgemeinschaft Boden 1994) anzuwenden. Dabei stehen die folgenden Ziele im Vordergrund:

- Bestimmung der Bodenform auf Typenebene, möglichst aus Daten der FIS-Boden,
- zuverlässige Klassifizierung von neu aufgenommenen Profilen,
- Standardisierung der Klassifikationsergebnisse für die Verwendung in weiteren Verfahren sowie
- Objektivierung der Bodenklassifikation

Außerdem interessieren besonders Methodenvergleich und Ergebnisqualität.

Nach einer kurzen Vorstellung der *fuzzy sets* werden Grundlagen, Durchführung und Ergebnisse der zwei genannten Verfahren vorgestellt.

Fuzzy sets

Die so genannten unscharfen Mengen (*fuzzy sets*) gehen auf den Mathematiker L. Zadeh zurück (Zadeh 1965) und sind eine Erweiterung der klassischen Mengenlehre. Die binäre Mengenzugehörigkeit wird nicht mehr als zwingend vorausgesetzt, ein Objekt kann gleichzeitig zu mehreren Klassen gehören. Dadurch ist es möglich, fließende Übergängen zwischen Objektgruppen mathematisch korrekt darzustellen. Neben einer höheren Praxisnähe bei der Modellierung liegt ein wesentlicher Vorteil bei der Verarbeitung verbal oder lückenhaft vorliegender Informationen. Für die vertiefende Beschäftigung mit *fuzzy sets* und ihren Anwendungen wird auf Lehrbücher wie Biewer (1997) verwiesen.

Daten

Beide unten vorgestellten Ansätze verwenden mess- oder beschreibbare Informationen eines Bodenprofils als Eingabedaten. Dabei handelt es sich um Ausprägungen

von Variablen wie Farbe, Mächtigkeit, Gehalt an organischer Substanz u.a., also Angaben, die ohnehin bei einer Profilaufnahme ermittelt werden. Diese Informationen werden – je nach Ansatz und Aussagekraft – horizont- oder profilbezogen verwendet. Ein- und Ausgabedaten sind Punktabgaben, die unabhängig von ihrem landschaftlichen Kontext betrachtet werden. Flächenhafte Aussagen sind nicht möglich.

Für die Entwicklung und den Test der Expertensysteme werden ausgewählte Datensätze aus verschiedenen FIS-Boden sowie Angaben aus den Exkursionsführern verschiedener DBG-Tagungen (MDBG Bde. 100 (2003), 94 (2001), 90 (1999), 84 (1997), 82 (1997), 77 (1995)).

Da die deutsche Bodenklassifikation genetisch ausgerichtet ist, also auf der Kenntnis der Entstehung der Böden beruht, ist die Übertragung auf einen effektiven Ansatz (basierend auf der statistischen Auswertung von Daten) nicht ohne weiteres möglich. Das zeigt sich in den folgenden Punkten:

1. Die KA4 enthält oft keine Kennzahlen zur Charakterisierung von Horizonten oder Profilen, weil bei der Beschreibung der Genese solche Angaben nur für Grenzfälle benötigt werden.
2. Profile und Horizonte lassen sich z.T. nur schwer durch statistische Kennzahlen beschreiben. Die Variablenausprägungen schwanken in weiten Bereichen und „typische Horizonte/Profile“ sind nur näherungsweise zu ermitteln.
3. Profile und Horizonte lassen sich manchmal kaum voneinander unterscheiden - bei unterschiedlicher Genese können sie sehr ähnliche Eigenschaften haben.
4. Es bestehen Diskrepanzen zwischen den Angaben in der KA4 und den tatsächlichen Daten. Bei der Klassifikation wird teilweise mehr Wert auf die Bestätigung des erkannten bodenbildenden Prozesses gelegt.
5. Da Bodenaufnahmen von Bearbeiter und Zielsetzung abhängen, sind die Bodendaten unterschiedlich klassifiziert, heterogen und teilweise lückenhaft.

Neben dem Spannungsfeld von genetischer und effektiver Klassifikation muss bei der Übertragung der Klassifikationssysteme auf die deutsche Bodensystematik mit inhomogenen Daten gearbeitet werden. Zur Lösung des Erstgenannten wird folgende Grundannahme getroffen: die Ergebnisse bodenbildender Prozesse sind am Profil mess- und beobachtbar. Anhand dieser Angaben können die Profile klassifiziert werden. Das zweitgenannte Problem der Inhomogenität soll durch die Nutzung der *fuzzy*-Methoden umgangen werden. Neben den oben genannten Vorteilen bieten sie die Möglichkeit zu unscharfen Ergebnissen zu kommen. Das bedeutet, dass ein Bodenprofil nicht unbedingt zu einem Bodentyp gehören muss, sondern mit bestimmten Anteilen zu verschiedenen Typen gehören kann. Dadurch lassen sich Übergangsbodentypen realitätsnah abbilden.

¹Universität Bayreuth, Abteilung Bodenphysik, 95447 Bayreuth, christoph.albrecht@uni-bayreuth.de, bernd.huwe@uni-bayreuth.de

²Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, 06108 Halle/S., jahn@landw.uni-halle.de

Klassifikationsverfahren

Aus der Vielzahl von *fuzzy*-Methoden wie *fuzzy*-Neuronale Netze (Zimmermann 1995) oder *fuzzy*-CART (Olaru und Wehenkel 2003) haben sich die Diskriminanzanalyse und die regelbasierte Modellierung als vorteilhaft für die Bodenklassifikation herausgestellt (Mazaheri et al. 1995, Galbraith et al. 1998).

Für die Diskriminanzanalyse müssen zunächst die typischen Böden anhand von 20 – 30 Variablen gekennzeichnet werden. So wird beispielsweise festgelegt, dass die mittlere Schwarzerde einen Tongehalt von 5% hat, der Humusgehalt im Oberboden 4% beträgt, der Oberboden mindestens 4 dm mächtig ist. Auf diese Weise werden alle Parameter aller Bodentypen spezifiziert. Bei der anschließenden Anwendung des Verfahrens wird die Parameterausprägung eines Bodens bestimmt und über ein Abstandsmaß die Ähnlichkeit des Bodens zu allen definierten Bodentypen berechnet. Ist die Ähnlichkeit zu einem Bodentyp sehr hoch, ist der Boden eindeutig klassifiziert, ansonsten handelt es sich um einen Übergangsbodentyp.

Die regelbasierte Modellierung arbeitet mit logischen Schlussfolgerungen in Form von Wenn-Dann-Regeln. Sie kann auch als Versuch der intuitiven Umsetzung des vom Bearbeiter vollzogenen Klassifizierungsprozesses bezeichnet werden. Beispiele für solche Regeln sind:

- WENN sich der Horizont im Oberboden befindet UND der Humusgehalt erhöht ist UND der Humus vertikal ungleichmäßig verteilt ist UND die Farbe violettstichig ist, DANN liegt ein Ahe-Horizont vor.
- WENN sich ein Ahe-Horizont UND ein Bhs-Horizont im Profil befinden, DANN liegt ein Podsol vor.

Nach Aufstellung eines Regelwerkes für alle zu klassifizierenden Objekte werden wiederum die Parameterausprägungen eines beliebigen Bodens bestimmt und als Eingangsdaten für die Wenn-Dann-Regeln verwendet.

Ergebnisse und Diskussion

Beide vorgestellten Verfahren wurden an die deutsche Bodenklassifikation angepasst und mit den Daten aus den FIS-Böden (Diskriminanzanalyse) und den Exkursionsführern der DBG-Tagungen (regelbasierte Modellierung) getestet.

Die Diskriminanzanalyse wurde mit 20 Variablen durchgeführt. Mit verschiedenen Variablenkonstellationen wurde versucht, Horizonte und Profile zu klassifizieren, wobei aber kaum sinnvolle Zuordnungen erreicht wurden. Das hat zwei Ursachen:

1. Zwanzig Variablen sind nicht ausreichend. Bei der Auswahl stand auch das Vorhandensein in den Datenbanken im Vordergrund, weil bei diesem sehr mathematischen Ansatz eine Datenlücke zum Abbruch der Klassifikation führt. Die Verwendung von mehr Variablen hätte den umfassenden Einsatz des Expertensystems behindert.

2. Die Diskriminanzanalyse reagiert sehr sensitiv auf die Veränderung der internen Parameterkonstellation, so dass nur wenige Horizonte/Profile gleichzeitig richtig klassifiziert wurden und keine optimale Parameterkonstellation gefunden werden konnte.

Im Gegensatz dazu ließen sich mit der regelbasierten Modellierung gute Ergebnisse erzielen. Sie ist flexibler und robuster als die Diskriminanzanalyse. Das zeigt sich darin, dass bestimmte Parameterausprägungen für einige Horizonte/Profile unwichtig sein können, dass die Klassifikation robust gegenüber fehlenden Daten ist und dass ein logisches ODER problemlos integriert werden kann, wodurch die Entwicklung des Expertensystems sehr erleichtert wird. Die verwendeten 28 Variablen reichen nach KA4 für die Klassifikation aller Horizonte/Profile aus, was in der Praxis bestätigt wird.

Derzeit wird an einem Expertensystem auf Basis der regelbasierten Modellierung gearbeitet, das als freie Software zur Verfügung gestellt werden soll.

Literatur

- Arbeitsgemeinschaft Boden: *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 4. Aufl. (KA4). Hannover, 1994.
- Bardossy, A. und L. Duckstein: *Fuzzy rule based modeling with applications to geophysical, biological and engineering systems*. CRC Press: Boca Raton, New York, London, Tokyo, 1995.
- Biewer, B.: *Fuzzy-Methoden*. Springer: Berlin, Heidelberg, 1997.
- Galbraith, J.M., R.B. Bryant und R.J. Ahrens: An expert system for Soil Taxonomy. *Soil Science* 163 (9):748 – 758, 1998.
- Götz, E.: *Pflanzen bestimmen mit dem Computer*. Ulmer: Stuttgart, 2001.
- Mazaheri, S.A., A.J. Koppi und A.B. McBratney: A fuzzy allocation scheme for the Australian Great Soil Groups Classification system. *European Journal of Soil Science* 46:601 – 612, 1995.
- Mitra, B., H.D. Scott, J.C. Dixon und J.M. McKimney: Application of fuzzy logic to the prediction of soil erosion in a large watershed. *Geoderma* 86:183 – 209, 1998.
- Olaru, C. und L. Wehenkel: A complete fuzzy decision tree technique. *Fuzzy Sets and Systems* 138 (2): 221 – 254, 2003.
- Zadeh, L.: Fuzzy sets. *Information and Control* 8 (3):338 - 353, 1965.
- Zimmermann, H.-J.: *Datenanalyse*. VDI Verlag: Düsseldorf, 1995.

Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung (Projekt-Nr. Hu 636/8-1 und Hu 636/8-2).

Eigenschaften und Genese der schwarzerdeartigen Böden auf der Insel Poel

Christian Albrecht¹ & Peter Kühn²

1 Einleitung

Seit BÖTTCHER (1959) ist auf der Insel Poel das Vorkommen schwarzerdeartiger Böden bekannt ohne bislang einer bodenkundlichen Neuaufnahme unterzogen worden zu sein. Bei der Neuaufnahme von ALBRECHT (2003) und ALBRECHT & KÜHN (2003) zeigte sich, dass der Profilaufbau der schwarzerdeartigen Böden auf Poel sich von den bisher bekannten Schwarzerden des Jungmoränengebietes, wie den Fehmaraner Schwarzerden und Schwarzerden der Uckermark, unterscheidet (SCHLICHTING & SÖCHTING 1959, FISCHER-ZUJKOV 2000).

Die Insel Poel (Abb. 1) liegt auf der Grundmoräne des Mecklenburger Vorstoßes, die ab etwa 14000 B.P. eisfrei gewesen sein dürfte (GÖRSDORF & KAISER 2001). Poels Morphologie ist von den für flachwellige Grundmoränenplatten typischen geringen Hangneigungen und vereinzelt Söllen geprägt. Das Substrat besteht in



Abb.1: Lage des Untersuchungsgebietes

der Regel aus einem 4-5 dm mächtigen Geschiebedecksand über (tiefem) Geschiebelehm über tiefem (sehr tiefem) Geschiebemergel. Vereinzelt sind glazilimnisch-fluviale Sande eingeschaltet. Die rezente durchschnittliche Entkalkungstiefe nicht erodierter Standorte liegt zwischen 140-180 cm. Im Untersuchungsgebiet dominieren Böden mit der vereinfachten Horizontabfolge Ap/Axh/(Axh+Al-Sw)/(II)Al-Sw/II Bt-Sd/elCn.

2 Methoden

Es wurden 296 Pürckhauer-Bohrungen abgeteuft, 30 Profilgruben angelegt und nach KA 4 aufgenommen. Entnahme von ca. 2-3 kg Mischproben. Korngrößenverteilung, Glühverlust, pH-Wert (CaCl₂) und KAK_{pot} nach SCHLICHTING ET AL. (1995), bestimmt. C_t und S_t wurden mit dem Eltra-Analysegerät, C/N-Gehalte am Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Uni Rostock bestimmt. Für Dünnschliffe wurden ungestörte, orientierte Proben im 10 cm Abstand entnommen und, wie in KÜHN (2003) beschrieben, hergestellt und analysiert.

3 Eigenschaften und Verbreitung

Die bis zu 6-7 dm mächtigen Axh-Horizonte sind wie in Leitprofil C2/4 in der Regel im Decksand entwickelt (Abb. 2). Diese sind von dunkler, schwarzer Färbung (10YR 3/1-2/1) und von Krotowinen durchsetzt. Die Aggregate im Axh-Horizont lassen sich in der Regel leicht zerdrücken. Die Horizontuntergrenze ist meist stark mit dem liegenden Horizont verzahnt. Im Liegenden des schwarzerdeartigen Bodens ist ein Parabraunerde-Pseudogley entwickelt.

Dunkelbraune Tonhäutchen auf Aggregaten und in Poren belegen im Gelände und im Dünnschliff die Lessivierung. Schwarze Ton-Humus-Cutane kamen in den untersuchten Profilen nicht vor.

Das enge C/N-Verhältnis von etwa 9 und der hohe Wert der KAK_{pot} mit 247 mmol_c kg⁻¹ und die hohe Basensättigung im Axh-Horizont von Profil C2/4 (Tab. 1) sind für die untersuchten Profile typisch und durchaus mit Axh-Horizonten typischer Schwarzerden vergleichbar (SCHEFFER/SCHACHTSCHABEL 2002).

Die Kartierung ergab, dass die schwarzerdeartigen Böden reliefunabhängig verbreitet sind. Eine vergleichende Auswertung der Bodenschätzung zeigte eine Konzentration der schwarzerdeartigen Böden im Ostteil Poels, sowie isolierte Vorkommen auf dem östlich angrenzenden Festland (ALBRECHT & KÜHN 2003).

Die Kartierung ergab, dass die schwarzerdeartigen Böden reliefunabhängig verbreitet sind. Eine vergleichende Auswertung der Bodenschätzung zeigte eine Konzentration der schwarzerdeartigen Böden im Ostteil Poels, sowie isolierte Vorkommen auf dem östlich angrenzenden Festland (ALBRECHT & KÜHN 2003).

4 Schlussfolgernde Diskussion

Da die schwarzerdeartigen Böden Poels nicht nur in Mikrosenken vorkommen, wie dies FISCHER-ZUJKOV (2000) für schwarze Böden der Uckermark nachweisen konnte, ist eine *in-situ*-Entstehung der schwarzerdeartigen Böden auf Poel anzunehmen. Ungestörte Krotowinen im Übergang von den Axh-Horizonten zum durch Lessivierung geprägten Profilabschnitt im Liegenden bestätigen dies.

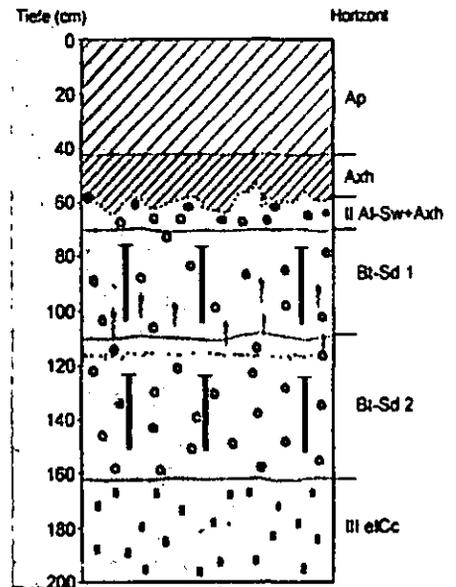


Abb.2: Profilskizze C 2/4

¹ Geographisches Institut, Universität Greifswald, F.-L. Jahnstr. 16, 17489 Greifswald, e-mail: ca980086@mail.uni-greifswald.de

² Institut f. Bodenkunde und Bodenerhaltung, Justus-Liebig-Universität, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35389 Gießen, e-mail: peter.kuehn@agr.uni-giessen.de

Tab.1: Korngrößenverteilung und bodenchemische Kenndaten von Profil C2/4

Horizont	Tiefe [cm]	B.-art	Korngrößenverteilung (silikatischer Feinboden)							pH	CaCO ₃ [%]	C _t [%]	C/N	austauschbare Kationen				KAK pot.	BS	Munsell Farbe, feucht
			gS	mS	fS	gU	mU	fU	T					Ca	Mg	K	Na			
			[%]											[CaCl ₂]	[mmol.kg ⁻¹]					
Ap	43	SI3	1,9	16,9	44,3	16,7	6,8	3,3	10,0	5,9	-	0,91	8,7	155	9	8	0	50	>100	10YR 3/2
Axh	57	SI3	2,4	15,3	39,9	17,9	9,7	3,7	11,1	5,6	-	0,73	8,6	213	18	16	0	247	>100	10YR 3/1
II AI-Sw+Axh	70	SI4	2,7	12,6	35,1	17,2	11,4	5,2	15,8	5,7	-	0,39	-	215	19	20	17	177	>100	10YR 4/3
Bt-Sd1	110	Ls3	2,4	12,3	32,2	20,4	10,6	4,7	17,5	5,8	-	0,24	-	124	23	77	0	184	>100	10YR 5/4
Bt-Sd2	162	Ls4	4,3	20,9	27,6	11,9	8,4	5,1	21,8	5,9	-	0,20	-	219	19	18	0	252	>100	10YR 5/8
III cICc	225	SI2	3,2	18,0	50,7	12,0	6,7	3,4	6,1	7,3	7,9	0,96	-	142	29	23	2	204	96	10YR 6/6

Die laboranalytischen Befunde zeigen, dass die bodenchemischen Eigenschaften der schwarzerdeartigen Böden der Insel Poel durchaus mit den typischen Schwarzerden der Lössböden vergleichbar sind. Bis auf das stabile Aggregatgefüge entsprechen alle Eigenschaften (Mächtigkeit, Farbe, Basensättigung) denen eines Axh-Horizontes (AG BODEN 1994: 90). Auch der für die Poeler schwarzerdeartigen Böden charakteristische Verzahnungshorizont ist mit typischen Schwarzerden vergleichbar (AK BODENSYS-TEMATIK 1998: 54).

Das einzige nicht vorhandene feldbodenkundliche Merkmal für die Ausweisung eines Axh-Horizontes ist damit das stabile Aggregatgefüge. Dieses Fehlen mag jedoch hier auf das sandige Ausgangssubstrat zurückzuführen sein und dem Nachweis einer echten Tschernosemierung nicht im Wege stehen. Da alle anderen Merkmale zutreffen, schlagen wir vor, tatsächlich von Schwarzerden und nicht mehr von schwarzerdeartigen Böden zu sprechen.

Eine typische Besonderheit dieser Böden sind die unter der Schwarzerde liegenden durch Hydro-morphie beeinflussten Lessivés. In allen Profilen fehlende Ton-Humus-Cutane weisen darauf hin, dass die Lessivierung vor der Schwarzerdebildung stattgefunden haben muss und nicht eine Degradationser-scheinung der Schwarzerde ist. Durch die vorliegende Mehrschichtigkeit der Profile spiegelt die Korngrö-ßenverteilung die Lessivierung in der Regel kaum wieder (Tab. 1). Mikromorphologisch ließ sich je-doch der feldbodenkundliche Befund ohne weiteres verifizieren.

Eine erste zeitliche Einordnung der Tschernosemie-rung kann anhand von AMS-¹⁴C Datierungen der organischen Substanz aus drei verschiedenen Axh-Horizonten vorgenommen werden (Tab. 2).

Tab. 2: ¹⁴C-Alter der organischen Substanz in Axh-Horizonten

Profil/Horizont	Tiefe/cm	¹⁴ C Jahre BP	cal. AD
C2/4 Axh			
Pnr.: Hv 24697	43-57	1415 +/- 75	600 - 670
C4/3 Axh			
Pnr.: Hv 24698	35 - 65	1520 +/- 60	450 - 620
C6/4 Axh			
Pnr.: Hv 24636	47 - 80	1540 +/- 80	425 - 620

Demnach akkumulierte die organische Bodensub-stanz im Mittelalter. Es ist allerdings nicht auszu-schließen, dass aufgrund der Nähe zur Gelände-

oberfläche die ältere organische Substanz durch jün-geres organisches Material kontaminiert wurde.

Unter der Annahme, dass die vorgestellten ¹⁴C-Alter auch in Zukunft einen validen zeitlichen Anhalts-punkt für die Schwarzerdebildung liefern, kann bei-spielsweise mit REUTER (1990) und KUNTZE et al. (1994) eine Beendigung der Lessivierung gegen Ende des Atlantikums angenommen werden. Daraus ließe sich dann eine mit dem Subboreal beginnende Schwarzerdeentstehung ableiten. Dies entspräche einer bisher nicht beschriebenen Phase einer jungho-lozänen Schwarzerdebildung.

In Deutschland ist dagegen allgemein von einer früh-holozänen Schwarzerdebildungsphase auszugehen. Auch die Bildung der schwarzerdeartigen Böden der Uckermark beginnt nach FISCHER-ZUIJKOV (2000) im Boreal. Zeigen diese frühholozän gebildeten Schwarzerden Lessivierungsmerkmale, handelt es sich dabei ausschließlich um seit dem Atlantikum degradierte Schwarzerden (SCHEFFER/SCHACHT-SCHABEL 2002: 495). Wie gezeigt, sind die Lessivés im Liegenden der Poeler Schwarzerden keine Degra-dationserscheinung.

5 Literatur

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. verb. u. erw. Aufl., ber. Nachdruck 1996; 392 S.; Hannover
- AK Bodensystematik (1998): Systematik der Böden. - Mitt D Bodenk Ges. 86: 1-134
- Albrecht, C. (2003): Verbreitung und Genese der schwarzerdeähnlichen Böden auf der Insel Poel. Eine GIS- und laborgestützte bodenkundliche Studie. Dipl.-arbeit, Geogr. Institut, Universität Greifswald. 50 S.
- Albrecht, C. & Kühn, P. (2003): Verbreitung und Eigenschaften schwarzerde- artiger Böden auf der Insel Poel (Nordwest-Mecklenburg). - Greifswalder Geogr Arb. 29
- Böttcher, H. (1959): Beschreibung und Untersuchungen der schwarzerdeähnlichen Böden der Insel Poel. - Dipl.-arbeit, Inst. Agrrikulturchemie u. Bodenk. Uni Rostock
- Fischer-Zujkov, U. (2000): Die Schwarzerden Norddeutschlands- ihre Stellung und Entwicklung im holozänen Landschaftswandel. - Diss FB Geographie, Humboldt Universität Berlin
- Görsdorf, J. & Kaiser, K. (2001): Radiokohlenstoffdaten aus dem Spätpleistozän und Frühholozän von Mecklenburg-Vorpommern. - Meyniam, 53: 91-118
- Kühn, P. (2003): Spätglaziale und holozäne Lessivégenese auf jung- weichselzeitlichen Sedimenten Deutschlands. - Greifswalder Geogr Arb. 28: 167 S.
- Kuntze, H., Roßmann, G. & Schwerdtfeger, G. (1994): Bodenkunde. S. neubearb. Aufl.; 424 S.; Stuttgart
- Reuter, G. (1990): Disharmonische Bodenentwicklung auf glazialen Sedimenten unter dem Einfluß der postglazialen Klima- und Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa. - Ernst-Schlichting-Gedächtniskolloquium, Tagungsband: 69-74; Hohenheim
- Scheffer/Schachtschabel (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. neu bearb. u. erw. Aufl., 593 S.; Heidelberg
- Schlichting, E & Söchtig, H. (1953): Die Böden der Insel Fehmarn. - Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein, Band 26 (2): 176-187

Danksagung

Dank an PD Dr. C. Emmerling (Trier) für die Bestimmung der KAK_{pot} und an B. Linzen (Greifswald) für die Herstellung der Profilskizze

Kriterien zur Ausweisung und Bewertung von Böden mit Archivfunktion im Land Sachsen-Anhalt

Manfred Altermann, Michael Steininger und Oliver Rosche ^{1) 2)}

Das Bundesbodenschutzgesetz schreibt im §2(2) vor, die Funktion des Bodens als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte nachhaltig zu sichern. Es fehlen jedoch bisher gesetzlich verankerte Kriterien zur

Ausweisung von Böden mit Archivfunktion. Von den zuständigen Behörden wird die Problematik Böden mit Archivfunktion unterschiedlich behandelt und keine einheitliche Methode bzw. kein einheitliches Instrumentarium zur Auswahl und Bewertung von Böden mit Archivfunktion angewandt. Im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt erfolgte in einer ersten Etappe eine Auswahl und Inventarisierung der Böden mit Archivfunktion nach folgenden Kategorien und Kriterien (Tabelle 1):

Tabelle 1: Kriterien zur Inventarisierung von Böden mit Archivfunktion im Land Sachsen-Anhalt

Kategorien	Auswahlkriterien	Inventar
Naturnahe Standorte	<ul style="list-style-type: none"> • Weitgehend ungestört seit Spätglazial bzw. seit der Bodenausbildung • wenig (kein) Auf-/Abtrag • keine Veränderung durch Bodenbearbeitung • wenig (kein) Fremdstoffeintrag • Nährstoffzustand entspricht natürlichem Gleichgewicht • naturnahe Bestockung 	Auswahl (1) von Waldstandorten
Repräsentanz- und Referenzstandorte	<ul style="list-style-type: none"> • Flächenhaft bedeutend verbreitete Böden • typischer Bodenaufbau • typische Bodennutzungen • mittlerer anthropogener Einfluß 	<ul style="list-style-type: none"> • Bodendauerbeobachtungsflächen • Musterstücke der Bodenschätzung • Versuchsfelder verschiedenster Institutionen
Seltene Standorte/ Böden	<ul style="list-style-type: none"> • Flächenanteil von Böden/Bodengesellschaften • Böden/ Bodengesellschaften mit hohem naturgeschichtlichen Wert • Böden/ Bodengesellschaften mit hohem kulturgeschichtlichen Wert 	<ul style="list-style-type: none"> • Auswahl (2) bestimmter Bodengesellschaften mit <1% Flächenanteil (Kartiereinheit der BÜK 200) • Auswahl (2) von Bodenformen innerhalb bestimmter Bodengesellschaften mit <1% Flächenanteil (Kartiereinheit der BÜK 200) • fossile Böden • reliktsche Böden • Auswahl (3) der Bodendenkmale • Weinberge • Wölbäcker
Extremstandorte	<ul style="list-style-type: none"> • von der Umgebung stark abweichender Wasserhaushalt • von der Umgebung stark abweichender Nährstoffhaushalt • von der Umgebung stark abweichende Reliefverhältnisse 	Auswahl (4) folgender Standorte <ul style="list-style-type: none"> • Schluchtwald • Moore • Historische Bergbauhalden • Felsstandorte • Blockschuttwald • Blockhalde • Binnendüne

¹⁾ Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz, Hauptstraße 19, 06132 Halle;

²⁾ Die Verfasser danken Herrn U. GUTTECK, LAU Sachsen-Anhalt für die Förderung und Unterstützung

Auswahl der Standorte nach Tabelle 1:

- (1): D. KOPP, W. SCHWANECKE;
- (2): Bearbeiter im Zusammenwirken mit W. KAJNZ (LafGB);
- (3): Bearbeiter im Zusammenwirken mit KLAMM (LA f. Archäologie);

(4): Bearbeiter im Zusammenwirken mit LAU Sachsen-Anhalt.

Allen Beteiligten danken wir für die Mitwirkung und Unterstützung

Es wurden für das Land Sachsen-Anhalt über 3 000 Standorte als Träger der Bodenfunktion Archiv für Natur- und Kulturgeschichte ausgewiesen und katalogisiert. Diese stellen den derzeitigen Wissensstand der beteiligten Fachbehörden und Bearbeiter dar. Hiervon weisen ca. 70 % aller erfassten Standorte bereits einen aktuellen Schutzstatus gemäß NatSchG LSA und/oder WHG LSA auf.

Die zweite Bearbeitungsetappe ist durch folgende Schritte gekennzeichnet:

- Landschaftsbezogene und auf die Landkreise bezogene Katalogisierung der Standorte/Böden und Erarbeitung eines regionalspezifischen Bewertungsrahmens für die Archivböden
- Festlegung von Regeln zur Nutzung (Bewirtschaftung), Entwicklung und zum Schutz der Archivböden
- Erarbeitung einer Methodik zur Dokumentation der von Eingriffen bedrohten Archivböden
- Handlungsrichtlinie für die Landkreise zum Umgang mit Archivböden

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass die Archivfunktion der Böden nicht funktionsgleich ausgleichbar ist. Eingriffe sind deshalb zu vermeiden, sind diese jedoch unumgänglich, sind bestimmte Forderungen zu erfüllen. Das Nutzungsziel für die Böden mit Archivfunktion und Forderungen bei beabsichtigten Eingriffen sind in der Tabelle 2 zusammengestellt.

Tabelle 2: Nutzungsziele und Forderungen bei Eingriffen in Standorte/Böden mit Archivfunktion

Standorte/Böden mit Archivfunktion		gegenwärtiger Schutzstatus	Nutzungsziel	Forderungen bei Eingriffen
Kategorien	Inventar			
Naturnahe Standorte	Ausgewählte naturnahe Waldstandorte	z.T. Naturschutz	Naturnahe Waldbewirtschaftung	Dokumentation
Repräsentanz- und Referenzstandorte	<ul style="list-style-type: none"> • BDF • Musterstücke • Versuchsflächen 	-	Beibehaltung gegenwärtiger Nutzung	Dokumentation, Ausweisung von Ersatzstandorten
Seltene Standorte/Böden	<ul style="list-style-type: none"> • Flächenanteil 	-	Beibehaltung gegenwärtiger Nutzung	Dokumentation; Sicherung v. Proben/ Anschauungsmaterial
	<ul style="list-style-type: none"> • Fossile Böden • Reliktböden 	-		Dokumentation; Sicherung v. Proben/ Anschauungsmaterial
	<ul style="list-style-type: none"> • Bodendenkmale 	Denkmalschutz		Dokumentation; Sicherung v. Proben/ Anschauungsmaterial
	<ul style="list-style-type: none"> • Weinberge • Wölbäcker 	-		Dokumentation
Extremstandorte	s. Tabelle 1	z.T. Naturschutz	Naturschutz	Eingriffe kaum möglich, ggf. Dokumentation

Beurteilung der Aussagekraft von Wertzahlen der Bodenschätzung für die Abschätzung der Ertragsfähigkeit von ackerbaulich genutzten Flächen Nordwestdeutschlands auf der Basis von Ertragskarten

Ch. Bartels
H.-G. Schön
D. Trautz

Fragestellung

Die steigenden ökonomischen und ökologischen Anforderungen an die pflanzliche Produktion haben dazu geführt, dass diese stärker als bisher an die spezifischen Standortverhältnisse angepasst werden muss. Der Berücksichtigung einzelner Teilflächen innerhalb einer Gesamtfläche kommt künftig größere Bedeutung zu, soll der Einsatz von Produktionsmitteln gezielter erfolgen. Diese Art der teilflächenspezifischen Landbewirtschaftung wird auch als Precision Farming bezeichnet. Neben den technischen Voraussetzungen für eine solche Bewirtschaftung werden auch detaillierte standortspezifische Informationen benötigt. Eine mögliche Informationsquelle sind die Klassenzeichen sowie Boden- und Ackerzahlen aus der Bodenschätzung. In dieser Arbeit sollte überprüft werden, welcher Zusammenhang zwischen Ertragskarten und Bodenschätzungen besteht, um daraus abzuleiten, welche Aussagekraft die Klassenpolygone der Bodenschätzung für die Ertragsbildung und den daraus resultierenden Einsatz von Produktionsmitteln im Rahmen von Precision Farming haben. Bei Ertragsbetrachtungen dürfte die größte Bedeutung zukommen, da in ihr klimatische Gegebenheiten berücksichtigt werden.

Material und Methoden

Zur Erhebung der Ertragsdaten in dieser Untersuchung wurden in der Ernte 2002 in der Region Osnabrück 11 Schläge Winterweizen und 9 Schläge Wintergerste mittels Ertragskartierung beerntet. Da die Ernte über einen Lohnunternehmer erfolgte, stammen die Ertragsdaten von verschiedenen Bewirtschaftern, so dass neben unterschiedlichen Böden auch unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten mit erfasst wurden. Mit den bereinigten Ertragsrohdaten wurden Ertragskarten erstellt und mit digitalisierten Bodenkarten verknüpft, so dass die teilflächenspezifischen Erträge den Klassenpolygonen zugeordnet werden konnten. Dies erfolgte mit dem GIS-Programm ArcView 3.2. Die Streuung der Ertragsdaten innerhalb der Klassenpolygone wurde mittels Box-Plots dargestellt. Die Beziehung zwischen Wertzahlen der Bodenschätzung und den entsprechenden Klassenerträgen wurde mit Hilfe von Regressionsanalyse betrachtet. Die statistische Analyse erfolgte mit SPSS Version 11.

Ergebnisse

Die Ertragsregionen deckten sich nicht mit den Grenzen der Wertzahlpolygone. Dies ist exemplarisch an 2 der untersuchten Flächen in den Abbildungen 1-2 gezeigt.

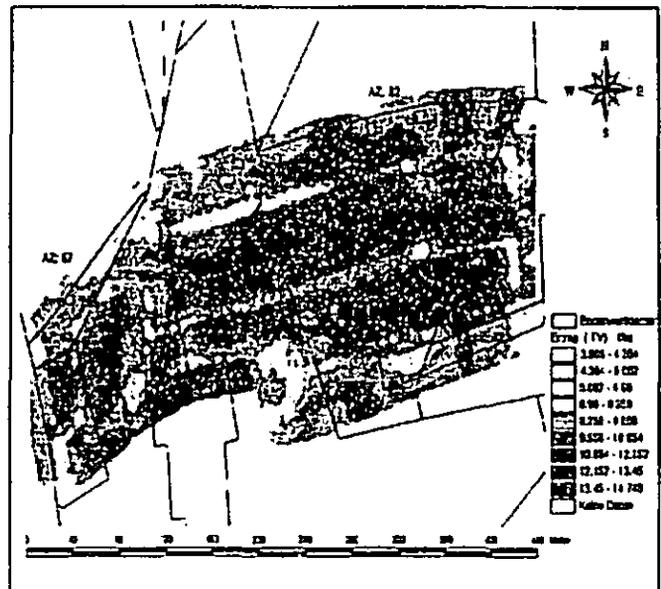


Abbildung 1: interpolierte Ertragskarte mit Ackerzahlpolygonen des Schlages 02081805

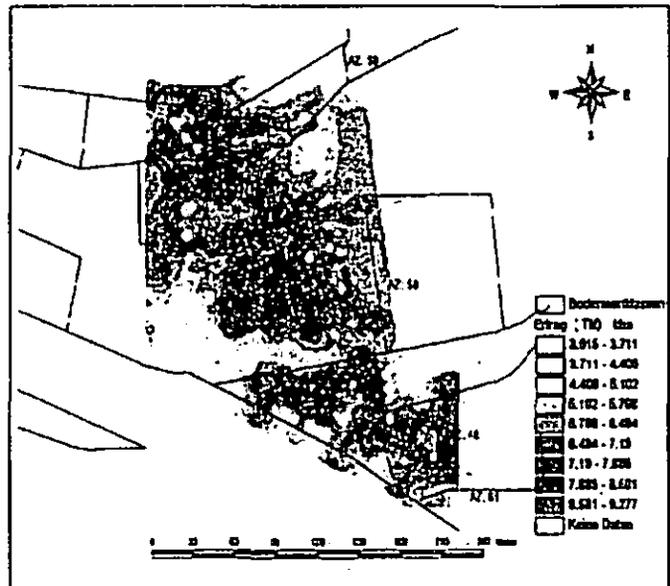


Abb. 2: interpolierte Ertragskarte mit Ackerzahlpolygonen des Schlages 02081902

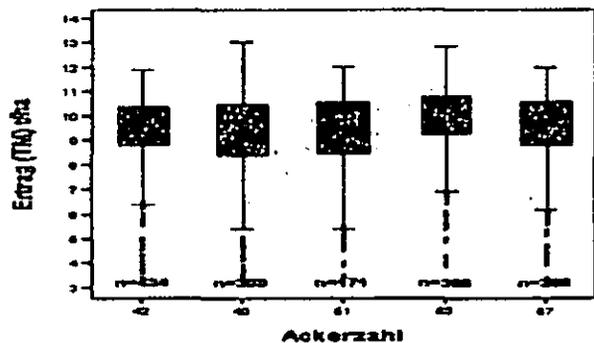


Abbildung 3: Ertragsstreuung innerhalb der Wertzahlpolygone des Schlages 02081805

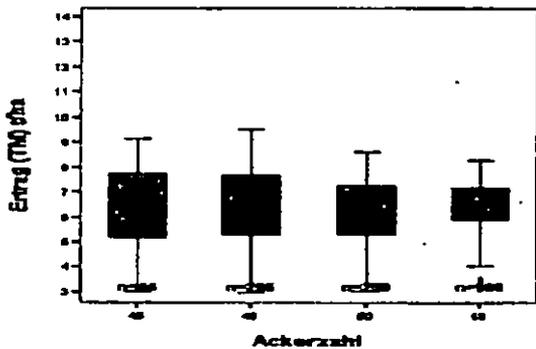


Abbildung 4: Ertragsstreuung innerhalb der Wertzahlpolygone des Schlags 02081902

In den Abbildungen 3-4 sind die Ertragsdaten der Klassenpolygone der in Abbildung 1-2 gezeigten Flächen in Box-Plots dargestellt, um einen Eindruck von Streuung sowie Verteilungsform der Punktdaten zu erhalten. Es wird deutlich, dass die Werte große Variationsbreiten aufwiesen und tendenziell die Verteilungen linkschief waren. Dies lag sicher am gewählten Filterverfahren für die Rohdaten (Mittelwert + 2 x Standardabweichung).

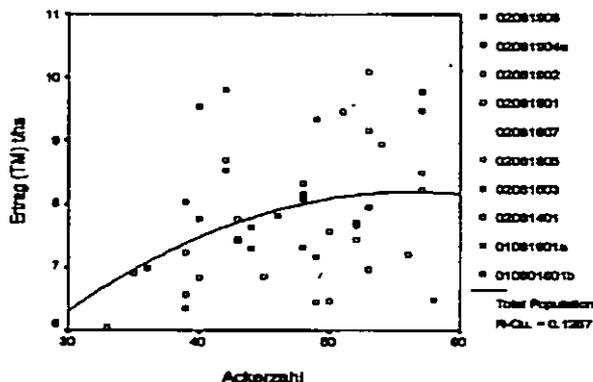


Abbildung 5: Darstellung der WW-Erträge (TM) t/ha gegenüber der Ackerzahl

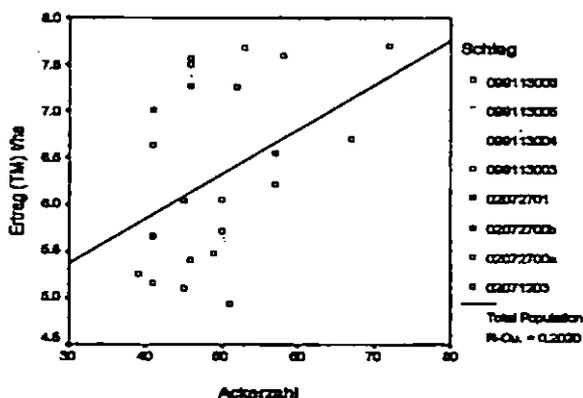


Abbildung 6: Darstellung der WG-Erträge (TM) t/ha gegenüber der Ackerzahl

Die Regressionsanalyse ergab nur eine schwache Beziehung sowohl bei Wintergerste als auch bei Winterweizen zwischen dem Ertrag und den Wertzahlen der Bodenschätzung (Abb. 5-6). Der Punktwolke in Abb. 5 (Winterweizen) wurde eine Polynomfunktion 2. Grades angepasst ($y = -0,4276 + 0,3063 \cdot x - 0,027 \cdot x^2$, Bestimmtheitsmaß (R^2) = 0,1287, $p = 0,055$). Bei den Wintergerstedaten ergab sich bei den Ackerzahlen folgende Funktion als bestangepasst: $y = 3,9364 +$

$0,0477 \cdot x$ ($R^2 = 0,2020$, $p = 0,013$). Die Beziehung zu den Bodenzahlen wies bei Wintergerste ein höheres Bestimmtheitsmaß auf ($y = 1,2225 + 0,1499 \cdot x - 0,0009 \cdot x^2$, $R^2 = 0,2718$, $p = 0,014$). Diese schwachen Beziehungen werden auch zum Teil durch andere Untersuchungen aus der Literatur bestätigt. Aus den vorgestellten Resultaten wird deutlich, dass neben den in die Wertzahlen einfließenden Faktoren weitere Einflussgrößen ertragsbeeinflussend sein müssen, wie z. B. der Witterungsverlauf und das pflanzenbauliche Management.

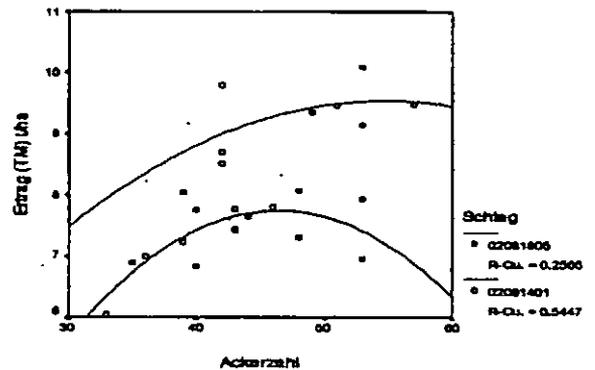


Abbildung 7: Einzelschlagdarstellung der WW-Erträge (TM) t/ha gegenüber der Ackerzahl.

Abbildung 7 zeigt die Beziehungen zwischen den Wertzahlen der Klassenpolygone und dem zugehörigen Ertrag zweier Winterweizenflächen unterschiedlicher Betriebe. Die Kurvenverläufe unterscheiden sich deutlich und sind vermutlich durch unterschiedliches Management bedingt. Schlag 0281805: $y = -0,5171 + 0,3672 \cdot x - 0,0034 \cdot x^2$, $R^2 = 0,2565$, $p = 0,477$ Schlag 02081401: $y = -8,9256 + 0,7182 \cdot x - 0,0077 \cdot x^2$, $R^2 = 0,5447$, $p = 0,006$

Bei diesen Ergebnissen ist zu berücksichtigen, dass es sich um einjährige Ertragsdaten handelt und so jahresspezifische Einflüsse sehr stark zur Wirkung kamen. Das Jahr 2002 wies sehr schlechte Erntebedingungen von Anfang Juli bis Anfang August auf. Die Wintergerste wurde davon am geringsten betroffen, da sie vor Einsetzen der Regenperiode bereits geerntet war. Der Weizen überstand die Niederschlagsperiode in den meisten Fällen auch relativ gut, so dass die Ergebnisse dieser beiden Kulturarten nur wenig durch die Witterungsverhältnisse beeinflusst sein dürften.

Inwieweit die Bodenwertzahlen als Informationsquelle für Precision Farming verwendet werden können, ist sicherlich durch eine einjährige Betrachtung wie diese nicht abschließend zu beurteilen.

Literatur

REIMER, G., LAMP, J. Ertragskonten als Indikator für Standort- und Bodeneigenschaften In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft Band 96: Heft 2, Oldenburg 2001

PREIS, M., SAUER, S., PETER, M., Harrach, T. Bodenkundliche Aussagekraft von Bodenzahlen der Bodenschätzung In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft Band 96 Heft 2, Oldenburg 2001

Untersuchung von Auensedimenten und Kolluvien als Geoarchive im Einflußbereich eines historischen Montanstandortes

Sabine Beckmann¹, Thomas Raab² & Jörg Völkel¹

1 Einführung

Das mittelalterliche Montanwesen in den Mittelgebirgen war mit starken anthropogenen Eingriffen in die Landschaft, wie Flußausbau (Stauwerke), hohem Holzbedarf, Förderung der Bodenerosion, Entstehung von Schlackenhalde und Stoffeinträgen in die Aue (v.a. Schwermetalle) verbunden (u.a. Dobler 1999, Foellmer 1999).

Im Rahmen des DFG-GRK 462 „Paläoökosystemforschung und Geschichte“ erforscht ein laufendes Promotionsvorhaben die Nutzungs- und Umweltgeschichte an einem historischen Montanstandort in der Oberpfalz (Bayern). Die Oberpfalz war im Mittelalter ein Eisenzentrum mit überregionaler Bedeutung. Im Jahr 1475 produzierten über 200 Hammerwerke insgesamt 180.000 Zentner Eisen. Wie die meisten Hammerwerke zu dieser Zeit war der vom 14. Jh. bis zum 19. Jh. betriebene Hammer in Leidersdorf (Vils) eine Kombination von Pochwerk, Schmelzhütte und Weiterverarbeitungsstätte. Vor allem die Eisenerze der Amberger Erzformation wurden im Mittelalter mittels Rennfeuerverfahren und später im Blaufeuer verhüttet (Bergbau- und Industriemuseum Ostbayern 1987).

Der anthropogene Einfluß der ehemaligen Hammerwerke Leidersdorf und Wolfsbach (ca. 10km südlich von Amberg) auf die Umwelt u.a. in Form von Pochsanden wird an fluvialen und kolluvialen Sedimenten von Schwemmfächern, Auensedimenten und ihrer Verschneidungsbereiche untersucht.

2 Untersuchungsgebiet und Methodik

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Mittleren Frankenalb. Verbreitet sind zumeist dolomitisierte Malmkalke mit teilweise aufliegenden kreidezeitlichen Mergeln und Sanden. An den Hängen sind Rendzinen, Parabraunerden und Terraes Fuscae entwickelt.

In Tiefenlinien finden sich häufig Kolluvien, in den Talbereichen Auenböden und Gleye.

Neben geomorphologischer Detailkartierung und feldbodenkundlicher Profilsprache an Rammkernsondierungen und Schürfgruben dient ein umfangreiches geochemisch-mineralogisches Methodenspektrum zur Charakterisierung der Sedimente. Dazu werden neben Standardanalytik, Bestimmung der Schwermetallgesamtgehalte im Naßaufschluß auch Messungen mittels RFA, RDA und REM (EDX-Messung) eingesetzt. Die chronologische Einordnung erfolgt durch ¹⁴C-Datierungen. Geophysikalische Prospektion (Bodenradar) unterstützt die Bohrbefunde hinsichtlich des Aufbaus der Schwemmfächer und ihrer Entstehungsdynamik.

3 Zwischenergebnisse

Die Schwemmfächer ober- und unterhalb des Hammerwerkes stehen im Zusammenhang mit linearen Erosionssystemen an den Hängen. Sie sind vielschichtig und heterogen aufgebaut und zeigen Wechsellagerungen von kolluvialen schluffig-tonigen und sandig-kiesigen Horizonten mit hohem Grobskelettanteil (z.B. Kalkbruchstücke) (Abb. 1). Die rein fluvial beeinflussten Auenstandorte mit z.B./Auengleyen lassen sich deutlich abgrenzen. Sie sind stark hydro-morph überprägt und enthalten i.d.R. kaum Kalkbruchstücke. Verbreitet sind Auenlehme und Auensande. Erste ¹⁴C-Datierungen an Makroresten belegen eine Akkumulation von ca. 3 m Auenlehm seit dem Mittelalter (Tab. 1). Die C_{org} Gehalte sind durchgängig in allen Kolluvien und Auensedimenten gering. Ausnahmen stellen nur die Oberböden und fossile Ah-Horizonte im Auenbereich dar (Abb. 1). Größere Schlackenstücke treten zumeist nur im A-Horizont auf. Die bisher ermittelten Schwermetallgehalte (Pb, Zn, Ni, Cu, Cr, Co, Fe und Mn) sind im Verhältnis zum geogenen Hintergrund unbedeutend. Ausnahmen bilden lediglich Horizonte mit rezenter Auendynamikeinfluß. Die Gehalte von Zn, Ni und Fe korrelieren innerhalb der kolluvial geprägten Profile mit dem Substratwechsel und zeigen ein sekundäres Maximum im Cv (angewitterter Kalkschutt) (Abb. 1). Schlackenfunde aus unterschiedlichen Tiefen sind sowohl makroskopisch als auch mittels REM eindeutig identifizierbar. Feinste Schlackenreste im Feinbo-

Universität Regensburg, DFG-GRK 462

¹ Inst. f. Geographie, AG Landschaftsökologie & Bodenkunde

² Inst. f. Geschichte, Lst. f. Vor- und Frühgeschichte

93040 Regensburg

e-mail: sabine.beckmann@geographie.uni-regensburg.de

den konnten mit den eingesetzten Methoden wie u.a. RDA an Pulverpräparaten und REM (EDX) bisher nicht nachgewiesen werden. Unterschiede ergeben sich nur durch die Bodenart.

4 Erste Schlussfolgerungen

Die Schwermetallgesamtgehalte sind im Gegensatz zu Untersuchungen aus anderen historischen Montanregionen wie dem Harz oder Schwarzwald als gering einzustufen. Die Ergebnisse sind auch in den unterschiedlichen Erzen begründet. Die bisherigen Analysen deuten darauf hin, dass durch die untersuchten Hammerwerke keine dauerhafte, großflächige Schwermetall- und Schlackenreicherung in der Aue entstanden ist, die heute noch nachweisbar wäre.

Literatur

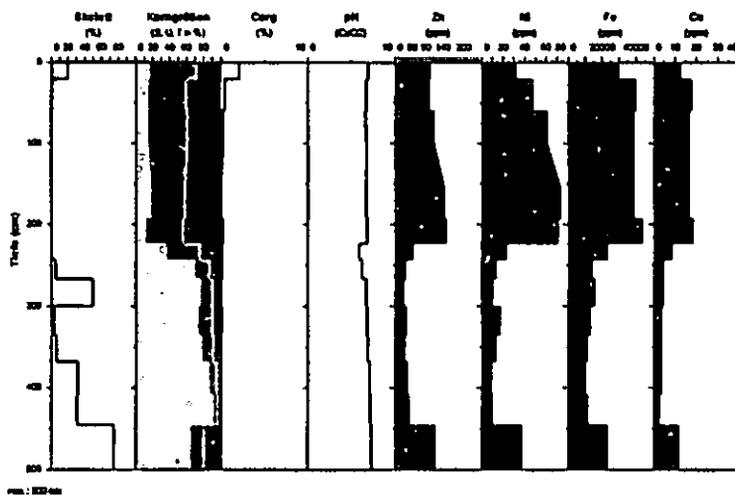
BERGBAU- UND INDUSTRIEMUSEUM OSTBAYERN (HRSG.) (1987): Die Oberpfalz, ein europäisches Eisenzentrum. 600 Jahre große Hammer-einung. - Amberg (Schriftenreihe des Bergbau- und Industriemuseums Ostbayern. 12/1)

DOBLER, L. (1999): Der Einfluß der Bergbaugeschichte im Ostharz auf die Schwermetalltieffengradienten in historischen Sedimenten und die flu-viale Schwermetalldispersion in den Einzugsgebieten von Bode und Selke im Harz. - Dissertation, Halle (Saale)

FOELLMER, A. (1999): Schwermetalleinträge durch den Schwarzwälder Bergbau in die südliche Oberrheinebene zwischen Möhlin und Sulz-bach. - Freiburg i.Br. (Freiburger Geowissenschaftliche Beiträge. 13)

Tab. 1: ¹⁴C-Datierungen an Makroresten (Auswahl)

Probe	Tiefe (cm)	Lab.-Nr.	¹⁴ C-Alter cal. (2sigma)
6637-20/18	314	Hv 24634	AD 535-670
6637-30/24	311-325	Erl 5828	AD 760-980
6637-31/15	265-280	Erl 5827	AD 1020-1224



Kolluisol, Auslaufbereich Schemmfächer zwischen Wolfsbach und Leidersdorf (Profil 6637-25)



Auengley, rezenter Überschwemmungsbereich unterhalb Leidersdorf (Profil 6637-20)

Abb. 1: Bodenanalytische Kennwerte (Auswahl) zweier charakteristischer Profile

Methoden zur Auswahl räumlich repräsentativer Untersuchungsflächen in bodenkundlichen Fragestellungen

Behrens, Th.*, A. v. Eschwege**, O. Schneider***, P. Felix-Henningsen**** & Th. Scholten*

Einleitung

Die räumliche und inhaltliche Repräsentativität von Untersuchungsgebieten und Probenahmestellen stellt im Rahmen von landschaftsbezogenen Untersuchungen in der Regel eine Eingangsvoraussetzung dar. Eine Bewertung der Repräsentativität von Untersuchungsgebieten und Probenahmestellen in qualitativer und quantitativer Hinsicht, meßbar anhand von definierten Kriterien, fehlt jedoch meistens. Die Auswahl von Probenahmestellen im Gelände basiert i. d. R. auf Expertenwissen und ist dementsprechend subjektiv.

Eine Lösung dieses Problems besteht in einer vollständigen und engmaschigen Beprobung des Untersuchungsgebietes. Ist eine flächendeckende Beprobung in Form eines engmaschigen Raster- oder Zufallsnetzes monetärer und personell nicht leistbar, empfiehlt es sich, einen repräsentativen Teilraum zu untersuchen und die dort gewonnenen Ergebnisse anschließend auf den Gesamttraum zu extrapolieren. Hierzu werden im Folgenden GIS-basierte Verfahren vorgestellt, die eine teilautomatisierte und objektivierete Auswahl räumlich repräsentativer Untersuchungsflächen und darauf aufbauend räumlich repräsentativer Probenahmestellen ermöglichen.

Diese Verfahren können prinzipiell auf jede digital vorliegende Karte angewendet werden. Für bodenkundliche Untersuchungen, wie der großräumigen Erfassung des Corg-Gehaltes, bieten sich geschichtete Stichprobenverfahren an. Dabei werden verschiedene flächendeckende Informationen, die in einem abgesicherten statistischen Zusammenhang zum Untersuchungsobjekt stehen, zu einer Raumeinheitenkarte verschnitten (Schmotz, 1996, Szibalski et al. 1999) die dann als Eingangsinformation dient.

Repräsentative Untersuchungsflächen

Haselhoff und Hoffmann (1970) formulieren, dass eine repräsentative Stichprobe ein weitgehend strukturgleiches Abbild der Grundgesamtheit darstellen soll.

Um zu klären, ob ein Ausschnitt aus einer Karte repräsentativ ist, ist der Begriff Strukturgleichheit zu definieren. Strukturgleichheit muss im Rahmen der Verarbeitung räumlicher Daten eine Übereinstimmung der Flächenanteile des Untersuchungsgegenstandes in der gesamten Karte und in dem zu findenden Ausschnitt bedeuten.

Liegen nominal skalierte Datensätze vor, deren Häufigkeitsverteilungen (Flächenanteile) verglichen werden sollen, bietet sich der χ^2 -Anpassungstest an. Er prüft, ob die beobachteten Häufigkeiten (M_i) signifikant von den erwarteten Häufigkeiten (E_i) abweichen.

χ^2 -Anpassungstest:

$$\chi^2 = \sum_{i=1}^n \frac{(M_i - E_i)^2}{E_i}$$

mit: n = Anzahl der Klassen.
 M_i = beobachtete Häufigkeit
 E_i = erwartete Häufigkeit

Setzt man als beobachtete Häufigkeit (M_i) die Flächenanteile in dem zu testenden Ausschnitt und als erwartete Häufigkeit (E_i) die Flächenanteile in der Gesamtkarte kann so die Übereinstimmung des betrachteten Ausschnitts mit der Gesamtkarte quantifiziert werden. Da dieser Vergleich für jeden Pixel einer Karte bei definierter Ausschnittsgröße erfolgt, kann letztendlich eine Repräsentanzoberfläche erstellt werden. Derjenige Ausschnitt, der die größte Übereinstimmung mit der Verteilung in der Gesamtkarte aufweist, wird dabei als repräsentativ angesehen.

Ausschnittsgröße

Die Determinierung der relevanten Größe für einen repräsentativen Ausschnitt muss je nach Fragestellung und Betrachtungsmaßstab erfolgen. Sie ist wie bei (fast) jeder Stichprobennahme von den monetären und personellen Rahmenbedingungen geprägt, da bei größerem Ausschnitt meist auch die Anzahl der dort zu erfassenden Standorte steigt (Behrens 1999). Des Weiteren ist die relevante Ausschnittsgröße abhängig von dem Maßstab der zugrundeliegenden Indikatoren. In jedem Fall sollte die Mindestgröße eines Ausschnitts so groß sein, dass die Anzahl derjenigen Ausschnitte, die nur ein

* Institut für Geographie, Professur für Physische Geographie und Bodenkunde
Löbdergraben 32, 07743 Jena
E-Mail: thomas.scholten@uni-jena.de,
thorsten.behrens@uni-jena.de

** Weilstr. 3, 65183 Wiesbaden
E-Mail: a.voneschwege@web.de

*** Niedwiesenstraße 14, 60431 Frankfurt am Main
E-Mail: OliFFM@web.de

**** Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
Heinrich-Buff-Ring 32, 35392 Giessen
E-Mail: Peter.Felix-H@agrar.uni-giessen.de

Merkmal enthalten („Monokulturen“) minimiert wird. Ab dieser Größe stellt sich eine Normalverteilung in der Häufigkeit einzelner Merkmale über alle Ausschnitte ein (Behrens et al. 2001). Für Landschaftsstrukturuntersuchungen im Hinblick auf die Charakterisierung der Landschaft für ökologische Fragestellungen wurde von Behrens et al. (2001) eine relevante Ausschnittsgröße von $2 * 2$ km bestimmt.

Repräsentative Probenahmestellen

Zur Ausweisung repräsentativer Probenahmestellen dient ebenfalls ein flächendeckender nominal skaliertes Datensatz. Eine Merkmalsfläche eines solchen Datensatzes wird in diesem Verfahren als repräsentativ bezeichnet, wenn die Klassenmittel verschiedener Raumstrukturparameter dem Mittelwert des gesamten Datensatzes am nächsten kommen. Als Hauptparameter dient hierbei die durchschnittliche Einzelflächengröße eines Merkmals in Kombination mit weiteren sogenannten Patch-Indices aus der Landschaftsstrukturanalyse (McGarigal und Marks 1995).

Die Lage der repräsentativen Punkte sollte möglichst im Zentrum der Merkmalsflächen liegen, da in den Randbereichen in anbetracht der Datenqualität und insbesondere bei kleiner werdendem Maßstab, zunehmend mit Ungenauigkeiten in der Abgrenzung der Merkmale gerechnet werden muss (Sbresny, 1996). Dies gilt insbesondere für die Klassifizierung kontinuierlicher Merkmale. Hier ist die Ungenauigkeit in den Randbereichen meist immanent.

Sollen die Ergebnisse auf andere Merkmalsflächen gleicher Ausprägung bzw. Gebiete übertragen werden, ist die Ausprägung jedoch möglichst exakt zu erfassen, um Fehlinterpretationen vorzubeugen. Um die beschriebenen Randeffekte zu minimieren, ist die Beprobung im Zentrum der Merkmalsflächen vorzunehmen.

Eine Gewichtung der verschiedenen Raumstrukturparameter wie die Abweichung von der mittleren Flächengröße und/oder weiteren Indices sollte auf Basis der jeweiligen Fragestellung erfolgen und aus Gründen der Reproduzierbarkeit in den Metadaten dokumentiert werden.

Umsetzung der Verfahren

Die vorgestellten und im GIS umgesetzte Verfahren basieren auf Rasterkarten, wie sie in jedem hybriden GIS erzeugt werden können. Es spielt dabei keine Rolle, wie der Informationsgehalt dargestellt ist. Es kann sich um aufgerasterte Vektordaten wie auch klassifizierte Fernerkundungsdaten handeln.

Zentrales Element der Suche nach repräsentativen Ausschnitten stellt eine spezielle Art der aus der digitalen Bildverarbeitung bekannten moving-window-Technik dar. Dabei wird jeder Pixel einmal als Mittelpunkt des betrachteten Ausschnitts gesetzt, welcher analysiert wird.

Die Umsetzung zur Bestimmung repräsentativer Ausschnitte und repräsentativer Probenahmestellen erfolgte unter Verwendung der C++ Standardbibliothek und dem Einsatz des freien Compilers gcc. Damit wurde sichergestellt, dass die Programme auf allen populären Betriebssystemen kompiliert werden können und so die auch auf schnellen PC oft langwierigen Berechnungen auf Großrechner verlagert werden können. Als Datenformate können momentan GRASS und ESRI Rasterdateien im ASCII Format gelesen werden. Für den Einsatz unter Windows wurde zusätzlich ein Interface für das GIS ArcView 3 geschaffen, das die komfortable Bedienung des Programms ermöglicht.

Literatur

- Behrens, Th (1999): Entwicklung und Anwendung einer GIS-basierten Methode zur Erfassung und Regionalisierung bodenkundlicher Kennwerte als Instrument für die planerische Praxis. Diplomarbeit. JLU-Giessen.
- Behrens, Th., Purtauf, T., Wolters, V., Köhler, W. Und Dauber, J. (2001): Study Site Selection and Gradient Detection in Complex Landscapes using an Automated Patch Detection Tool. In: Belward, A., Binagni, E., Brivio, P. A., Lanzarone, G.A, und Tosi, G. (Hrsg.): Proceedings of the international Workshop on Geo-Spatial Knowledge Processing for Natural Resource Management. University of Insubria, Varese. 217-220.
- Haselhoff, O. W. und Hoffmann, H. J. (1970): Kleines Handbuch der Statistik. Berlin.
- McGarigal, K., und Marks, B. J. (1995): FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-351.
- Sbresny, J. (1995): Fehlerquellen in Raumbezogenen Informationssystemen. Dissertation. Technische Universität Berlin.
- Schmotz, W. (1996): Entwicklung und Optimierung von Verfahren zur flächenhaften Erfassung der Schadstoffgehalte in Böden. In: ECOSYS – Beiträge zur Ökosystemforschung, 17, Kiel.
- Szibalski, M. Behrens, Th. und Felix-Henningsen, P.: Regionalisierung bodenkundlicher Kennwerte in peripheren Regionen am Beispiel des pH-Wertes. Z. f. Kulturtech. u. Landentw., 40 (5/6), 228-233.

DIE BK50 IM NIBIS®: EIN NEUER STANDARD

- Die Standards bei der Erstellung der Boden- karten -

I. Benne, J. Boess, A. Capelle,
E. Gehrt, S. Langner, H. Sponagel

Die Kartierung der BK50 von Niedersachsen hat den Anspruch, über den gesamten Ablauf nachvollziehbar und von Blatt zu Blatt vergleichbar zu sein (vgl. SPONAGEL et al. 2003, in diesem Band). Dies wird durch detailliert festgelegte Regeln und Anweisungen der Kartierung erreicht. Bei der Erstellung der Manuskriptkarte werden die Konzeptunterlagen (vgl. LANGNER et al. 2003, in diesem Band) nacheinander eingearbeitet. Dabei sind wie beschrieben die Einzelinformationen im Abgleich zu bewerten, zu wichten und ggf. zu generalisieren. Konfliktfälle werden gekennzeichnet und durch gezielte Geländearbeit geklärt. Die Vorgehensweise der Kartenerstellung im engeren Sinne stellt sich wie folgt dar:

Geologische Karte: Erste Unterlage zur Erstellung der BK50 ist die im Vorlauf erarbeitete GK50, in die bereits bodenkundliches Wissen aus Bodenschätzung und Forstlicher Standortkartierung zur Abgrenzung der Moore, Löss, Sandlöss, Geschiebelehme und der anthropogen veränderten Flächen eingeflossen ist (vgl. CAPELLE et al. 2003, in diesem Band). Die Grenzen aus der generalisierten geologischen Karte werden nicht neu gezeichnet, sondern direkt in die Blaufolie (Manuskriptkarte) geplotet. Diese Grenzen und Inhalte werden nur in begründeten Fällen verändert. Auch werden die Grenzen nicht neu digitalisiert, sondern direkt für die Bodenkarte übernommen. Mit Hilfe der Bodenschätzung und ggf. anderer Unterlagen können die Flächen weiter differenziert werden. Parallel zur Ablage der generalisierten geologischen Karte wird zugleich der Entwurf der Titeldatenlegende angelegt und in einer Datenbank bzw. in einem Tabellenkalkulationsprogramm bereitgestellt.

Morphologische Verhältnisse: Die Grenzen der Reliefkarte werden in die BK50 übernommen, sofern die abzugrenzenden Areale für den Maßstab hinreichend darstellbar sind. Die Tiefenbereiche der GK50 können zur Ausweisung von Bodeneinheiten in Tälern und Niederungen hilfreich sein. Zusätzlich werden die Flächen verschiedener Hangneigung und die Scheitelbereiche eingearbeitet und damit insbesondere auch Unterschiede in der Ausbildung der Deckschichten und Hangschutte räumlich differenziert. Es erfolgt eine Überprüfung und ggf. eine Änderung der Inhaltsbeschreibung der holozänen Talsedimente aus der GK50 (systematische Zuordnung zu Auenlehm oder Abschwemmmassen). Die Änderungen bzw. Ergänzungen der geologischen Beschrei-

bung werden nur in begründeten Fällen vorgenommen und werden mit der Redaktion der GK50 abgestimmt. Liegen Reliefgrenzen und geologische Grenzen parallel, so werden diese Grenzen der GK50 übernommen.

Auf Grund des verwendeten Rasters (50 m) sind die Relief-einheiten nach den bisherigen Erfahrungen vor der Übernahme zu prüfen. Die Tiefenbereiche der GK50, die in der BK50 nicht durch entsprechende Talsedimente abgebildet sind, werden in die BK50 übernommen, sofern sie folgende Bedingungen erfüllen:

- Die Tiefenbereiche der GK50 stellen Verlängerungen von abgebildeten Tälern in der BK50 dar.
- Die Darstellbarkeit der aus dem Höhenlinienbild resultierenden Täler ist gewährleistet.
- Ein Fließgewässer ist enthalten und sie weisen relativ steile Talflanken auf. Es handelt sich bei der geologischen Originalvorlage um eine Übersichtskartierung oder eine sehr alte Aufnahme.

Alle nicht tief eingeschnittenen Tiefenbereiche, welche nicht durch entsprechende Sedimente in der GK50 abgebildet werden, werden nur dann in die BK50 übernommen, wenn sie bodenkundlich von Bedeutung sind oder sie durch bodenkundlich relevante Inhalte von den Nachbararealen abgegrenzt werden können. Dies kann sich im Grundwasserstand, der Staunässestufe oder ggf. in anderen Parametern niederschlagen. Die Flächenbeschreibungen der GK50 werden in diesen Fällen übernommen.

Weitere Unterlagen: Die Auswertung der Bodenarten der oberen 60 cm wird zur Differenzierung der Deckschichten genutzt. Hinweise auf Schwarzerden, Podsole und hydromorphe Böden führen zu Differenzierungen in der Beschreibung der Böden und Horizonte. Anthropogen stark veränderte Flächen, wie Abgrabungen oder Bergbauhalden etc., werden in die BK50 übernommen. Sie werden als Abtrag oder Auftrag eingestuft und inhaltlich nicht näher beschrieben. Anthropogene Veränderungen, wie Tiefumbrüche, Esche, Wölbäcker u. a., führen zu entsprechenden Varianten des natürlichen Bodens.

Bodenkarten: Bodenkarten in den Maßstäben 1:5.000 bis 1:50.000 werden zur Validierung und zum Abgleich der inhaltlichen Beschreibung genutzt (vgl. SPONAGEL et al. 2003, in diesem Band). Sie haben damit etwa die gleiche Funktion wie die Überprüfung der Angaben durch Geländearbeit. Hierzu zählen die Bodenkarte auf Grundlage der Bodenschätzung, die Bodenkarte 1:25.000, die Bodenübersichtskarte 1:50.000, bodenkundliche Gutachten für Flurbereinigungsverfahren, Wasserschutzgebiete etc. sowie bodenkundliche Fremdkartierungen aus dem Archiv des NLF, Bodenatlas von Niedersachsen und die dazugehörigen Manuskriptkarten.

TK50	NRKART_LOKAL	BODENREGION	BODENGROSS- LANDSCHAFT	BODEN- LANDSCHAFT	GK50_GENE	ANTHRO_KARTE	RELIEFKARTE	ESCH- Schwarzerde	BODENART	MOORMAE	PODSOL	HYDRO50	SONST
2928	22.1	3	8	10	Lg-Mg	-	01	-	-	-	-	-	-
2928	22.26	3	8	10	Lg-Mg	-	23	-	s	-	-	-	-
2928	22.0g	3	8	10	Lg-Mg	-	T	-	-	-	G	-	-
2928	22.0s	3	8	10	Lg-Mg	-	T	-	-	-	S	-	-

Abb. 1: Auszug aus der Tabelle Wirkungsgefüge von Blatt L2928 Bad Bevensen.

Die Informationen über eine Kartiereinheit werden in der Titeldatenlegende als Wirkungsgefüge festgehalten. Ein Wirkungsgefüge bestimmt genau eine Kartiereinheit in der gesamten BK50 und wird über zwölf Datenfelder mit jeweils definierten Inhalten bestimmt. Mit dem Wirkungsgefüge sind die Generallegenden der Vergesellschaftung und der Profile verbunden. Dies wird über Datenbankverbindungen realisiert. In der Titeldatenlegende und in der Manuskriptkarte werden die Kartiereinheiten über eine Zeichenkette eindeutig gekennzeichnet (NRKART_LOKAL).

Die Eigenschaften der Generallegendenprofile werden systematisch auf Grundlage der Profil- und Labordatenbank sowie dem Expertenwissen beschrieben.

Grundeinheit dieser Beschreibung sind genormte Substrat-Horizont-Gruppen, die zu Bodenprofilen zusammengesetzt werden. Anschließend werden die weiteren Konzeptunterlagen in einer festen Reihenfolge eingearbeitet. Dabei wird zunächst die pedoregionale Einordnung geprüft und ggf. geändert. Sind die gleichen geologischen Einheiten zwei Bodengroßlandschaften zuzuordnen, so wird eine neue Kartiereinheit angelegt.

Nach Digitalisierung der Grenzen und Inhalte, der Übernahme der Daten auf den Server und dem Aufbau der entsprechenden Datenbankverbindungen ist im Prinzip die Erstellung der Bodenkarte abgeschlossen und die Bodenkarte abrufbar. Der Prozess wird in den einzelnen Arbeitsschritten redaktionell begleitet. Hierbei werden die jeweiligen Probleme besprochen, Lösungen zugeführt und protokolliert.

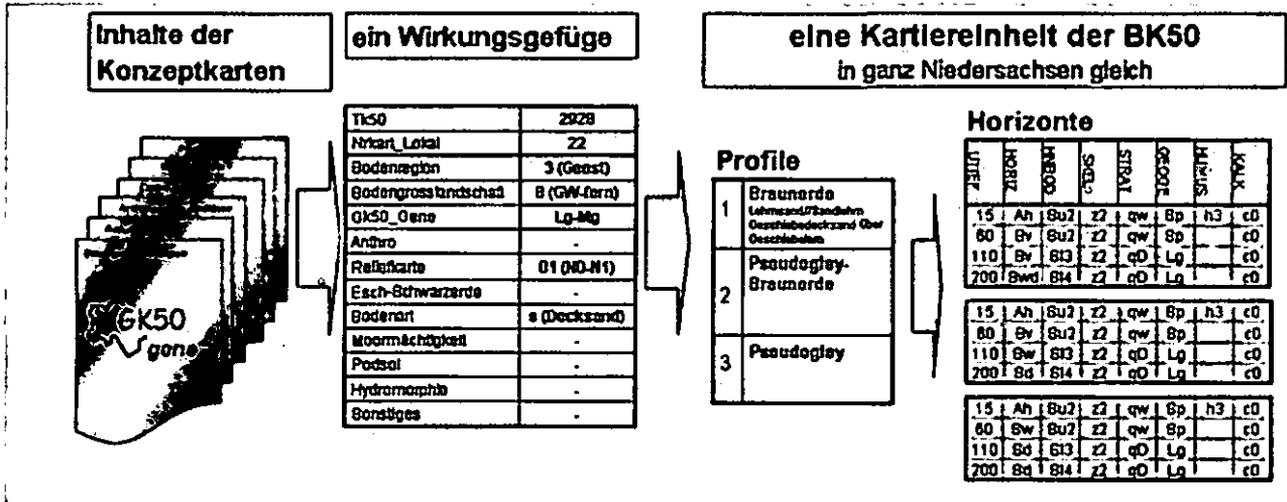


Abb. 2: Von den Konzeptkarten über das Wirkungsgefüge zur Vergesellschaftung der Bodenprofile

Mit neuronalen Netzen entwickelte Konzeptbodenkarte im GIS - Erstellung einer flächendeckenden Planungsgrundlage

Norbert Billen, Karl Stahr ¹⁾
Dieter Lehman, Roman Lenz ²⁾

Einleitung

Im interdisziplinären Forschungsprojekt „Modellvorhaben Kulturlandschaft Hohenlohe“ wurden in SW-Deutschland (s. Abb. 1) gemeinsam mit Akteuren vor Ort Projekte für eine nachhaltige Landnutzung entwickelt und umgesetzt (Kirchner-Heßler et al. 1999, 2003).

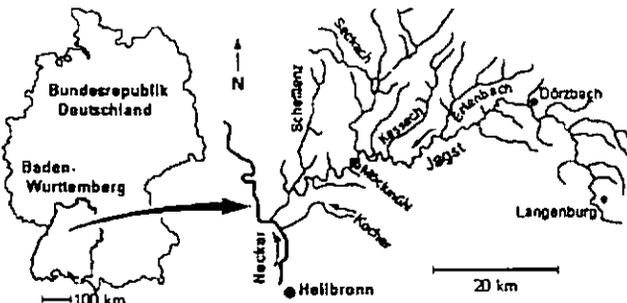


Abb. 1: Lage des Projektgebietes

Die Kenntnis der Böden ist hierbei eine wichtige Voraussetzung. Detaillierte Informationen über sie fehlten im erforderlichen Maßstab allerdings in großen Teilen des Projektgebietes. Deshalb wurde mittels der Kombination Geografischer Informationssystem (GIS) und der Technik neuronaler Netze eine Konzeptbodenkarte erstellt. Das Verfahren erlaubt es, Strukturen und Muster zu erkennen, zu assoziieren und sie rekombinativ in der Kartierung anzuwenden (Scherer 1997).

Material und Methoden

Als Eingangsinformation dienten folgende Daten:

- *Verteilungsmuster und Kennwerte von Böden* aus der flächendeckenden Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200000 und drei repräsentative Bodenkarten mit maßstabgerechten Detailinformationen im Maßstab 1:25000 (GLA 1993 - 1999)

- *Geologie*
- *Landschaftsmorphologie* (Höhenlage, Hanglängen, Hangneigungen, Expositionen, Akkumulationslagen und Oberflächenkrümmungen: Ableitung mit dem GIS-Programm GRASS (Neteler 1998) und digitalem Höhenmodell (LV 1990))
- *Landnutzung* (Acker, Grünland, Wald), klassifiziert aus Landsat -TM Luftbildern

Der räumliche Bezug der Eingangswerte wurde über 25x25 m Rasterzellen hergestellt und die Konzeptbodenkarte in zwei Phasen erstellt (s. Abb. 2):

1. Während der Trainingsphase wurden die Kombinationsregeln im Beziehungsgeflecht zwischen den Eingangsdaten und den Kartiereinheiten der BK25 Blätter „erlernt“.
2. In der Anwendungsphase wurde das Beziehungsgeflecht für alle Rasterzellen der Karte im gesamten Gebiet ermittelt und ihnen dann nach den erlernten Kombinationsregeln eine BK25-Bodenkartiereinheit zugeordnet.

Zwecks Überprüfung der Methode wurden 56 Bohrstock- und Profilaufnahmen in sechs Landschaftstransekten und 37 zufallsverteilte gemacht.

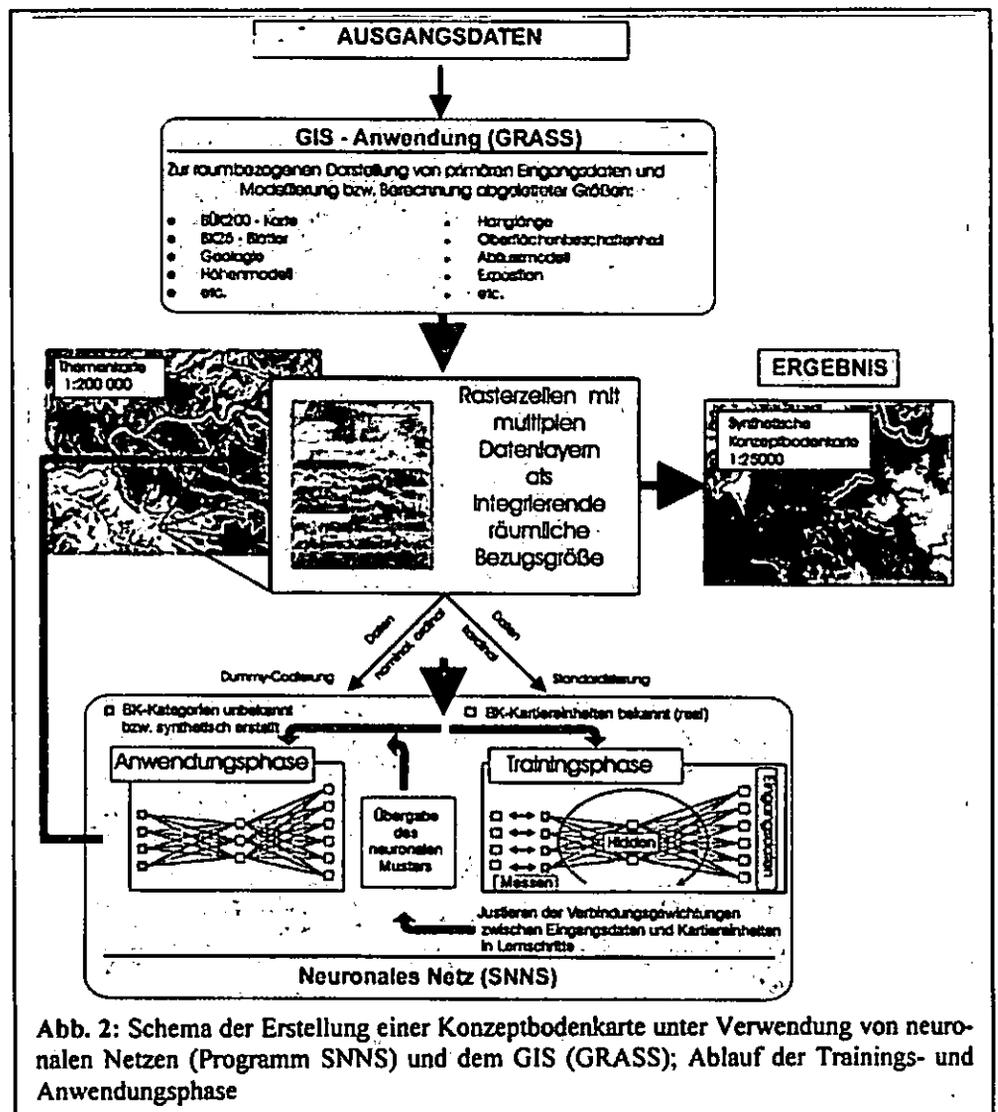


Abb. 2: Schema der Erstellung einer Konzeptbodenkarte unter Verwendung von neuronalen Netzen (Programm SNNS) und dem GIS (GRASS); Ablauf der Trainings- und Anwendungsphase

1) Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, D-70593 Stuttgart
2) Institut für angewandte Forschung, Fachhochschule Nürtingen, D-72603 Nürtingen

Ergebnisse

Die Berechnung ergab 46 unterschiedliche Bodeneinheiten (s. Abb. 3).

Bei 21 % der feldbodenkundlichen Aufnahmepunkte wurde eine Übereinstimmung mit den Leitböden der Bodeneinheiten (>25 % Flächenanteil) der Konzeptkarte festgestellt. Bei 39 % wurde eine Übereinstimmung mit den Begleitböden (<25 % Flächenanteil) festgestellt. Bei 40 % konnte keine Übereinstimmung festgestellt werden.

Diskussion

Durch die Verwendung von neuronalen Netzen und GIS können auch bei primär lückenhafter Datengrundlage relativ rasch großräumige Karten im landschaftsplanerischen Maßstab von 1:25000 abgebildet werden (Lehmann et al. 1999). Im vorliegenden Beispiel erlaubt die Extrapolation der Zusammenhänge auf das Projektgebiet die flächendeckende Darstellung von Bodenpotenzialen und -gefahren wie z.B. der Gefahr von Nitratauswaschung oder Erosion (Billen et al. 1999, Beuttler und Lenz 2003).

Die lediglich befriedigende Übereinstimmung der Konzeptkarte mit den Ergebnissen der feldbodenkundlichen Aufnahmen ist zum großen Teil auf die ungenügende Berücksichtigung kleinräumig auftretender Kolluvien und Auenböden zurückzuführen. Diese waren mit dem zur Verfügung stehenden Höhenmodell und dem gewählten Maßstab nicht abbildbar. Verbesserungen sind mit einem größermaßstäbigen Höhenmodell oder der Integration anderer Methodenansätze (z.B. Murschel und Liebmann 1995) zu erwarten.

Resumé

In Planungsprozessen können bei fehlenden Informationen zu Vorkommen und Verteilung von Böden relativ rasch

Konzeptbodenkarten durch die Kombination Geografischer Informationssysteme (GIS) und der Technik neuronaler Netze erstellt werden. Durch eine großmaßstäbige Datengrundlage und Methodenkombination ist eine hinreichende Genauigkeit der Ergebnisse zu erwarten.

Literatur

Beuttler, A. und R. Lenz (Hrsg.) 2003: Kommunale Umweltbilanz Mulfingen. Reihe nachhaltige Landnutzung, Oekom Verlag München (in Druck)

Billen, N., J. Schneider, F. Waldmann, G. Clemens 1999: Praxisorientierte Bodenbewertung für den vorsorgenden Bodenschutz in der Landschaftsplanung. - Mit. Dt. Bodenk. Ges. 91, 1439-1442

GLA (Geologisches Landesamt Baden-Württemberg) 1993-1999: Bodenkarten von Ba.-W0. 1:25.000, Blatt 6623 Ingelfingen, Blatt 6820 Schwaigern, Blatt 6824 Schwäbisch Hall; Bodenübersichtskarte 1:200.000 Blatt CC 7118 Stgt. Nord, Freiburg i.Br.

Kirchner-Hessler, R., W. Konold, R. Lenz, A. Thomas 1999: Ökologische Konzeptionen von Agrarlandschaften. Modellprojekt Kulturlandschaft Hohenlohe - ein Forschungskonzept. - Naturschutz und Landschaftsplanung 31, 275-282.

Kirchner-Hessler, R., A. Gerber, W. Konold (Hrsg.) 2003: Nachhaltige Landnutzung durch Kooperation von Wissenschaft und Praxis: Das Modellvorhaben Kulturlandschaft Hohenlohe. Reihe nachhaltige Landnutzung, Oekom Verlag München (in Vorbereitung)

Lehmann, D., N. Billen, R. Lenz 1999: Anwendung von Neuronalen Netzen in der Landschaftsökologie - Synthetische Bodenkartierung im GIS. In: Strobl, J., T. Blaschke (Hrsg.): Angewandte Geogr. Informationsverarbeitung XI - Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg 1999, H. Wichmann Verlag, Heidelberg, 330-336

LV (Landesvermessungsamt Baden-Württemberg) 1990: Das digitale Höhenmodell des Landesvermessungsamtes Ba.-W0., 6 S.

Murschel, B., Liebmann, K.-H. 1995: Automatische Relieffanalyse zur Ableitung räumlicher Bodeninformationen aus der Bodenübersichtskarte. - Mittlgn. Dt. Bodenkundl. Ges. 76, 1153-1156

Neteler, M. 1998: Das GRASS-Handbuch - ein problemorientierter Leitfaden. Hannover, 136 S.

Scherer, A. 1997: Neuronale Netze: Grundlagen und Anwendungen. Vieweg, Braunschweig, 249 S.

GRASS: <http://hge02.geog.uni-hannover.de/grass/welcome.html>

SNNS: <http://www.ra.informatik.uni-tuebingen.de/SNNS/>

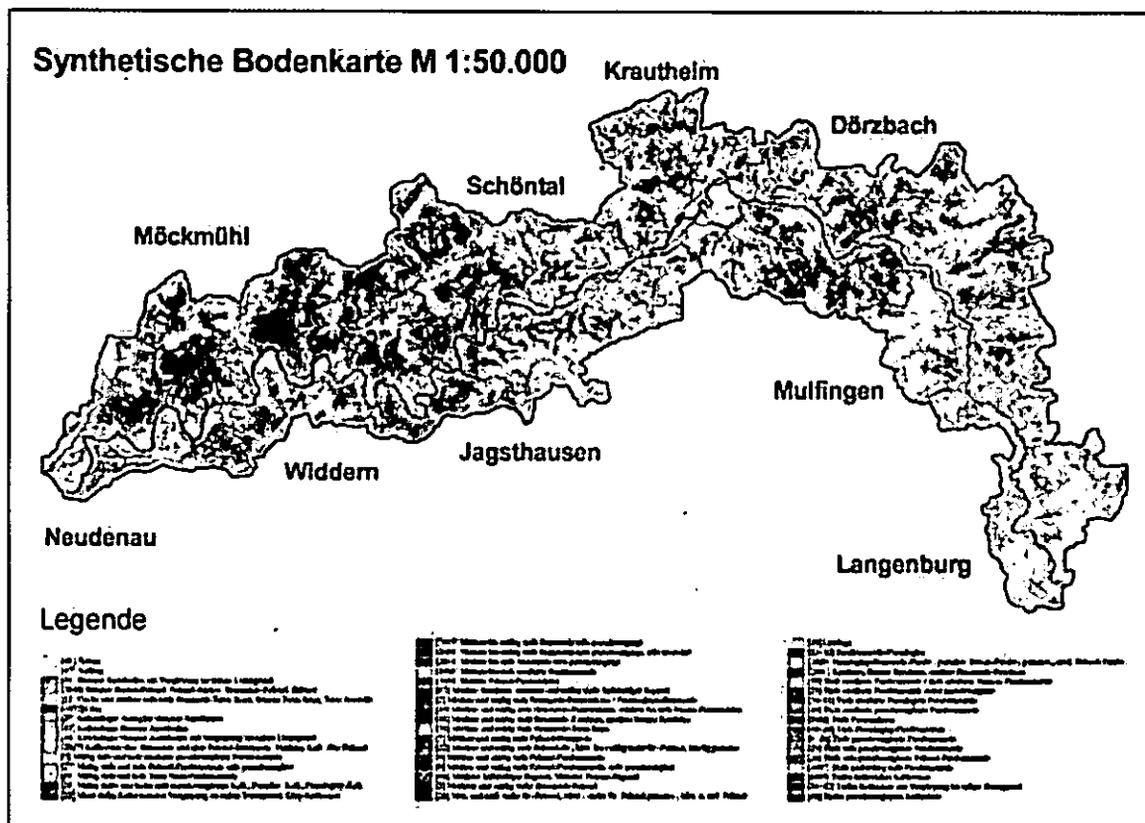


Abb. 3 : Konzeptbodenkarte des Projektgebietes (Zielmaßstab 1:25000)

Quantitative Ansätze zur Bodenregionalisierung – dargestellt am Beispiel von Grundwasserneubildungsrate und Bodenerosion

Michael Bock¹, Rüdiger Köthe¹, Jürgen Böhner²,
Ernst Gehrt³

1. Funktionale Bodenkonzeptkarten und Bodenregionalisierung

In herkömmlichen Bodenkarten oder deren digitalen Pendanten ist die Regionalisierung des genetischen Bodentyps dargestellt. Die Grenzen der einzelnen Flächen der Bodentypen, differenzieren daher nach ihrer Genese klassifizierte Objekte. Für die Anwendung von Bedeutung sind jedoch weniger genetische Aspekte als vielmehr konkrete physikalische oder chemische Eigenschaften des Bodens. Die Grenzen der Bodentypen können jedoch nicht von vornherein für die Abgrenzung einzelner Bodeneigenschaften als gültig angesehen werden. Je nach betrachtetem Bodenparameter und verwendeter Klassifizierung könnten sich ergebende Grenzen in gänzlich verschiedenen Positionen lokalisiert sein.

Diesen Defiziten bei der Anwendung herkömmlicher Bodenkarten versucht die scilands GmbH das Konzept ihrer Funktionalen Bodenkonzeptkarten entgegenzustellen. Grundsätzlich wird damit versucht, die kontinuierliche Verbreitung bodenkundlicher Phänomene abzubilden. Deshalb sind Funktionale Bodenkonzeptkarten rasterbasiert. Durch die Rasterdatenhaltung übertreffen Funktionale Bodenkonzeptkarten in Ihrer räumlichen Auflösung vektorbasierte Bodenkarten bei weitem. Weiter enthalten sie nur den Bodenparameter, der für die jeweilige Fragestellung von Interesse ist. Auf Basis von einfachen Bodenkennwerten wie Korngrößen lassen sich nach Umsetzung bestimmter Verknüpfungsregeln komplexere Bodenkennwerte ableiten. Durch die Rasterdatenhaltung in unklassifizierter Form kommt es dabei nicht zur Addition von Unschärfen, wie es bei Verwendung klassifizierter Vektordatensätze unvermeidlich ist. Dem Relief, als dem Geofaktor, der als wesentliches Merkmal zur Beschreibung der räumlichen Verbreitung pedologischer Ausprägungen herangezogen wird, kommt bei der Erzeugung der Funktionalen Konzeptkarten der scilands GmbH besondere Bedeutung zu.

Erzeugt werden die Datensätze der Funktionalen Bodenkonzeptkarten durch Anwendung von Geostatistischen Methoden in Kombination mit Reliefanalyse. Dabei kommen Varianten des *Universal Kriging* zum Einsatz. Untersucht wird dabei die räumliche Diversität von Bodeneigenschaften. Sie wird mit ausgesuchten Reliefparametern unter Berücksichtigung ihrer räumlichen Trends in Zusammenhang gebracht. Somit kommen keine statistischen oder simple geostatistische Modelle

zur Anwendung, sondern Geostatistik in Kombination mit ausgesuchten Ergebnissen der Reliefanalyse.

Die Ergebnisse dieser Vorgehensweise, die unklassifizierten Rasterdatensätze einzelner Bodenkennwerte, können abschließend flexibel klassifiziert und vektorisiert werden.

2. Arbeitsschritte der Bodenregionalisierung

Reliefanalyse: Das Relief steuert über den Bodenwasserhaushalt sowie über lateralen Materialversatz die Bodendifferenzierung unterschiedlicher Standorte. Ausgewählte, aus dem DGM abgeleitete lokale und komplexe Reliefparameter werden ermittelt, um mit der räumlichen Verbreitung des zu regionalisierenden Bodenparameters in Beziehung gesetzt zu werden.

Bodenregionalisierung: Zunächst müssen klassifizierte Bodendaten metrisiert werden. Sind im zu untersuchenden Gebiet bestimmte Bodeneigenschaften steuernde Größen wie z.B. das Ausgangsgestein als Flächendatensatz vorhanden, so wird eine Zonierung etwa nach der Geologischen Karte durchgeführt. Die in den einzelnen Zonen lokalisierten Profilverteilungen werden mittels Variographie untersucht. Dabei wird für jeden Bodenparameter in zu regionalisierenden Tiefenlagen mit einem Variogramm die jeweilige räumliche Erhaltungsneigung der Variable ermittelt. Ein angepasstes Variogrammmodell wird zur Ermittlung der Gewichte für das eingesetzte Interpolationsverfahren bestimmt. Es handelt sich dabei um Varianten des *Universal Kriging*. Das Verfahren berechnet für jede Rasterzelle des zugrundeliegenden DGM einen Wert für die betreffenden Bodenparameter.

3. Beispiele von Bodenregionalisierungen

Die folgenden Beispiele zeigen für das Testgebiet „Ebergötzen“ exemplarisch Ergebnisse der Bodenregionalisierung. Beim Testgebiet „Ebergötzen“ handelt es sich um einen Ausschnitt aus der Schichtstufenlandschaft des Göttinger Waldes und seines östlichen Vorlandes. Der Westteil des Testgebietes wird von der Stufenfläche des Göttinger Waldes (Unterer Muschelkalk) gebildet. Östlich des steilen Stufenhangs (Oberer Buntsandstein / Unterer Muschelkalk) schließt sich im Mittelteil des Testgebietes die Stufenfläche des Mittleren Buntsandsteins an. Die östliche Hälfte des Testgebietes wird von lössüberlagerten Gesteinen des Unteren Buntsandsteins aufgebaut.

Zur Regionalisierung der Bodenparameter wurden ca. 3000 Profile der Bodenschätzung verwendet, die vom NLFb in modernen, bodenkundlichen Sprachgebrauch übersetzt wurden. Die Bodenartenuntergruppen des Feinbodens wurden in metrische Werte für die Korngrößenfraktionen umgewandelt. Für die Reliefanalyse wurde das DGM5 von Niedersachsen mit 12,5 Meter Rasterweite eingesetzt. Die Zonierung des Untersuchungsgebietes wurde mit der digitalen Geologischen Karte 1 : 25.000 vorgenommen.

¹ scilands GmbH, Goetheallee 11, 37073 Göttingen,
mbock@scilands.de, koethe@scilands.de

² Geographisches Institut, Georg-August-Universität Göttingen, Goldschmidstr. 5, 37077 Göttingen jboehne1@gwdg.de

³ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2,
30655 Hannover, E.Gehrt@nlfb.de

3.1 Regionalisierung einzelner Bodenmerkmale (Bsp. Schluffanteile, Abb. 1)

Für die Regionalisierung der Bodenarten (Prozentanteile der Korngrößenfraktionen Sand, Schluff und Ton) wurde der komplexe Reliefparameter ‚Höhe über Tiefenlinie‘ aus dem DGM5 abgeleitet. Er kann als ein Maß für die lokale Reliefenergie interpretiert werden. Auf Basis dieses Reliefparameters wurden die Profilinformatoren mit *Universal Kriging* in die Fläche übertragen.

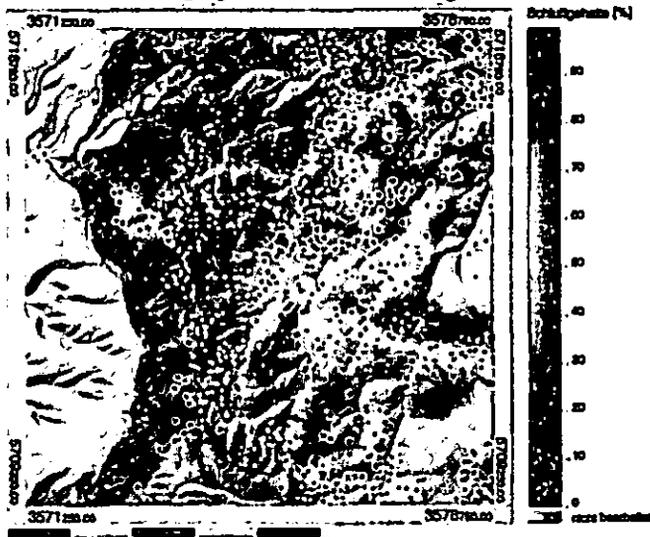


Abb. 1: regionalisierte Schluffanteile (10 cm Tiefe) im Testgebiet Ebergötzen. Die Punkte geben die Lage der Bodenschätzungsprofile wieder. Die Grauwerte der Punkte entsprechen den Schluffgehalten in 10 cm Tiefe (weiß: 0 %, schwarz: 100 %).

3.2 Berechnung komplexer Bodenkenwerte (Bsp. Wpfl)

Für die Ableitung von komplexen Bodenkenwerten wie Pflanzenverfügbares Wasser (Wpfl) wurden die am NLFb für das NIBIS erarbeiteten Verknüpfungsregeln von MÜLLER (1997) verwendet. Weitere Basisgrößen wie Tiefenlage des Grundwassers oder Lagerungsdichte wurden regionalisiert, Verknüpfungsregeln mit multiplen Regressionsanalysen in Funktionen umgewandelt.

3.3 Berechnung von Landschaftshaushaltskenngrößen (Bsp. Grundwasserneubildungsrate, Erosionsgefährdung)

Für die Weiterverarbeitung zu sog. Landschaftshaushaltskennwerten wie Grundwasserneubildungsrate oder Erosionsgefährdung durch Wasser nach ABAG sind über das Landschaftskompartment Boden hinausgehende Daten, wie Klima- und Landnutzungsdaten erforderlich. So werden für die Berechnung der Grundwasserneubildungsrate (nach RENGER & STREBEL (1980), ohne Abb.) noch Daten zu Klimaparametern wie Niederschlag und Verdunstung sowie Daten zur Landnutzung benötigt. Hieraus wiederum lassen sich schnell Aussagen zur Nitratwaschungsgefährdung beispielsweise in Trinkwasserschutzgebieten oder in Einzugsgebieten von Fließgewässern ableiten.

Zur Ermittlung der Erosionsgefährdung durch Wasser nach der ABAG sind über Bodeneigenschaften, Klima- und Landnutzungsdaten hinaus noch Daten zur angebauten Fruchtart (C-Faktor) und über Erosionsschutz-

maßnahmen (P-Faktor) miteinzubeziehen, die hier aber mangels Geländedaten auf einheitliche Werte (C-Faktor = 0.277 Mais, P-Faktor = 1.0 kein Konturpflügen) gesetzt wurden. Die kontinuierliche Regionalisierung von Erosionsparametern wie dem K- (Bodenerodierbarkeitsfaktor) und LS-Faktor (Topographiefaktor) ermöglicht eine räumlich höher aufgelöste teilflächenspezifische Differenzierung der Erosionsdisposition, während herkömmliche Berechnungen nur schlagbezogene Daten liefern (Abb. 2).

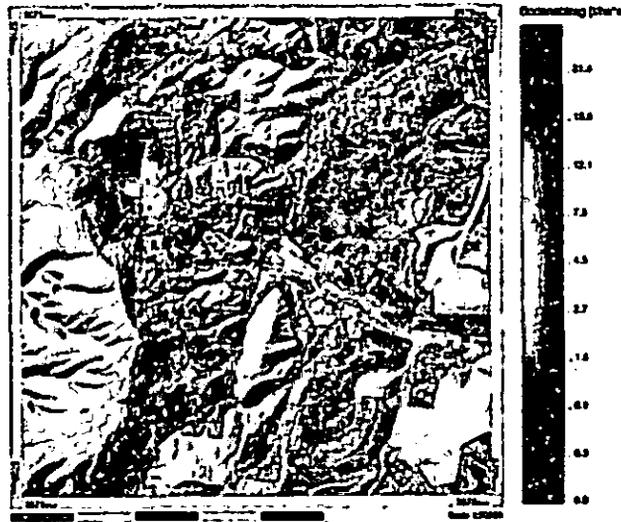


Abbildung 2: Erosionsgefährdung durch Wasser nach ABAG. Die Grenzen der Bodenschätzungsflächen sind als schwarze Linien dargestellt und können optional bei der Berechnung des LS-Faktors berücksichtigt werden.

Fazit: Funktionale Bodenkonzeptkarten der scilands GmbH bieten eine Lösung für steigende Anforderungen der Anwendung an Qualität und räumliche Auflösung von Bodendaten.

Literatur:

- BÖHNER, J. & R. KÖTHE (2003): Bodenregionalisierung und Prozessmodellierung: Instrumente für den Bodenschutz. Petermanns Geographische Mitteilungen 147 (3): S. 72 – 82.
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz – Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Hannover.
- RENGER, M., & O. STREBEL (1980): Jährliche Grundwasserneubildungsrate in Abhängigkeit von Bodennutzung und Bodeneigenschaften. Wasser und Boden, 32 (8): 362 – 366.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W., & M. KAINZ (1990): Bodenabtrag durch Wasser – Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Stuttgart.

Beitrag und Kosteneffizienz verschiedener konventioneller und geophysikalischer Methoden zur Erstellung einer Hofbodenkarte für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung

Jürgen Boess¹⁾ & Georg Lösel²⁾
& Volker Hennings²⁾

In Zusammenarbeit mit dem vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMFT) geförderten Verbundprojekt „pre agro“ (WERNER 2002) führte das NLFb eine exemplarische Feinkartierung eines landwirtschaftlichen Betriebes durch (KUES & HEINEKE 2002). Die hierbei entstandene digitale Hofbodenkarte soll als Grundlage für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung mittels GPS (Global Positioning System) dienen (BOESS & BENNE 2002). Die Landwirtschaft braucht für eine angemessene Bearbeitung Standortinformationen, die zwei Fragen beantworten müssen: 1. Welche (unterschiedlichen) Bodenbedingungen sind innerhalb eines Schlages vorhanden? 2. Wo sind diese zu finden? An eine solche Karte werden hohe Anforderungen hinsichtlich ihrer räumlichen Auflösung sowie die Lagegenauigkeit der Grenzführung gestellt. Für die Kartierung wurden zusätzlich zu den bisher genutzten Unterlagen wie Geologie, Relief und Bodenschätzung neue Informationsquellen (Ernteertragskarten, Luftbilder, Geoelektrik, Georadar und Gamma-Spektrenmessungen) auf ihre Aussagekraft und die Möglichkeit ihres wirtschaftlichen Einsatzes getestet (DOMSCH 2002, SAUER 2002, ZIEKUR & SCHURICHT 2002). Eine ausführliche Darstellung der genutzten Verfahren erfolgte in der Zeitschrift für angewandte Geologie, Heft 3/2002.

Während die geologischen Karten und die Bodenschätzungskarten auf Bohrstockkartierungen basieren, beruhen die Ernteertragskarten und die geophysikalischen Verfahren auf kontinuierlichen Messungen (Georadar) oder Punktmessungen mit hoher räumlicher Auflösung ($\leq 10\text{m}$) (Geoelektrik, Gammaspktrometrie, Ernteertragskarten). Alle aufgeführten Verfahren haben letztlich einen Beitrag zum Endergebnis „Hofbodenkarte“ beigetragen. Für die statistische Bewertung und Kostenrechnung wurden neben den Standardunterlagen aus Bodenschätzung und Geologie jedoch nur die Luftbilder und die elektrische Leitfähigkeit herangezogen. Die anderen Verfahren wie Georadar und Gammaspktrometrie sind bisher auf nur wenigen Flächen getestet worden.

In einem ersten Schritt wurde mit statistischen Methoden der Beitrag der einzelnen Informationsquellen

zum Endergebnis der hochauflösenden Hofbodenkarte ermittelt und bewertet. Dazu wurden die genannten Informationsebenen nacheinander schrittweise überlagert und die jeweils resultierende Konzeptkarte separat bewertet. Jeder neu entstandenen Fläche hat der Kartierer ein Profil zugeordnet, das zu diesem Zeitpunkt als repräsentativ angesehen wurde. Jedes Zwischenprodukt dokumentiert auf diese Weise den jeweiligen Informationsstand. Diese Konzeptkarten stellen dann die Vergleichsgrundlage gegenüber der fertigen Hofbodenkarte dar. Zielgröße war die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (nFKWe). Maßzahlen zur Bemessung des Fehlers waren die Wurzel aus der mittleren quadrierten Differenz (WMQD) sowie der mit $< 20\%$ Abweichung korrekt beurteilte Flächenanteil (FA20).

Statistisch ausgewertet wurden alle Betriebsflächen, für die die Informationsquellen Bodenschätzung, Geologie und Luftbild vorlagen. Gesondert wurden nochmals die Flächen bewertet, für die zusätzlich die elektrische Leitfähigkeit zur Verfügung stand. Dies ergibt folgende Varianten von Konzeptkarten:

- BS = Bodenschätzung
- GEO = Bodenschätzung + Geologie
- LUFT = Bodenschätzung + Luftbild
- BGL = Bodenschätzung + Geologie + Luftbild
- ELEK = Bodenschätzung + elektr. Leitfähigkeit

Die statistischen Auswertungen (Abb. 1) ergaben, dass die Bodenschätzung etwa die Hälfte der Flächen mit einer akzeptablen Abweichung einzuschätzen vermag (FA20 ~ 59 %). Hier traten aber sehr breite Schwankungen auf. Die Hinzunahme von geologischen Informationen erhöhte die Genauigkeit nur geringfügig. Einen wichtigen Einfluss auf die Reduzierung der Fehler hat die Auswertung von Luftbildern (FA20 ~ 81 %). Hier muss aber auf die Problematik der Qualität von Luftbildern hingewiesen werden, die sehr stark von Zufälligkeiten bei der Beflie-

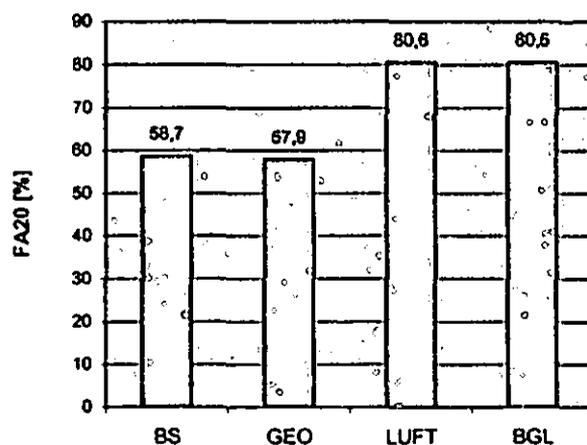


Abb 1: Vergleich von vier unterschiedlichen Konzeptbodenkarten mit der Hofbodenkarte am Beispiel der nFKWe und allen beurteilten niedersächsischen Flächen

¹⁾ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFb); Hannover; j.boess@bgr.de

²⁾ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR); Hannover

gung abhängt. Verwendet man die elektrische Leitfähigkeit alleine, so erzielt man auf Anhieb 80 % Genauigkeit (siehe Abb. 2). Je heterogener die Schläge

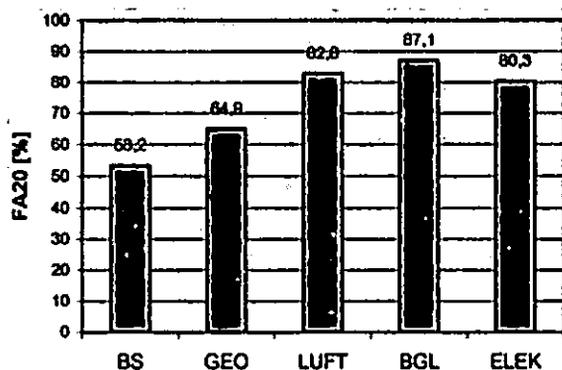


Abb 2: Vergleich von fünf unterschiedlichen Konzeptbodenkarten mit der Hofbodenkarte am Beispiel der nFKWe und allen Flächen mit elektrischer Leitfähigkeitsmessung

sind, desto eher ist der Einsatz neuer geophysikalischer Methoden aufgrund ihrer hohen Auflösung hilfreich.

In einem zweiten Schritt wurde für jede betrachtete Kombination von Informationsquellen der mit der Erstellung der zugehörigen Konzeptkarte verbundene Aufwand monetär bewertet. Die Gesamtsumme setzt sich jeweils aus drei Komponenten zusammen:

1. einem Festpreis für vorhandene Kartengrundlagen,
2. einem Festpreis für geophysikalische Messungen
3. einer variablen Kostenkomponente, die teils auf die Interpretation der erhobenen Daten, teils auf zusätzliche Bohrungen im Gelände zur Validierung der jeweiligen Konzeptkarte entfällt.

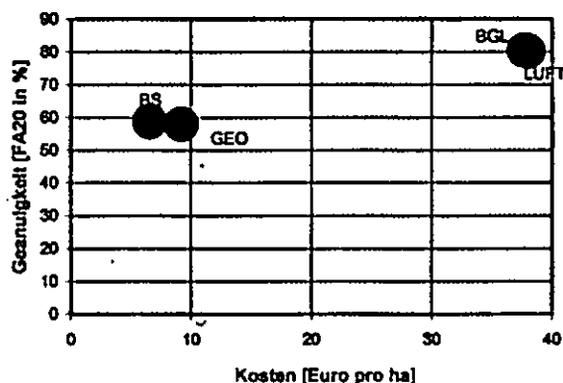


Abb. 3: Relation zwischen Kosten und Genauigkeit für fünf unterschiedliche Konzeptbodenkarten (alle beurteilten niedersächsischen Flächen)

Eine Gesamtbetrachtung im Sinne einer Genauigkeits-/Kostenanalyse zeigt, dass FA20-Werte von ca. 60 % für ca. 6 - 7 €/ha zu erzielen sind (Abb. 3), während eine Steigerung auf FA20-Werte von 80 - 90 % Kosten von 40 - 45 €/ha verursacht. Ein ähnliches Bild ergibt sich, wenn man nur die Schläge mit elektrischen Leitfähigkeitsmessungen bewertet (Abb. 4).

Mit der Hofbodenkartierung konnte gezeigt werden, dass mit dem bisherigen Kartierkonzept durch Hinzufügen weiterer hochauflösender Informationsquellen eine detaillierte Bodenkarte mit relativ geringem Aufwand zu erstellen ist. Hierbei sind insbesondere geophysikalische Verfahren hilfreich. Die höhere Genauigkeit bewirkt einen deutlichen Kostenanstieg.

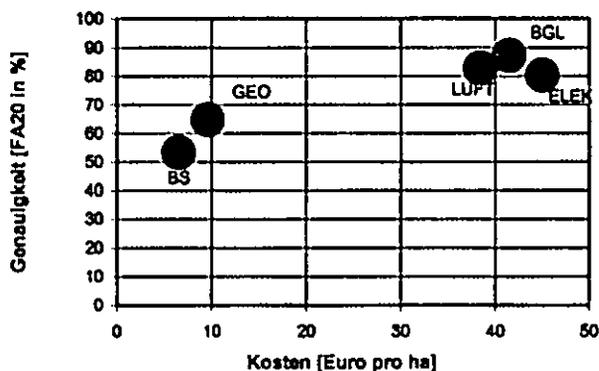


Abb. 4: Relation zwischen Kosten und Genauigkeit für fünf unterschiedliche Konzeptbodenkarten (nur Flächen mit elektrischer Leitfähigkeitsmessung)

Literatur:

BOESS, J. & BENNE, I. (2002): Die Hofbodenkartierung des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung. – Z. angew. Geol., 3/2002:5 – 8; Hannover.

DOMSCH, H. (2002): Kartierung der elektrischen Bodenleitfähigkeit und ihr Beitrag zur teilflächenspezifischen Bewirtschaftung. – Z. angew. Geol., 3/2002: 9 – 11; Hannover.

KUES, J. & HEINEKE, H. J. (2002): Landwirtschaftliche Bodennutzung und Bodenschutz – neue Anforderungen an Bodenkunde und Informationstechnologie. – Z. angew. Geol., 3/2002: 2 – 4; Hannover.

SAUER, J. (2002): Gammasspektrometrische Messungen an der Erdoberfläche – ein Beitrag zur teilflächenspezifischen Bewirtschaftung. – Z. angew. Geol., 3/2002: 16 – 19; Hannover.

WERNER, A. (2002): pre agro – ein integrierter Forschungsbeitrag zur Entwicklung und Anwendung von Precision Agriculture in der Praxis. – In: WERNER, A. & JARFE, A.: Precision Agriculture, Herausforderung an integrative Forschung, Entwicklung und Anwendung in der Praxis – Tagungsband; KTBL-Sonderveröffentlichung, 038.

ZIEKUR, R. & SCHURICHT, R. (2002): Georadar und sein Beitrag zur teilflächenspezifischen Landwirtschaft. – Z. angew. Geol., 3/2002: 12 – 15; Hannover.

Löss als Produkt der Verwitterung und Bodenbildung

A. Bronger, Heikendorf*

Seit v. Richthofen (1877) ist weitgehend akzeptiert, dass der Löss grösstenteils äolischen Ursprungs ist, wobei nicht ausgeschlossen wird, dass er nach seiner Akkumulation fluvial oder durch Hangabspülung ("deluvial") weitertransportiert, gelegentlich in Flachwassergebiete abgelagert wurde; er wird dann als "Infusionslöss" bezeichnet. Vorausgegangen sind dabei bereits Verwitterungsprozesse, wobei offenbar die Frostverwitterung besonders schluffreiche Sedimente entstehen lässt (z.B. Beskov 1930, Dücker 1937, Arnaud and Whiteside 1963, zitiert in Bronger, 1976). Der Wind übernimmt dabei die Rolle der Kornsortierung. Dieser Auffassung setzte schon früh (seit 1916) L.S. Berg seine These vom "Löss als Produkt der Verwitterung und Bodenbildung" entgegen, zusammengefasst in seinem Buch 1964 unter gleichem Titel. Einerseits lehnt Berg den äolischen Ursprung des Löss ab, andererseits erläutert er seinen Begriff der "Lössifikation" (a.a.o., S.20) nicht weiter außer der Bemerkung der Zementierung der Minerale durch CaCO_3 . Jedoch sieht er in zahlreichen russischen wie auch deutschsprachigen Arbeiten (u.a. Anger u. Witschell 1929, Kölbl 1931, Münningsdorfer 1926, zitiert in Berg, 1964) eine Bestätigung seiner These.

Im Gelände findet man alle Übergänge vom sog. typischer Löss über den – oft synsedimentär entstandenen – Initialtschernosem zum noch carbonathaltigen Tschernosem. Ein Beispiel eines synsedimentären Initialtschernosems ist der "F1" in Erdut an der Mündung der Drau in die Donau (Bronger 2003, Fig.2). Der liegende Löss hat ein TL – Alter von 43ka, der oberste Teil des A(h) – Horizontes von 29ka. Einerseits zeigt der Boden eine (nahezu) fehlende Mineralverwitterung im Vergleich zu einem Degradierten Tschernosem (Abb. 1). Andererseits hat dieser synsedimentäre Initialtschernosem

schon ein gut ausgebildetes hohlraumreiches Aggregatgefüge (Abb. 2). Jedoch ist oft bereits im "frischen", carbonatreichen Löss in Teilen ein Aggregatgefüge mikromorphologisch sichtbar als Zeichen einer Bioturbation. – Ein weiteres Beispiel für einen kontinuierlichen Übergang vom Löss zum Initialtschernosem zeigt ein Aufschluss in SW Nebraska, USA ("Wauneta" road cut, Jacobs and Mason 2003): hier sind über einem markanten "Brady"-Boden, dessen Bildungszeit zwischen 13ka und 10ka liegt, fast 6m holozäner "Bignell-Loess" aufgeschlossen. Die Löss-Sedimentation wurde dabei mehrmals unterbrochen durch stärkere Pedogenese, die jeweils zu Bildung eines A(h)- oder Aih-Horizontes führte (Abb. 3).

Im feuchteren Klima, z.B. in der "feuchten Lösslandschaft" Oberösterreichs (Fink 1964) sind die Löss – oft über die Zwischenstufe eines kaltzeitlichen "Nassbodens" (z.B. Bibus 2002, Abb. 42) bereits entkalkt. Diese Lösslehme sind darüber hinaus mehr oder weniger stark pseudovergleyt.

Zusammenfassend laufen nach der Deposition zumeist carbonathaltiger und schluffreicher Sedimente, die bereits durch Vegetation festgehalten werden, verschiedene bodenbildende Prozesse ab, wie Umfällung von Calciten (Bicarbonatmetabolik), Bioturbation mit Aggregatbildung sowie beginnende Humusbildung, andererseits Entkalkung und Pseudovergleyung. Dabei sind die Übergänge von Löss zum oft synsedimentär entstandenen Initialtschernosem kontinuierlich.

Seit gut 20 Jahren wird das Watt nicht mehr als Substrattyp sondern als selbstständiger Bodentyp in die Klasse der semi-subhydrischen Böden in die Systematik der Böden Deutschlands eingeordnet. Analog wird vorgeschlagen, den Löss nicht als Substrattyp sondern als selbstständigen Bodentyp in die Klasse der Terrestrischen Rohböden aufzunehmen.

* Drosselhörn 1, 24226 Heikendorf

Literatur

- Berg, L.S. 1964. Loess as a Product of Weathering and Soil Formation, (207pp.). Jerusalem (Israel Program for Scientific Translations).
- Bibus, E. 2002. Zum Quartär im mittleren Neckarraum. Tübinger Geowiss. Arbeiten, Reihe D,8, 236 S.
- Bronger, A. 1976. Zur quartaeren Klima- und Landschaftsentwicklung des Karpatenbeckens auf palaeopedologischer und bodengeographischer Grundlage. Kieler Geographische Schriften, Bd.45, 1-268. (13 Abb., 24 Farbbilder)
- Bronger, A. 2003. Correlation of loess-paleosol sequences in East and Central Asia with SE Central Europe : towards a continental Quaternary pedomstratigraphy and paleoclimatic history. Quaternary Internat., Vol. 106-107, 11-31.
- Fink, J. 1964. Die Gliederung der Würmeiszeit in Oesterreich. Report of the VI Internat. Congress on Quaternary. Vol. IX: Symposium on Loess, p. 451-462, Warsaw.
- Jacobs, P.M. and Mason J.A. 2003. Paleopedology of Soils in Thick Holocene Loess. Nebraska, USA, (in print).
- Von Richthofen, F. 1877. China. Bd. I, Berlin.

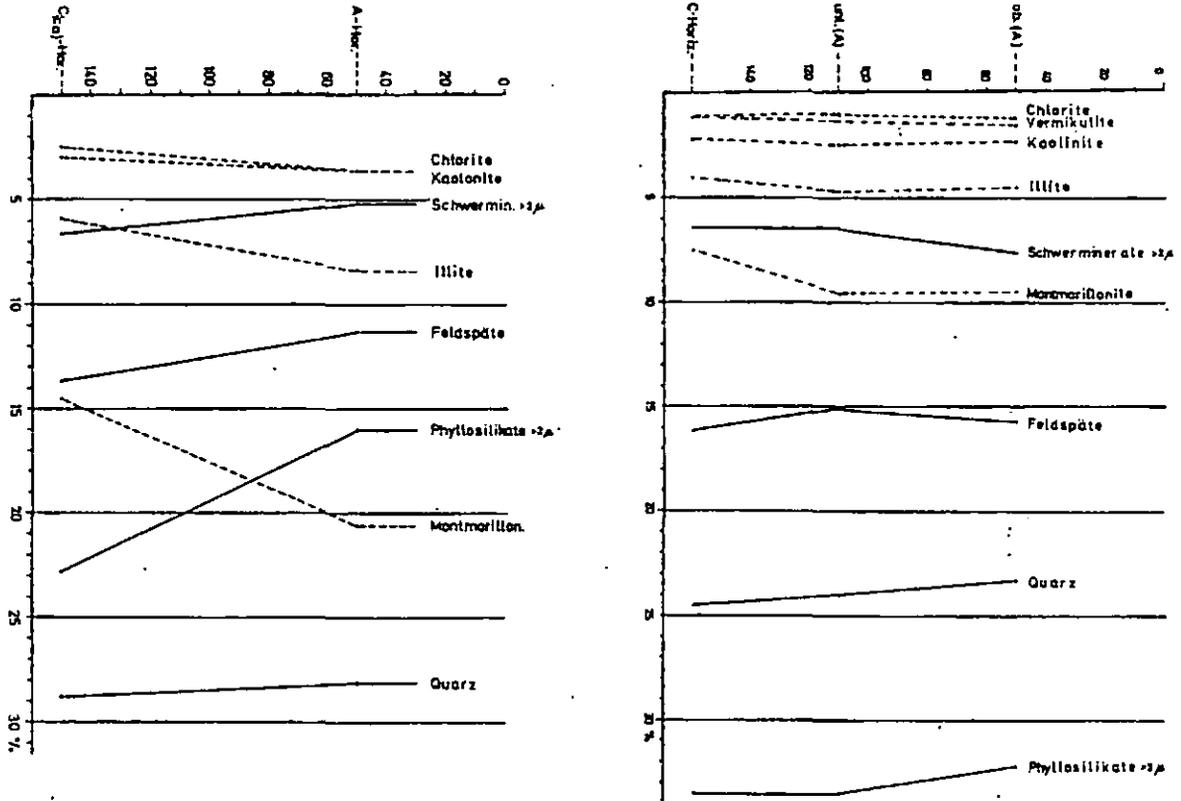


Abb. 1: Mineralzusammensetzung eines synsedimentären Initialtschernoems "F1" und eines Degradierten Tschernoems.

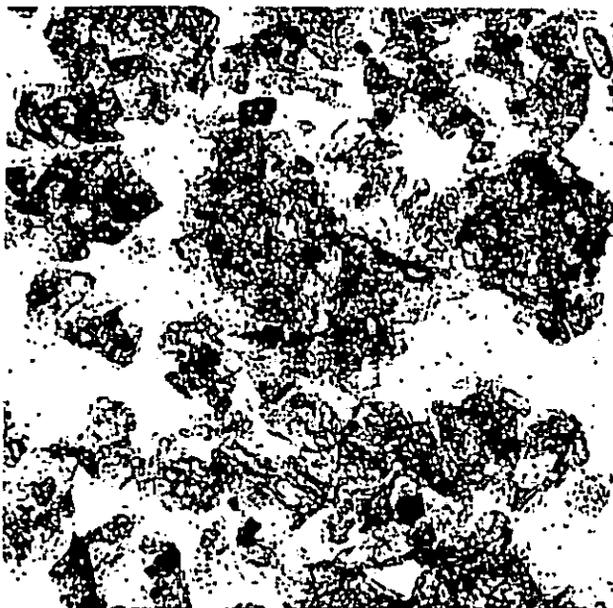


Abb. 2: Hohlräumreiches Aggregatgefüge des Initialtschernoems "F1".

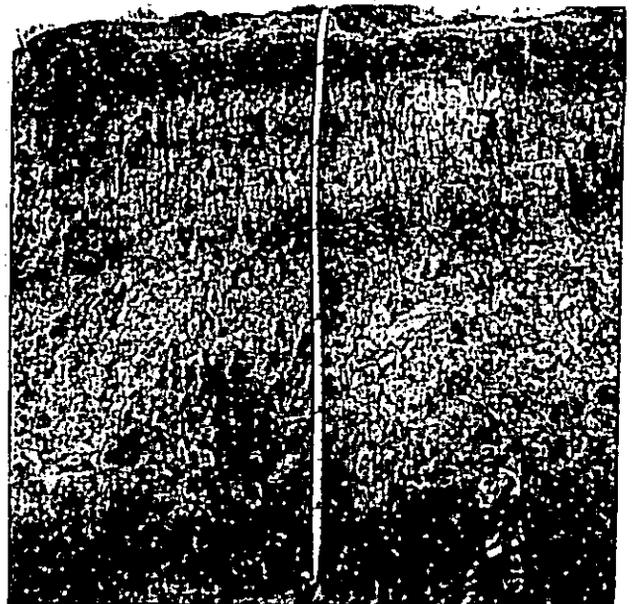


Abb. 3: Wauneta - Aufschluß im SW Nebraskas. Basal "Brady"-Boden, darüber fast 6m holozäner Bignell-Löss.

DIE BK50 IM NIBIS® EIN NEUER STANDARD

- Standardisierte Auswertungen der Bodenschätzung für die GK50 -

A. Capelle, I. Benne, J. Boess, E. Gehrt,
S. Langner u. H. Sponagel

Eine wesentliche Quelle für die Bodenkarte 1:50.000 von Niedersachsen (BK50) ist die z. Z. entstehende Geologische Karte 1 : 50.000 (GK50). Aus diesem Grund wird schon für die Bearbeitung der GK50 die Bodenschätzung ausgewertet.

Zum anderen erlauben die Merkmalsbeschreibungen eine Interpretation z. B. der Geogenese. Im Zuge der Arbeiten zum Schichtabgleich wurden umfangreiche Zuordnungslisten erstellt, die festlegen, welche Bodenarten der Bodenschätzung an bestimmte Lockergesteine gebunden sind. Im Zusammenhang mit der Interpretation der Lockergesteine werden die Datenfeldinhalte der Fein- und Grobbodenart und der Entstehungsarten ausgewertet. Für die anthropogenen Einflüsse werden Informationen aus dem Klassenzeichen, dem Humusgehalt, der Grobbodenart und besonderen Hinweisen (BE-SOND) interpretiert. Die Auswertung soll an Beispielen erläutert werden:

Löss: Die Erstellung der Karte „Löss und lössähnliche Sedimente auf Grundlage der Bodenschätzung“ erfolgt in mehreren Schritten. Zunächst werden die lösstypischen Bodenarten in einem neuen Datenfeld durch eine Abfrage mit Lo (Löss), Los

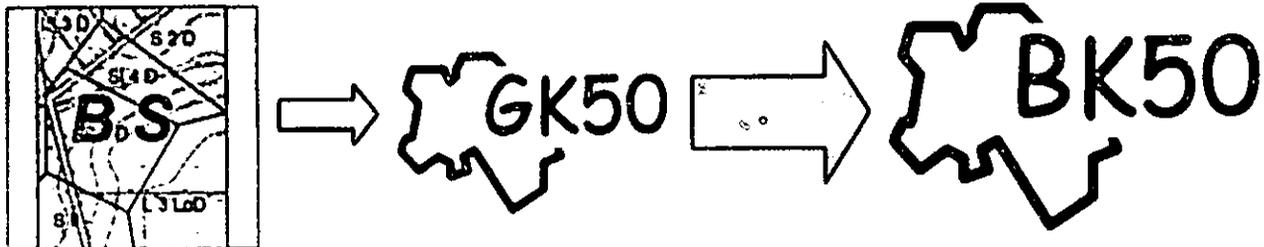


Abb. 1: Zusammenspiel von Bodenkunde und Geologie bei der Erstellung der GK50 und BK50 im NIBIS.

Aus den Klassengrenzen und den Beschrieben der bestimmenden Grablöcher lassen sich die Verbreitung und die Mächtigkeit von folgenden Substraten ableiten:

Verbreitung und Mächtigkeit von Lockergesteinen:

- Torfe
- Löss und Sandlöss
- Geschiebelehm
- Marschensedimente
- Auensedimente

Verbreitung von anthropogen veränderten Flächen:

- Plaggenesche
- Tiefumbruchböden
- Bodenauftrag
- Bodenabtrag

Die Daten der Bodenschätzung enthalten neben bodenkundlichen auch geologische Informationen. Diese sind zum einen direkt angegeben (z. B. Entstehung L_ö = Löss oder Bodenart JuraV = Juraverwitterung). Dabei ist zu berücksichtigen, dass z. B. die Angabe L_ö die Gruppe aller lösshaltigen Sedimente umfasst.

(Lösssand) und Slo = Sandlöss attribuiert. Sind die lössartigen Sedimente grobbodenhaltig bzw. mit Klassenzeichen = V oder D verbunden, werden als Fließerden mit hohem Lössanteil (f(Lo)) bzw. als periglaziale Bildung mit hohem Sandlössanteil (p(Los) oder p(Slo)) umgesetzt. Bei der Entstehungsart alluvial (ENSTHG = A1) wird eine holozäne, fluviatile Genese (f(qh)) angenommen. Bei Grünlandzustandsstufen I und II wird für die lössartigen Sedimente die Genese umgelagerter Löss (Lou) angenommen. Abschließend werden die Schichtfolgen analysiert (z. B. Löss über Sandlöss) und ggf. über Regeltabellen eine Korrektur nach Plausibilität vorgenommen und die Mächtigkeit der lössartigen Sedimente errechnet. Unsichere Angaben werden in der Legende mit „?“ gekennzeichnet.

Geschiebelehm: Geschiebelehm bzw. -mergelareale werden aus der Bodenschätzung mit einem relativ einfachen Algorithmus abgeleitet. Ausgewiesen werden Areale, in deren beschreibendem Grabloch im letzten Horizont eine Bodenart der Bodenschätzung auftritt, die der Referenzliste für Geschiebelehm entspricht. Mit der Entstehungsart „D“ im Klassenzeichen werden diese Areale als Geschiebelehm gekennzeichnet. Ohne Angabe einer Entstehungsart im Klassenzeichen werden die entsprechenden Areale als fragliche Geschiebelehme gekennzeichnet. Die Bewertung kann nur in Kenntnis der regionalen Lage und der Information aus der geologischen Karte vorgenommen werden.

Anthropogene Veränderungen: Die Ableitung von Flächen mit anthropogenen Veränderungen aus der Bodenschätzung beruht im Wesentlichen auf den besonderen Hinweisen zu der Schätzungsfläche. Die Auswertung wurde mittels einer Verteilungstabelle realisiert, die die Inhalte der freien Texte, filtert

und thematisch sortiert in neuen Datenfeldern ablegt. Folgende Gruppen werden für anthropogene Veränderungen ermittelt: Abto (Abtorfung), Abtr (Abtrag), Abzg (Abziegelung), Auftr (Auftrag), Tk (Tiefkultur), überkleit (Überkleiung), uebsand (Übersandung), Umb (Umbruch). Weitere Hinweise finden sich bei der bodenartigen Beschreibung der Horizonte (z. B. Asche, aufgespült, Auftr, Bauschutt, Braunkohle, Brenntorf, Halde, Holz, Klärschlamm, Kohlenabraum, Kohlenasche, Müll, Öl, Scheideschlamm, Schieferhalde, Schlacke, Schlamm, Schutt, Spülsand, Straßenaushub, Straßenschutt, Ziegellehm, Ziegelschutt, Ziegelsplitt, Ziegelton). Die Forstliche Standortkartierung liefert insbesondere Hinweise zum Auftrag. Eine weitere wesentliche Quelle sind die Objektbeschreibungen des ATKIS.

Aus diesem Grund wurde eine entsprechende regionale Eingrenzung in drei Stufen festgelegt (Gebiete mit verbreiteter Plaggenwirtschaft, Gebiete mit eingeschränkter Plaggenwirtschaft und Gebiete ohne Plaggenwirtschaft). In den Gebieten mit eingeschränkter Plaggenwirtschaft werden bei der Zustandsstufe 3 Areale ausgewiesen, bei denen der Plaggenauftrag nicht gesichert ist. Dieser ist dann ggf. nachzuweisen. Möglich sind auch humose Decken aus einer Wölbackerwirtschaft oder aus anderen Kulturen. In jedem Fall sind die aus der Bodenschätzung ermittelten Areale mit der Geologischen Karte und dem Relief abzugleichen (z. B. durch Ausschluss von humosen Böden in Akkumulationsgebieten). In der Standortkartierung wird ein Auftrag aus Plaggenmaterial direkt angegeben und kann ohne weitere Überprüfung übernommen werden, wenn die Areale darstellbar sind.

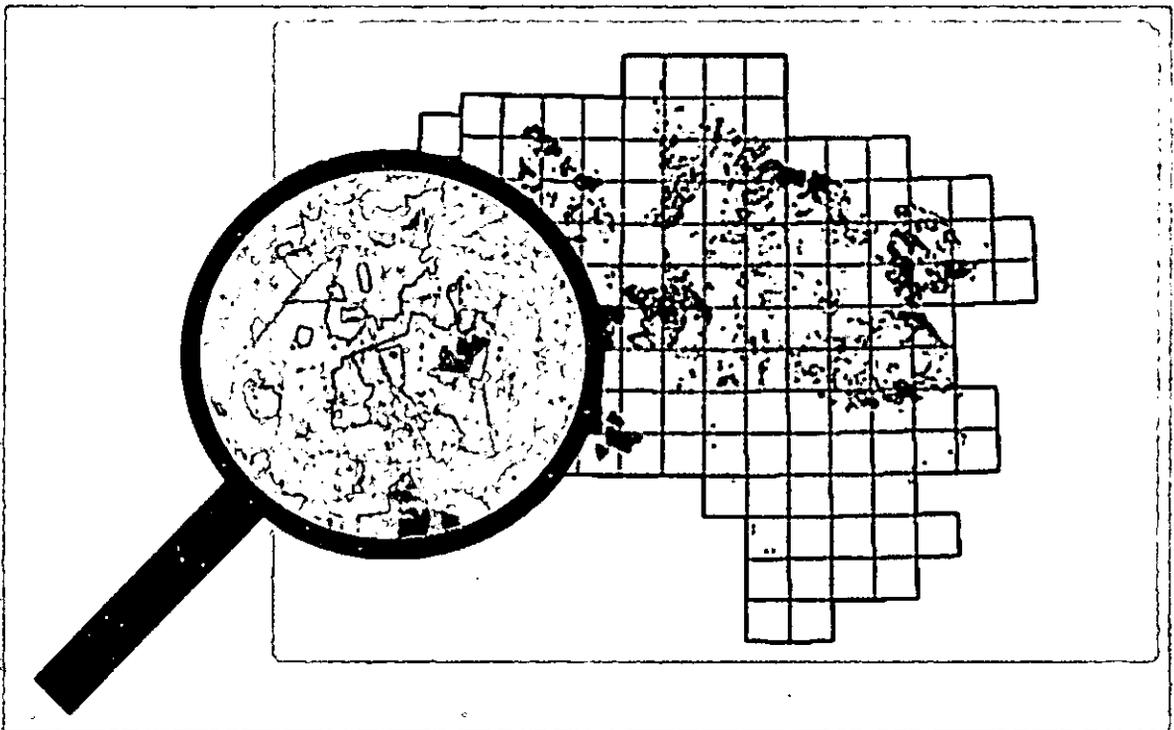


Abb. 1: Beispiel Plaggenschverbreitung in Niedersachsen auf Grundlage der Bodenschätzung. Die dunklen Areale sind sichere Esche. Die hellen Flächen können im Westen als sichere Esche angesehen werden; im Osten handelt es sich seltener um Esche. Hier liegt häufig eine Krümmenvertiefung in Folge einer Wölbackerwirtschaft vor.

Plaggensche: Um Areale mit Plaggenauftrag sicher zu erkennen, sind mehrere Informationsebenen notwendig. In der Bodenschätzung bilden sich Areale mit Plaggenauftrag durch die gut bewerteten Böden (Zustandsstufe ≤ 3) und Humusgehalte $> h1$ und tiefer als 35 cm ab. Diese Auswahl greift allerdings nur in Gebieten, in denen die Plaggenwirtschaft nachweisbar ist.

Da die wichtigsten Daten annähernd vollständig im NIBIS[®] vorhanden sind, können die Auswertungen auch immer landesweit vorgenommen werden. Damit ist sichergestellt, dass die Resultate der Auswertungen nicht nur regionalen Charakter haben.

Das Regelwerk zur Erstellung der Konzeptkarten (vgl. Definition Konzeptkarten bei LANGNER et al. 2003 in diesem Band) ist im MeMaS[®] fest eingebunden, reproduzierbar und letztlich als Auswertungsthema ein eigenständiges Produkt mit hoher räumlicher Auflösung.

Bodenentwicklung und Klimaindikation am Beispiel eines der weltgrößten Flussterrassensysteme (Zentralbhotan)

Thomas Caspari¹, Rupert Bäumler¹ und Tshering Dorji²

Einleitung

Im Jahr 2000 wurde im zentralbhotanischen Regierungsbezirk Bumthang am Oberlauf des Chamkhar Chhu-Flusses ein 270 m mächtiges, durchgängig erhaltenes Terrassensystem mit 28 eindeutig identifizierbaren Niveaus (T1-T28) entdeckt. Die anschließend dort durchgeführten Untersuchungen sind die ersten im östlichen Bereich der Südabdachung des Himalaja und stellen einen wichtigen Beitrag zur Klärung der lokalen quartären Landschaftsgeschichte dar.

Feldarbeiten

Die Basis der Terrassenkörper ist einheitlich und besteht aus stark gerundeten fluvialen Leucogranit-Schottern (Abb. 1).



Abb. 1: Schotter der 40 m-Terrasse (T7)

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, D-85350 Freising-Weißenstephan
email: caspari@wzw.tum.de
<http://www.wzw.tum.de/~caspari/start.htm>

² National Soil Services Centre, Simtokha, Ministry of Agriculture, PO Box 119, Thimphu, Bhutan

Das Terrassensystem kann morphologisch in zwei Subsysteme gegliedert werden:

- einen Niederterrassenbereich (T1-T7), der auf Höhe des rezenten Flussniveaus (2655 m ü NN) beginnt und mit der 40 m-Hauptterrasse des Systems endet; diese ackerbaulich genutzten Terrassen besitzen ebene Oberflächen, ausgeprägte Terrassenkanten und nicht verfestigte Schotterkörper;
- ein Hochterrassensystem (T8-T28), das sich von 57 m bis 266 m über den Fluss erstreckt und durch geneigte Flächen, erodierte Kanten, verfestigte Schotterkörper sowie ebenfalls sehr gut gerundete, aber vollständig durchgewitterte Schotter auszeichnet; Weide- und Waldnutzung herrschen hier vor.

Die Feldarbeiten zeigten, dass alle Böden der Hochterrassen Lößauflagerungen aufweisen und teils mehrfach periglazial überprägt wurden (teils Eiskeilbildung). Der daraus resultierende polygenetische Aufbau mit Paläoböden existiert in den Böden der Niederterrassen nicht. Insgesamt 19 Profile wurden in einer Toposequenz angelegt, beschrieben und beprobt.

Laborergebnisse

Während die Basisparameter (Lagerungsdichte, pH, C/N, KAK_{eff}) im Profildurchschnitt innerhalb des Systems nur leicht variieren, zeigen sich für einige Parameter deutliche Trends mit zunehmender Höhe über dem rezenten Flussniveau:

- der Feinmaterialanteil (prozentualer Anteil der T- und U-Fraktion) nimmt zu;
- die mit dem BET-Verfahren ermittelte spezifische Oberfläche steigt an;
- der Anteil gut kristallisierter Fe-Oxide in Bezug auf den Gesamteisengehalt (Fe_{d-0}/Fe_t) steigt ebenfalls (Abb. 2).

Die Röntgenbeugungsanalyse (XRD) der Tonfraktion zeigt darüber hinaus, dass mit zunehmender relativer Höhe über dem rezenten Flussniveau eine Entwicklung von Glimmermineralen bzw. Illit hin zu Wechsellagerungsmineralen des Glimmerpedogenen Chlorit- und des Chlorit-Vermikulit-Typs erfolgt ist.

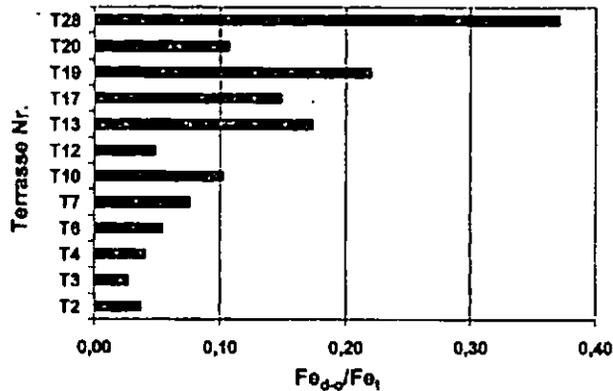


Abb. 2: Fe_d/Fe_t -Ergebnisse innerhalb des Terrassensystems

Klimaindikation

In Bezug auf eine relative Datierung der Terrassenkörper innerhalb des Systems indizieren die Ergebnisse ein zunehmendes Ausmaß der Verwitterung der Terrassen mit zunehmender Höhe über dem rezenten Flussniveau bzw. zunehmendes Alter der Böden auf den Terrassen und damit der Terrassen selbst.

Diese Ergebnisse werden durch ^{14}C AMS-Messungen gestützt. Der Terrassenkörper der Hauptterrasse (40 m, T7), konnte auf 27340 ± 180 BP datiert werden (Gurung, 2001) und entspricht vermutlich den beim Rückgang der jungpleistozänen Vergletscherung abgelagerten Sedimenten. Das Maximum der letzten Vereisung scheint damit wesentlich früher zu datieren als bisher angenommen. Hinweise darauf finden sich auch aus anderen Teilen Hochasiens (Agrawal et al., 1989; Bäumlner, 2003).

^{14}C -Datierungen fossiler A-Horizonte ergeben zusätzlich Alter von 10175 ± 60 , 8710 ± 55 , 4055 ± 30 und 1715 ± 25 Jahren vor heute. Sie belegen, dass die Bodenbildung im Holozän ebenfalls mehrfach unterbrochen wurde und kennzeichnen Übergänge von warm-feuchtem (Monsun-)Klima zu kälteren und trockeneren Bedingungen.

Aussicht

Die Erarbeitung einer exakten Chronologie der Ereignisse sowie ein klares Verständnis der Elementmuster innerhalb einer *chronocatena* (Sommer & Schlichting, 1997) setzt allerdings die genaue Kenntnis des Schichtaufbaus der Böden voraus. Daher

wurden mit Hilfe der Neutronenaktivierungsanalyse (NAA) „geochemische Fingerabdrücke“ der beprobten Profile sowie des Ausgangsmaterials erfasst.

Erste statistische Auswertungen zeigen, dass sich auf diese Weise der für Hochgebirgsböden typische polygenetische Aufbau herausarbeiten und die weitere Interpretation der Gelände- und Laborbefunde erheblich verbessern lässt.

Dank...

den involvierten Mitarbeitern der TUM-Bodenkunde, insbesondere Ulrike Maul und Markus Kreuz, Chenchu Norbu und seinen Kollegen vom Bhutan Soil Survey Project, und Ian Bailley (Bedford, UK).

Die Arbeiten werden durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG) finanziell gefördert.

Literatur

- AGRAWAL, D.P., DODIA, R., KOTLIA, B.S., RAZDAN, H. & SAHNI, A. (1989): The Plio-Pleistocene geologic and climatic record of the Kashmir Valley, India: A review and new data. – *Palaeo-3* 73: 267-286.
- BÄUMLER, R. (2003): Pedogenic studies in eastern Nepal – new aspects about the last glaciation. – *Quat. Sci. Rev.* (submitted).
- GURUNG, D.R. (2001): Quaternary system in the Chamkhar and Tang Valley floor, Bumthang. – *Bhutan Geology Newsletter* No. 4: 1-6, Department of Geology and Mines, Royal Government of Bhutan, Thimphu, June 2001.
- SOMMER, M. & SCHLICHTING, E. (1997): Archetypes of catenas in respect to matter – a concept for structuring and grouping catenas. – *Geoderma* 76: 1-33.

Bodenfunktionen von Mudden: Flächenverbreitung, Zustand der Flächen und Bewertungsparameter

Jana Chmielewski¹, Jutta Zeitz¹

Überblick

Mudde ist sowohl Ausgangsmaterial für subhydrische als auch für terrestrische oder semiterrestrische Bodenbildungen. Terrestrische bzw. semiterrestrische Böden aus Mudde entstehen durch die Entwässerung von subhydrischen, also unter Wasserbedeckung am Grunde von Seen, akkumulierten Sedimenten oder infolge der Mineralisierung von flachen Torfen über Mudden. Es werden Substrate und Böden vorgestellt, die erheblich anthropogen beeinflusst sind. Alle im Rahmen der vorliegenden Arbeit untersuchten Flächen sind künstlich drainiert, das Vorkommen von oberflächennahen Mudden ohne Zutun des Menschen ist wahrscheinlich sehr selten. Es handelt sich meist um junge Böden, da die Seeablassungen überwiegend ins 17. Jh. zu datieren sind. Es entstehen Böden, über deren diagnostische Merkmale und Eigenschaften bisher nur wenig bekannt ist. Die Untersuchungen zielen daher einerseits auf die Erforschung der nach der Entwässerung ablaufenden Prozesse. Andererseits soll der Kenntnisstand über die Bodeneigenschaften verbessert und grundlegende Daten für Naturschutz und Nutzung gewonnen werden. In Abhängigkeit vom geologischen und lithologischen Aufbau des Einzugsgebietes entstehen unterschiedliche Muddearten, wie

Kalkmudde, Silikatmudde oder Detritusmudde.

Untersuchungsgebiete

Es wurden Flächen in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern (MV), Brandenburg (B), Sachsen-Anhalt (S), Thüringen (T) und Niedersachsen (N) und Flächen in Polen (P), nahe Poznan untersucht (siehe Tabelle 1). Die Flächen sind gegenwärtig Grünland, Naturschutzgebiet, Acker, Brache bzw. Rohstofflieferanten.

Die physikalischen Eigenschaften als Kriterium für die Bewertung der Filterfunktion

Muddeböden unterliegen einer Pedogenese, die sowohl die chemischen als auch die physikalischen Parameter betrifft. Die physikalischen Eigenschaften ändern sich schneller als die chemischen, so dass sich die ersteren als Grundlage für die Ableitung von Chronosequenzen und als Klassifizierungsmerkmale für Substrat-Horizontgruppen anbieten. Ausserdem sind die physikalischen Eigenschaften ein Kriterium für die Bewertung der Filterfunktion. Charakteristisch für alle untersuchten Mudden waren:

- a) geringe Trockenrohdichten und
- b) große Porenvolumina bei
- c) geringer Luftkapazität.

Die Untersuchungen zur Verteilung der Porengrößen ergaben Gesamtporenvolumina zwischen 70 und 90 Vol.-% wobei die Mittel- und Feinporen mehr als 90 %, sowie allein die Feinporen mehr als 50 % vom Gesamtporenvolumen ausmachen

Die *Luftkapazität* beträgt zwischen 3 und 9 Vol.-%. Sie ist als sehr gering bis gering zu bewerten

¹ Humboldt Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin, jc@gondwana.de

und entspricht damit, verglichen mit den Mineralböden, reinem Ton bzw. reinem Schluff mit einer hohen Trockenrohdichte (vergl. KA4 S. 298 und S. 127).

Die *Feldkapazität* ist mit 65 bis 70 Vol.-% sehr hoch, höher als alle für Mineralböden angegebenen Werte und entspricht der Feldkapazität von nHa- bzw. nHt-Horizonten.

Die *nutzbare Feldkapazität* ist mit 25 und 35 % verglichen mit den Mineralböden ebenfalls hoch, entspricht hier den schluffreichen Böden, verglichen mit den Torfen, fällt sie hier in die Klasse der pedogen veränderten Torfe.

Auswirkungen der Pedogenese auf bodenphysikalische Eigenschaften

Eine Folge des hohen Wassergehaltes im natürlichen Zustand ist eine erhebliche Schrumpfung bei Entwässerung, die zu einem flächenhaft ausgeprägten Rissssystem führt. Sie scheinen schnell mit Material des Oberbodens verfüllt worden zu sein, so dass sich die Klüfte auch bei Wassersättigung nicht mehr schließen konnten. Innerhalb der Klüfte fließt das Wasser sehr schnell, während in den Aggregaten nahezu keine Wasserbewegung stattfindet, so dass die Horizonte eine ausgesprochen hohe gesättigte Wasserleitfähigkeit haben, die bis zu mehrere Meter pro Tag erreicht.

Die Pedogenese führt zu Veränderungen der Porenverhältnisse (siehe Abbildung 1). Verglichen werden hier Mudden, die ständig wassergesättigt sind und solche, die sich im Schwankungsbereich des Grundwassers befinden. Dabei sind jeweils ein pedogenetisch unverändertes Substrat (1 und 3) einem pedogenetisch veränderten (2 und 4)

gegenübergestellt. Das Festsubstanzvolumen nimmt durch die Pedogenese zu, ebenfalls der Anteil der Feinporen. Dagegen nimmt der Anteil an Mittelporen bei beiden Muddearten ab.

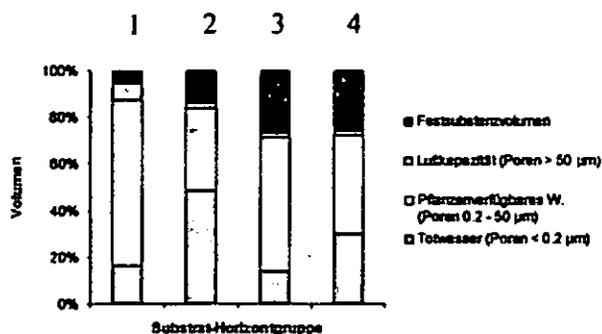


Abbildung 1: Hydrologische Bodenkennwerte von Detritusmudden (1 und 2) und Kalkmudden (3 und 4).

Fazit

Aus den bisherigen Untersuchungen hat sich das Verhältnis aus Mittel- und Feinporen als Kriterium für die Bewertung der pedogenetischen Veränderung als geeignet erwiesen. Ein Quotient < 2 bei den Detritusmudden und < 3 bei den Kalkmudden tritt auf, wenn das Substrat im Schwankungsbereich des Grundwassers liegt und somit häufigen Schrumpfungs- und Quellungsprozessen ausgesetzt ist.

Diese Ergebnisse sind vorläufig und müssen noch besser statistisch abgesichert werden.

Literatur

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover, Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.

Die klimatische Gliederung Sachsen-Anhalts - eine neue Informationsebene im Boden-Landschafts-Modell

J. Döring; Th. Chudy¹ und W. Kainz²

Einleitung

Für Sachsen-Anhalt wurden auf der Basis digital vorliegender 1 x 1 km Netzdaten des Deutschen Wetterdienstes verschiedene Klima-Parameter klassifiziert und berechnet. Folgende Themen wurden als Karten dargestellt:

- Lufttemperatur: Jahresmittel, Winter- und Sommerhalbjahr, Vegetationsperiode, Differenz zwischen wärmstem und kältestem Monat
- Sonnenscheindauer: Jahresmittel, Winter- und Sommerhalbjahr, Vegetationsperiode
- Jahresniederschlag: Jahresmittel, Winter- und Sommerhalbjahr, Vegetationsperiode, Verhältnis Winter- zu Sommerhalbjahr
- Potentielle Evapotranspiration nach TURC/IVANOV
- Klimatische Wasserbilanz: Jahresmittel, Winter- und Sommerhalbjahr, Vegetationsperiode
- Grasreferenzverdunstung: Jahresmittel, Vegetationsperiode

Die Klassen wurden so gewählt, dass eine deutliche Abbildung der Landschaftseigenheiten sichtbar wurde. Die Klimakarten insgesamt bilden eine eigenständige Informationsebene des Boden-Landschafts-Modells für Sachsen-Anhalt in den Maßstäben 1:750.000 bis 1:200.000. Die Daten dienen nicht nur der allgemeinen Charakteristik des Landes sondern werden für angewandte bodenkundliche Zwecke genutzt. Es bleibt zu wünschen, dass diese umfangreichen Daten auch von anderen Fachbereichen und Institutionen als einheitliche Datenbasis genutzt werden.

Methoden und Datengrundlagen

Die Datenaufbereitung und Kartenerstellung erfolgte mit dem Programm ARC VIEW. Zur besseren Orientierung wurden über die Karten die Landesgrenze und wesentliche Flüsse gelegt. Alle verwendeten Daten liegen als Monats- und Jahresmittelwerte für den Zeitraum 1961 bis 1990 vor. Basis sind die 30-jährigen Messwerte zahlreicher Stationen des Deutschen Wetterdienstes im betrachteten Gebiet.

Erläuterung der Karten

Die unten beschriebenen Karten stellen eine Auswahl dessen dar, was mit dem verfügbaren Datenmaterial realisierbar ist und dienen dazu, einen Überblick über die Nutzungsmöglichkeiten des Materials zu geben

Jahresmittel der Lufttemperatur

Die Jahresmitteltemperatur liegt im größten Teil Sachsen-Anhalts zwischen 8,5 und 9,4 °C. Etwas unter 9 °C liegen die Lufttemperaturen überwiegend in der Nordhälfte und im Vorland des Harzes. Im weiteren Umfeld der Flüsse im Tiefland südlich der Landeshauptstadt erreichen die Jahresmitteltemperaturen 9 °C und mehr. Diese Gebiete gehören damit, abgesehen von den Regionen entlang des Rheins, die noch ca. 1 K höhere Temperaturen aufweisen, zu den wärmsten Deutschlands. Im Stadtgebiet von Halle werden eng begrenzt auch Jahresmittel von 9,5 °C erreicht.

Die hohen Werte bei Merseburg und Bitterfeld sind auf die starke Abwärmeproduktion der dortigen Industrie in den Jahren vor 1990 und der entsprechenden Beeinflussung der Messstationen (Leuna und Bitterfeld) zurückzuführen. Jahresmitteltemperaturen von 9,5 °C und mehr sind für diese Gebiete ohne unmittelbare Industriebeeinflussung nicht realistisch. Da Temperaturmessungen nicht in der räumlichen Dichte wie Niederschlagsbeobachtungen vorliegen, strahlen solche Fehler bei der Interpolation relativ weit in das Umland aus, wie auf der Karte ersichtlich ist. Es kommt also eher den tatsächlichen Verhältnissen nahe, wenn für die angesprochenen Gebiete die gleichen Temperaturverhältnisse wie in der näheren Umgebung angenommen werden. Das trifft auch auf die folgenden Karten, die Lufttemperaturangaben beinhalten, zu.

Jahresmittel etwas unter 8,5 °C werden in größerer Ausdehnung im Norden Sachsen-Anhalts (Dulseberger und Klütze-Zichtauer Endmoränen; Colbitz-Letzlinger Heide; Elbaue bei Wittenberge), im Burgenland oberhalb etwa 200 m NN und in den unteren Lagen des Harzes registriert.

Jahresmitteltemperaturen unter 8 °C trifft man ausschließlich im Harz an. Mit zunehmender Höhenlage sinken die Temperaturen von 7 bis 8 °C bei 400 bis 500 m über NN bis auf Werte unter 6 °C im Oberharz. Für den Brocken als höchstgelegenen Punkt wird im Zeitraum 1961 bis 1990 ein Jahresmittel von 2,9 °C ausgewiesen.

Mittlere Jahresschwankung der Lufttemperatur

- Differenz zwischen der Mitteltemperatur des wärmsten und des kältesten Monats -

Die Jahresschwankung zeigt zwei eindeutige Trends: Eine Zunahme der Jahresschwankung von West nach Ost und eine Abnahme mit steigender Meereshöhe. Letzteres ist auf der Karte nicht eindeutig zu

¹ Dr. J. Döring; Th. Chudy

Professur für Agrargeographie und Raumordnung, Institut für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung, Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Adam-Kuckhoff-Str. 15, 06108 Halle/S.

² Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt

erkennen, da der Harz als einziges Mittelgebirge im Westen des Bundeslandes liegt.

Im westlichen Tiefland von Sachsen-Anhalt, speziell im nördlichen Harzvorland, liegt die mittlere Jahresschwankung zwischen dem wärmsten und kältesten Monat etwas unter 17 K. Ansonsten steigt die Jahresschwankung von West nach Ost gleichmäßig von 17 bis 17,4 K im Westen auf Werte von 18,5 bis 19 K in den Gebieten östlich von Mulde und Rossel. Diese Zunahme ist Ausdruck des steigenden kontinentalen Klimaeinflusses.

Im Oberharz drückt sich das stark maritim geprägte Mittelgebirgsklima in einer zusätzlichen Abnahme der Jahresschwankung der Temperatur aus. Hier sinkt die Jahresschwankung bis auf Werte unter 15,5 K im Brockengebiet.

Mittlere Jahresniederschlagshöhe

Große Teile Sachsen-Anhalts gehören zu den trockensten Regionen ganz Deutschlands. In keinem anderen Bundesland findet man in dieser Flächenausdehnung Gebiete mit weniger als 500 mm mittlerem jährlichen Niederschlag.

Die Niederschlagsverhältnisse in großen Teilen Sachsen-Anhalts werden durch die Leewirkung des Harzes geprägt. Von Magdeburg und Halle bis zum nördlichen und östlichen Harzvorland erstreckt sich ein größeres Gebiet mit mittleren jährlichen Niederschlagshöhen zwischen 450 und 500 mm. In Saalenähe zwischen Halle und Bernburg, am Süßen See und im Raum Staßfurt muß stellenweise sogar mit weniger als 450 mm Jahresniederschlag gerechnet werden. Weniger als 500 mm Niederschlag werden auch in einem kleineren Gebiet in den Niederungen des Landkreises Sangerhausen registriert. Der größte Teil Sachsen-Anhalts erhält mit mittleren Jahressummen zwischen 500 und 550 mm immer noch vergleichsweise wenig Niederschlag. Mehr als 550 mm Niederschlag fällt in der nördlichen und westlichen Altmark bis zur Colbitz-Letzlinger Heide, im größten Teil der Landkreise Anhalt-Zerbst und Wittenberg und in den höheren Lagen des Burgenlandes. Jährliche Niederschläge über 600 mm werden abgesehen vom Harz nur stellenweise im äußersten Westen der Altmark, im Fläming, in der Dübener Heide und vereinzelt im Burgenlandkreis gemessenen.

Im Harz sind auf relativ kurze Entfernungen erhebliche Niederschlagsunterschiede zu beobachten. Von weniger als 500 mm Jahresniederschlag im Harzvorland steigen die Niederschlagsmengen mit zunehmender Höhe bis auf über 1000 mm im Oberharz. Im Brockengebiet steigt die Jahressumme des Niederschlages über 1500 mm an. Je nach Höhenlage und Exposition können im Harz auf kurze Distanzen Unterschiede von 100 bis 200 mm auftreten.

Die niedrigsten gemessenen Jahressummen liegen in den trockenen Regionen Sachsen-Anhalts bei 250

mm (z.B. 1976). Die höchsten Werte liegen im Tiefland zwischen 650 und 900 mm, im Oberharz bis über 2000 mm.

Mittlere Klimatische Wasserbilanz im Jahr

Die klimatische Wasserbilanz bezogen auf das Jahr fällt in großen Teilen des zentralen Sachsen-Anhalts negativ aus. Insbesondere im Umfeld von Elbe, Saale, Mulde, Bode und Helme liegt die klimatische Wasserbilanz zwischen -50 und -100 mm. In kleineren Gebieten zwischen Halle und Bernburg, im Raum Staßfurt sowie in der Goldenen Aue werden sogar Negativbeträge von mehr als 100 mm, vereinzelt sogar unter 150 mm erreicht. In allen übrigen Gebieten des Tieflandes ist die klimatische Wasserbilanz leicht positiv. Nur in Teilen der westlichen Altmark, vereinzelt im Fläming, in der Dübener Heide und im Burgenland sowie im Harz werden 100 mm überschritten. Im Harz steigen die Werte mit zunehmender Höhe rasch an und erreichen in den Kammlagen mehr als 1000 mm.

Damit ist Sachsen-Anhalt insgesamt das Bundesland mit dem größten Flächenanteil mit negativer klimatischer Wasserbilanz.

Schlußfolgerungen und weitere Arbeiten

Die vorliegenden Karten belegen, dass die in die Arbeit einbezogenen meteorologischen Parameter geeignet sind, Aussagen über die räumliche Verteilung der klimatischen Bedingungen in Sachsen-Anhalt zu treffen.

Neue Erkenntnisse hinsichtlich des Zusammenhanges Klima - Boden - Vegetation können durch Verschneidung entsprechender Karten erzielt werden. Dabei werden Wechselwirkungen zwischen diesen Faktoren sichtbar und es können Gebiete mit gleichen oder ähnlichen Eigenschaften abgegrenzt werden.

Literatur

Klimaatlas Bundesrepublik Deutschland, Teil 1, Hrsg.: Deutscher Wetterdienst, Offenbach a. Main 1999

Charakterisierung der Geo-Pedogenese von „Brackmarschen“ durch Daten der Röntgenfluoreszenzspektrometrie sowie von Diatomeen- und Pyritkristalluntersuchungen

Oliver Duntze, Frank Watermann & Laise Giani

Einleitung

Da die Genese von insbesondere kalkfreien Marschböden (*Brackmarschen* entspr. KA 3) nicht endgültig geklärt ist, wurde in dieser Arbeit versucht, über die Kombination von Ergebnissen alternativer Untersuchungsmethoden zunächst die Sedimentationsbedingungen einer kalkfreien Knickmarsch (KA 4; *Knickbrackmarsch* entspr. KA 3) zu rekonstruieren.

Bei den bisher verwendeten Parametern zur Klassifikation handelt es sich mit dem Carbonat- und Humusgehalt sowie dem Ca/Mg- und Na/K-Verhältnis (Müller, 1985) eher um Einteilungskriterien, die die Sedimentationsbedingungen (Geogenese) nur unzureichend beschreiben können, da sie durch pedogenetische Prozesse stark überprägt werden. So kann eine bereits in der Initialphase vollständig entkalkte Rohmarsch später als Brack- oder Kleimarsch kartiert werden, obwohl das Sedimentationsmilieu eindeutig marin war.

Daß eine solche Fehleinschätzung vorstellbar ist, belegen Untersuchungen innerhalb dieses DFG-Projektes an kalkfreien initialen Rohmarschbereichen an der Südküste Spickeroogs (Giani et al., 2003).

Um die tatsächlichen Sedimentationsbedingungen bereits kartierter alter Brackmarschen rekonstruieren zu können, wurden geochemische Charakteristika in Verbindung mit dem Diatomeenbesatz zur Ansprache der lithologischen Einheiten von etwa 130cm mächtigen Profilen herangezogen.

Dabei lassen sich mit Si/Al- und Zr/Al-Verhältnissen Aussagen über die Sedimentationsenergetik machen (Dellwig et al., 2000) was im Zusammenhang mit Angaben zum Glühverlust und dem Kalkgehalt erste Anhaltspunkte für das Aussehen ehemaliger Sedimentationsverhältnisse liefert. Mithilfe der ebenfalls schichtweise ermittelten Diatomeen, die weitere ökologische Parameter anzeigen, kann die Rekonstruktion des Paläomilieus während des Ablagerungszeitraumes vervollständigt werden. Hierbei ist die

Einordnung in pelagische (allochthone) bzw. benthische (autochthone) Arten (Abb. 1) ebenso von Nutzen wie ihr bevorzugter Salzgehalt im wässrigen Lebensraum. Zudem hat auch der Zustand der gefundenen Schalen einen gewissen Informationsgehalt.

Nennenswerte Pyritgehalte sollten sich hauptsächlich in relativ stabilen Systemen mit langsamer Sedimentation finden lassen (Dent, 1986; Pons et al., 1982), wobei hier ausreichend organisches Material für die mikrobiell katalysierten, sulfatreduzierenden Prozesse vorhanden sein muss.

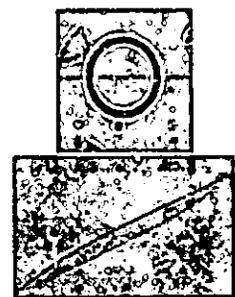


Abb. 1: oben radiale Frustelform einer pelagischen Diatomeenart, unten Frustel einer benthisch lebenden Kieselalge

Material und Methoden

An einem Knickmarschstandort nahe Werdum wurde (Bodenkarte 1:25000, Blatt 2312 Carolinensiel) eine Bohrstockbohrung in 5cm-Schritten bis zu einer Tiefe von etwa 130cm vorgenommen.

Elementaranalyse (Röntgenfluoreszenzspektrometrie)

Mittels Röntgenfluoreszenzspektrometrie (Philips PW 2400, Rh-Röhre) wurden die Gesamtgehalte verschiedener Hauptelemente (Al, Ca, Fe, P, Si, Ti) und Spurenelemente (As, Co, Cr, Ni, Pb, Sr, V, Y, Zn, Zr) bestimmt.

Das Ca/Sr-Verhältnis läßt Aussagen darüber zu, ob das abgelagerte Material ähnlich dem mittleren Tonschiefer (Ca/Sr = 70;

Wedepohl, 1971) eher terrestrischen oder bei weiteren Verhältnissen wie beim biogenen Carbonat (Ca/Sr = 210; Pingitore u. Eastman, 1985) vielmehr marinen Ursprungs ist, wobei davon ausgegangen werden muss, dass die geogenen Ca-Anteile konstant geblieben sind.

Sowohl die Zr/Al- wie auch die Si/Al-Verhältnisse geben Auskunft über die Sedimentationsenergetik, da Zr als ein Baustein des Schwerminerals Zirkon und auch Si als Bestandteil des Quarzsandes nur bei vergleichsweise energiereichen Sedimentationsbedingungen verfrachtet und dann abgelagert werden können. Die Quotientenbildung mit Al dient der Vermeidung von Verdünnungseffekten und der Einflussnahme bio- und anthropogener Faktoren. Diatomeenbestimmung

Nach Schrader (1973) wurde das Kieselalgenmaterial aus den luftgetrockneten Proben isoliert, in Naphrax-Harz fixiert und lichtmikroskopisch nach Drebes (1974), Hartley (1996), Hustedt (1957) und Pankow (1990) identifiziert. Die Einordnung in Salinitätsgruppen basiert auf Simonsen (1962).

Pyritdarstellung

Absolut trockenes Probenmaterial wurde mit 30nm Gold bedampft und im Hochvakuum rasterelektronenmikroskopisch abgesucht.

Carbonatschätzung

Nach KA 4 (1994)

Ergebnisse und Diskussion

Bei der bodenkundlichen Ansprache (Abb. 3) fiel der hochansteigende, für eine Knickmarsch typische Sq-Horizont auf. Unterbrochen wird der Knick unterhalb von 1m zunächst von einer 10cm mächtigen Torfschicht, die auch ab einer Tiefe von 125cm zu finden ist.

Über die in den Abbildungen 2 und 3 dargestellten Ergebnisse ließen sich für den hier untersuchten Kern sieben lithologische Einheiten herausarbeiten. Die Fazies 1 bis 5 wurden nach der Diatomeenanalyse eindeutig unter marinen Bedingungen gebildet, was an der im Plankton lebenden (pelagisch) Kieselalge *Actinopterychus senarius*, die polyhalob ist, festgestellt werden kann. Sie muss mit dem Meerwasser in die Sedimente transportiert worden sein.

In den jüngeren nicht marinen Ablagerungen (Fazies 6 u. 7) wurden ebenfalls polyhalobe pelagische Diatomeen gefunden, wobei hier anzunehmen ist, dass diese bei kurzfristigen Ereignissen, wie Sturmfluten, in das Hinterland transportiert wurden. Da dieses Paläo-Hinterland aufgrund geringerer Sedimentationsraten, Kompaktion und eventuell auch Subrosion im Untergrund (Streif, 1990) tiefer lag als der unmittelbare Uferbereich des Meeres, ist auch der Zutritt von Meerwasser über Kanäle und Gräben denkbar.

Fazies 1: Die hier vorliegende Torfschicht ist leicht an den hohen Werten des Glühverlustes zu erkennen; außerdem deuten die engen Zr/Al- sowie Si/Al-Verhältnisse auf energiearme Sedimentationsvorgänge hin. Die Dominanz der benthischen Diatomeenart *Diploneis interrupta* (Abb. 4) mit ihren mesohaloben Salinitätsansprüchen rundet die Vorstellung eines Sedimentationsraumes am Rande eines ruhigen, brackischen (Ca/Sr-Verhältnis von 120) Gewässers mit vermuthlicher Schilftorfbildung ab.

Fazies 2: Diese zwischen zwei Torfhorizonten befindliche klastische Schicht zeigt mit ihren im Vergleich zur Fazies 1 leicht erweiterten Zr/Al- und Si/Al-Verhältnissen energiereichere Ablagerungsbedingungen an, die möglicherweise eingehend mit dem plötzlichen Auftreten der oligohaloben und aerophilen Kieselalge *Hantzschia amphioxys* (Salzgehalt bis 5 Promille) auf ein fluviailes oder zumindest limnisches Sedimentationsgeschehen in einem etwaigen Marschrandsee hindeutet. Auch hier ist *Diploneis interrupta* die dominierende Diatomeenart, die ähnliche Habitate wie *Hantzschia amphioxys* bewohnen kann (Vos & de Wolf, 1988).

Fazies 3: wie Fazies 1

Fazies 4: Hier kann ein verstärktes Auftreten der benthischen Arten *Navicula peregrina* und *Scolioptera tumida* festgestellt werden, die meso- bzw. oligohalob sind und damit den zu dieser Zeit gewachsenen Einfluss des Meeres dokumentieren, was sich allerdings nicht am Ca/Sr-Wert ablesen lässt. Zudem wird das

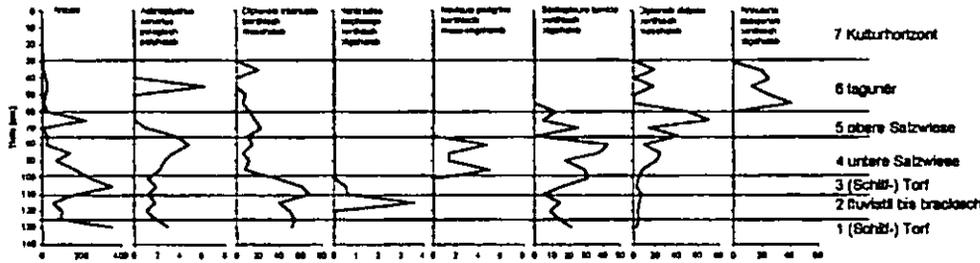


Abb. 2: Tiefenplots der Diatomeenzahl und der relativen Abundanz ausgewählter Arten mit aussagekräftiger ökologischer Bedeutung und entsprechender Kennzeichnung der abgeleiteten lithologischen Fazies

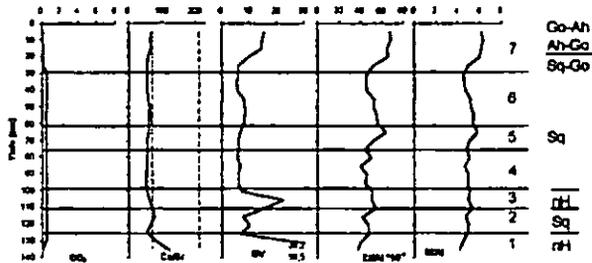


Abb. 3: Tiefenplots verschiedener boden- und geochemischer Kenngrößen (CO₂-Gehalt in Masse-%; Ca/Sr-Verhältnis; gestr. Linie = mittlerer Tonachiefer = 70 (Wedepohl, 1971), durchgez. Linie = Calcit verschiedener Nordseemauelein = 210; Gf/Verlust (GV) in Masse-%) mit Kennzeichnung der abgeleiteten lithologischen Fazies (s. Abb.2); bodenkundliche Ansprache der Horizonte nach KA 4 (1994)

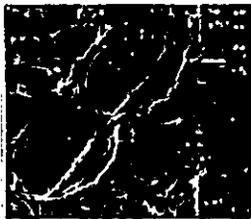


Abb. 4: Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme einer Frustel der benthischen Kieselalge *Diploneis interrupta*



Abb. 5: Framboidaler Pyritkristall in der Torfschicht bei 110cm Bodentiefe; im Detail die euhedralen Kristallbausteine des Framboids

Habitat beider Arten als toniges Schlickwatt z.B in Buchten beschrieben, die unterhalb des MHW liegen (Vos & de Wolf, 1988). Auch die engen Zr/Al- und Si/Al-Verhältnisse passen zu den vergleichsweise energiearmen Sedimentationsbedingungen einer unteren Salzweiese.

Fazies 5: Bei der Kieselalgenflora kommt es hier zu einer leichten Verschiebung innerhalb einer ökologischen Gruppe, wodurch sich das Aussehen des Paläo-Habitats nicht verändert. Allerdings lassen die erweiterten Zr/Al- und Si/Al-Verhältnisse die Interpretation zu, dass es hier nur durch ein etwas energiereicheres Sedimentationsregime zur Ablagerung von neuem Material kommen konnte, was für das seinerzeitige Vorhandensein einer oberen Salzweiese spricht

Fazies 6: Mit zunehmender Erhöhung des Gebietes verliert der marine Einfluss nahezu gänzlich an Bedeutung. Pelagische Kieselalgen treten erstmals nur stellenweise (kurzzeitig) auf, während Vertreter benthischer Süßwasserarten Dominanz gewinnen und sich damit vermutlich ein trockeneres Lagunensystem mit Süßwassertümpeln und seltenen Sturmfluten etablierte. Mit den engsten Zr/Al- und Si/Al-Verhältnissen des Profils wird die Energiearmut des Ablagerungsraumes betont.

Fazies 7: Der unter der Grasnarbe des Grünlandes liegende Kulturhorizont lässt aufgrund von anthropogener Überprägung keine Interpretationen hinsichtlich der Geogenese zu.

Pyritkristalluntersuchungen

Trotz der offenbar relativ langsamen Sedimentation dieses 130cm hohen Bodenprofils und der entsprechend ausgeprägten Sulfidbildung gestaltet sich die Suche nach Pyritkristallen in den über-

wiegend mineralischen Horizonten dieses Profils mithilfe des REM äußerst aufwändig. Dagegen können in Torfschichten und anderen Horizonten mit hohen Anteilen organischer Substanz relativ einfach sogenannte Pyritframbioide (Abb. 5) gefunden werden. Trotzdem scheint die Methode zur Rekonstruktion der verschiedenen Paläo-Milieus während der Sedi-

mentationsphase nur wenig neue Erkenntnisse zu bringen.

Fazit

Über die Diatomeenbestimmung und mithilfe geeigneter Quotienten aus Gesamtelementgehalten kommt man größtenteils zu übereinstimmenden Ergebnissen bei der Rekonstruktion des jeweiligen Paläomilieus während der Sedimentation heutiger Marschböden. Hier fällt die wechselhafte Geogenese auf, die in sehr fein abgestuften Veränderungen zu einer entsprechenden Vielzahl unterschiedlicher Ausgangssituationen führt. Damit scheinen zwei Methoden zur Beschreibung der Marschen-Geogenese gefunden zu sein, deren Ergebnisse von pedogenetischen Vorgängen überwiegend unbeeinflusst bleiben, was jedoch nicht für das Ca/Sr-Verhältnis gilt, da dieser Quotient durch geopedogenetische Entkalkungsprozesse verändert wird, wie sie auf Spiekerroog beobachtet werden konnten (Giani et al., 2003). Die vorgestellten Ergebnisse zeigen deutlich die gravierenden Widersprüche zu herkömmlichen bodengenetischen Vorstellungen, nach denen Knickbrackmarschen einheitlich unter lagunären Sedimentationsbedingungen entstanden sind.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei der DFG für die finanzielle Unterstützung dieses Forschungsvorhabens.

Literatur

Dellwig O, Hinrichs J, Hild A & Brumsack H-J, 2000: Changing sedimentation in tidal flat sediments of southern North Sea from Holocene to present: a geochemical approach. *J. Sea Research* 44, 195-208
 Dent D, 1986: Acid sulphate soils: a baseline for research and development. *ILRI publ.* 39, ILRI, Wageningen
 Drebes G, 1974: *Marines Phytoplankton*. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 186pp
 Giani L, Ahrens V, Duntze O & Kruse Irmer S, 2003: Geopedogenese mariner Rohmarschen Spiekerroogs. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166, 370-378
 Hartley B, 1996: *An Atlas of British Diatoms*. Biopress Limited, Bristol, 601pp
 Hustedt F, 1957: *Die Diatomeenflora des Flußsystems der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen*. Otto Koeltz Science Publishers, 441pp
 Müller W, 1985: Zur Genese der Verbreitungsmuster der Marschböden und Diskussion verschiedener Entstehungstheorien. *Geol. Jb.* 19
 Pankow H, 1990: *Ostsee-Algenflora*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 648pp
 Pingitore NE & Eastman ME, 1985: Barium partitioning during the transformation of corals from aragonite to calcite. *Chemical Geology* 48, 183-187
 Pons LJ, van Broemen N & Driessen PM, 1982: Physiography of coastal sediments and development of potential soil acidity. In *Acid sulfate weathering*. SSSA Spec. Publ. Nr. 10, Soil Sci. Soc. Amer., Wisconsin
 Schrader HJ, 1973: Proposal for a standardized method of cleaning diatom-bearing deep-sea and land-exposed marine sediments. *Nova Hedwigia* Beihefte 45, 403-409
 Simonsen R, 1962: *Untersuchungen zur Systematik und Ökologie der Bodendiatomeen der westlichen Ostsee*. Akademie-Verlag, Berlin, 146pp
 Strelf H, 1990: Das ostfriesische Küstengebiet. In *Sammlung geologischer Führer* 57. Borntäger, Berlin
 Vos PC & de Wolf H, 1988: Methodological aspects of palaeo-ecological diatom research in coastal areas of the Netherlands. *Geologie en Mijnbouw* 67, 31-40
 Wedepohl KH, 1971: Environmental influences on the chemical composition of shales and clays. In *Physics and Chemistry of the Earth* 8 (Press LH, Ahrens F, Runcorn SK & Urey HC, eds.). Pergamon, Oxford, 305-333

Die Europäische Bodenschutzstrategie

- Anspruch und Wirklichkeit bei der Bereitstellung geeigneter bodenschutzrelevanter Daten

Düwel, O¹, Nagel, I. & J. Utermann

Ansprüche an den Europäischen Bodenschutz

Mit der Verabschiedung des 6ten Umweltaktionsplanes „Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand“ (KOM(2001) 31 endgültig) durch die Europäische Kommission hat das Medium Boden neben Wasser und Luft auch auf Europäischer Ebene an Bedeutung gewonnen. Der darin formulierten Forderung nach der Entwicklung von Bodenschutzstrategien ist die Europäische Kommission mit der Vorlage der Mitteilung „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“ (KOM(2002) 179 endgültig) nachgekommen. Die Mitteilung benennt nicht nur die Hauptgefahren, die europaweit Böden und ihre Funktionen beeinträchtigen. Es werden auch der politische Handlungsrahmen und „der Weg nach Vorne“ skizziert. Wesentliche Elemente sind demnach

- (i) die Schaffung und Bereitstellung europaweiter Informationen zum Status quo der Böden
- (ii) eine europaweit abgestimmte Bodenbeobachtung sowie
- (iii) die Entwicklung geeigneter Indikatoren zur Erkennung von Trends und der Kontrolle der Wirksamkeit politischer Maßnahmen.

Schwermetallgehalte in Böden Europas – Eine Europäische Datenauswertung

Vor dem Hintergrund der Überarbeitung der europäischen Klärschlammrichtlinie (86/279/EEC) laufen beim Europäischen Bodenbüro seit einiger Zeit Bemühungen, geeignete Daten zur Beschreibung der Böden bezüglich ihrer Schwermetallgehalte und begleitender Kenngrößen aus den Staaten Europas zusammen zu tragen (vgl. Nagel et al. 2003). In Fragebogenaktionen wurden die Staaten gebeten, vorhandene Schwermetalldaten nach einheitlichem Vorgehen zu dokumentieren, aus-

zuwerten und zur Verfügung zu stellen. Als Bezugsgrößen wurden mit Blick auf die Klärschlammrichtlinie der pH - Wert und die Textur vereinbart. Mit dem Ziel einen flächenhaften Überblick über vorhandene Daten zu erarbeiten, bzw. daraus defizitäre Gebiete zu identifizieren, wurden die Staaten darüber hinaus gebeten, statistische Kenngrößen der Schwermetallgehalte vorgegebenen Flächenbezugsgrößen zuzuordnen. In Anlehnung an das Vorgehen in Deutschland zur Ableitung von Hintergrundwerten anorganischer Stoffe in Böden (LABO 2003) sollten die Daten auf das Ausgangsgestein der Bodenbildung und die Landnutzung bezogen werden. Als Flächenbasis diente hierzu die *European Soil Database* des Europäischen Bodenbüros, die flächendeckend bodenkundliche Basisinformationen liefert. Die flächenhafte Differenzierung nach Landnutzung wird darüber hinaus durch den europaweit vorliegenden CORINE Datensatz ermöglicht.

Die **Ergebnisse** zeigen, dass unterschiedliche Analysenverfahren und Nomenklaturen die Vergleichbarkeit der von den Staaten Europas zur Verfügung gestellten Daten erschweren oder verhindern. Das hat zur Folge, dass nur Teilkollektive für europaweite Auswertungen herangezogen werden können (vgl. Abb.1).

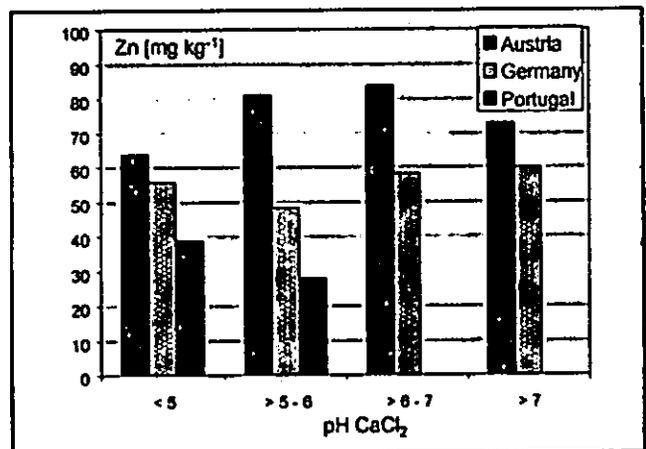


Abb. 1: Zink Gehalte in Abhängigkeit von klassierten pH Werten ausgewählter und vergleichbarer Datensätze

Hierbei ist zumindest bei einer Differenzierung nach der Textur oder dem pH Wert europaweit keine einheitliche Tendenz zu erkennen.

¹ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover e-mail: olaf.duewel@bgr.de

Am Beispiel der Auswertung nach pH Werten wird dies in Abb. 1 verdeutlicht.

Je nach Datenkollektiv nehmen Schwermetallgehalte mit abnehmendem pH zu oder ab bzw. zeigen ihr Maximum zwischen pH 5 und 7.

Auf Grundlage dieser Ergebnisse erscheint eine alleinige Differenzierung der Schwermetallgehalte nach der Textur oder dem pH Wert nicht sinnvoll.

Die Auswertung mit Bezug auf das Bodenausgangsgestein und die Landnutzung stellt sich etwas differenzierter dar. Einerseits konnte nur ein Teil der Staaten für alle auf ihrem Territorium vorkommenden Bodenausgangsgesteinseinheiten und der jeweiligen Nutzungsart Ergebnisse bereitstellen (vgl. Abb. 2).

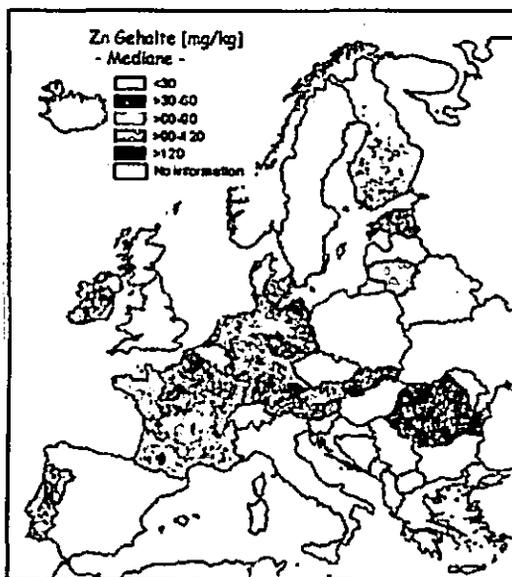


Abb. 2: Median Werte von Zink Gehalten in Oberböden Europas – differenziert nach Bodenausgangsgestein und Landnutzung

Andererseits wird anhand der vorliegenden Daten deutlich, dass durch dieses Verfahren nach Durchführung einiger Harmonisierungsschritte ein erster Vergleich der Ergebnisse für 11 Länder durchgeführt werden kann und somit ein differenzierter Überblick über Schwermetallgehalte in Oberböden Europas grundsätzlich möglich ist.

Zusammenfassend bleibt festzustellen, dass die zur Verfügung gestellten Daten und Informationen sowohl qualitativ als auch quantitativ variieren. Ein Vergleich der Ergebnisse ist bis zu einem gewissen Grad möglich, erfordert jedoch verschiedene Vereinfachungen und Annahmen.

Fazit

Am Beispiel eines EU Projektes zu Schwermetallgehalten in Oberböden Europas wird deutlich, dass derzeit ein flächendeckender Überblick europaweit nur eingeschränkt möglich ist. Die Gründe hierfür sind vielfältig. Als ein Beispiel sei die unterschiedliche Datenhaltung in den Ländern genannt. Hier sind häufig Fragen der Zuständigkeit, zu Nutzungsrechten etc. zu klären, bevor eine Auswertung und Bereitstellung der Daten möglich ist. Weiterhin erschweren häufig unterschiedliche Analyseverfahren, länder-spezifische Nomenklaturen und ungleiche geographische Bezugsgrößen die Vergleichbarkeit. Die Verständigung auf geeignete Methoden zur Harmonisierung der Daten sowie zur Qualitätskontrolle spielt dabei eine zentrale Rolle. Dies wird eine der Hauptaufgaben des neu gegründeten Technischen Komitees 345 „Soil Quality“ des CEN sein.

Zukünftig sind sowohl im fachlich konzeptionellen als auch im politisch strukturellen Vorgehen vielfältige Anstrengungen zu leisten, ehe sich der Anspruch der Europäischen Kommission verwirklichen lassen wird.

Literatur

- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2001): Umwelt 2010: Unsere Zukunft liegt in unserer Hand. KOM(2001) 31 endgültig. Brüssel
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2002): Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie. KOM(2002) 179 endgültig. Brüssel
- LABO (2003): Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz: Hintergrundwerte für organische und anorganische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage. In Rosenkranz, D., Einsele, G., H.-M. Harreß & Bachmann, G. [Hrsg.] Bodenschutz: ergänzbares Handbuch d. Maßnahmen u. Empfehlungen für Schutz, Pflege u. Sanierung von Böden (in Vorbereitung)
- Nagel, I., Düwel, O. & J. Utermann (2003): Hintergrundgehalte für Schwermetalle in Böden Europas –Resümee einer europaweiten Datenauswertung. Zeitschrift Bodenschutz, Heft 3, 2003. Erich Schmidt Verlag, Berlin

FISBo BGR - Das Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR – Status 2003

ECKELMANN, W.*, HARTWICH, R.*, KRONE, F.*, KRUG, D.*, SIEBNER, C.S.*, STEGGER, U.* & STOLZ, W.*

Einführung

Das am 17. März 1998 verabschiedete Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG), die danach verkündete Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV; beide QUEITSCH 1999) sowie die am 22. April 2002 von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften verabschiedete Mitteilung 179 „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“ (EU-Komm. 2002) haben die Nachfrage nach Informationen über Zustand und Eigenschaften der Böden nachhaltig erhöht. In ihrem Bemühen, diesem Bedarf gerecht zu werden, sind die Arbeiten der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) beim Aufbau des länderübergreifenden Fachinformationssystems Bodenkunde (**FISBo BGR**; Eckelmann et al. 1999) einige entscheidende Schritte vorangekommen.

Aufgabe des FISBo BGR ist u. a., die Bundesregierung, deren Bundesbehörden sowie die EU bei allen Fragen von Bodennutzung und Bodenschutz kompetent zu beraten, sowie der Wirtschaft, Universitäten, Forschungsinstituten, Länderbehörden und Institutionen auf europäischer Ebene qualitätsgesicherte Daten für deren Aufgaben zur Verfügung zu stellen.

Labor- und Profildatenbank

In der Labor- und Profildatenbank des FISBo BGR wurden zu unterschiedlichen Fragestellungen und in enger Kooperation mit den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) der Länder Bodenmerkmale von mehr als 57.000 Bodenprofilen in Deutschland verrechnet. Den weltweiten Vergleich von Bodendaten ermöglichen die in der Datenbank abrufbaren Nomenklaturen Deutschlands (KA3, KA4; AG BODEN, 1994), der FAO (Food and Agriculture Organization der UN; FAO 1990) sowie des US Department of Agriculture (Soil Taxonomy; USDA 1993).

Die Labor- und Profildatenbank wird genutzt zur:

- Ableitung repräsentativer Profile für Bodenkarten,

* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

- Untersuchung der räumlichen Verteilung von Bodeneigenschaften (z. B. Humusgehalte in Klassen, Bodenarten (SIEBNER et al. 2003),
- Ableitung von Hintergrundwerten ausgewählter organischer und anorganischer Schadstoffe in Böden als Basis für gesetzliche Bodenschutzmaßnahmen (RABER et al. 2003),
- Entwicklung von Pedotransferfunktionen (MEYENBURG et al. 2003).

Flächendatenbank

Die Flächendatenbank des FISBo BGR enthält Bodenkarten, die in enger Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) der Länder sowie mit Partnerinstitutionen der Europäischen Union in den Maßstäben 1:200.000 bis 1:5.000.000 erstellt wurden (ADLER et al. 2003, Eckelmann et al. 2001). Die Bodeneinheiten kennzeichnen die Verbreitung und Eigenschaften der Böden; sie sind hinterlegt mit flächentypischen Bodenprofilen, die z. B. als Grundlage für die Darstellung regionaler Unterschiede und für Flächenbilanzierungen dienen.

- Die Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) ist das von den SGD und der BGR gemeinsam entwickelte Basiskartenwerk mit einer Flächendeckung von inzwischen ca. 25%. Die Legendeneinheiten sind durch Leit- und Begleitprofile mit geschätzten Flächenanteilen an der jeweiligen Einheit beschrieben. Auf dieser Grundlage können bodenkundliche Auswertungsmethoden eingesetzt und die Ergebnisse als Themenkarte dargestellt werden.
- Die Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000) ist die wichtigste Quelle für Angaben zu Bodeneigenschaften bundesweit sowie Grundlage für europäische Maßstäbe. Sie ermöglicht eine erste Einschätzung von Bodenpotentialen und -gefährdungen.

Die aus der BÜK 1000 durch fachliche und graphische Verschneidung mit einem modifizierten Landnutzungsmodell von CORINE Land Cover (Statistischen Bundesamt 1997) entwickelte Bodenübersichtskarte - Auszug Waldböden ist der Versuch, nutzungsbedingte Unterschiede in den Bodeneigenschaften auch im Kartenbild in einem völlig neuen Kartentypus darzustellen (Zusammenarbeit mit: SGD, FH Eberswalde, Bundesanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Forstplanungsämtern; Richter et al. 2003).

Weitere Grundlagen- und Auswertungskarten

Für die Beantwortung von Fragen zu Bodennutzung und Bodenschutz müssen Bodenkarten in al-

ler Regel mit anderen Datenquellen verschnitten werden. Dazu zählen neben den o. g. Landnutzungsdaten z. B. Klimainformationen und Angaben zur Geomorphographie. Mit der jüngst fertiggestellten Geomorphographischen Karte von Deutschland 1:1.000.000 (BGR 2003) liegt nun eine erste, über die Grenzen der Bundesländer qualitativ angepasste Geomorphographische Karte mit einem digitalen Geländemodell als Basisinformation vor. (Zusammenarbeit mit: Amt für Militärisches Geowesen, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, Landesvermessungsverwaltungen, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, *scilands* GmbH).

Ableitungen aus der FISBo BGR Flächendatenbank orientieren sich an den Bodeneinheiten der Karte oder in Fällen von Dominanz nichtbodenkundlicher Informationen auch an thematisch prioritären Rasterinhalten. Für beide Arten der Darstellung existieren bereits Beispiele:

- Potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser auf Ackerböden (Bodeneinheiten nutzungsdifferenziert; BGR 2001),
- Sickerwasserrate aus dem Boden (Rasterdarstellung; Duijnsveld et al., 2003; KRUG et al. 2003).

Literatur

Adler, G., Behrens, J., Eckelmann, W., Hartwich, R., & Richter, A. (2003): Böden im Überblick. – In: Institut für Länderkunde (Hrsg.): Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland: 100-103; Heidelberg, Berlin (Spektrum).

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. verbesserte und erweiterte Auflage; Hannover.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR; 2001): Potenzielle Erosionsgefährdung ackerbaulich genutzter Böden durch Wasser in der Bundesrepublik Deutschland. – Digitales Archiv FISBo BGR, Hannover (Bearb. V. Hennings).

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR, 2003): Geomorphographischen Karte von Deutschland 1:1.000.000. – Digitales Archiv FISBo BGR; Hannover.

Duijnsveld, W.H.M., V. Hennings, W. Stolz, N. Martin, A. Richter und J. Behrens (2003): Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Hydrologischer Atlas von Deutschland (HAD), 3. Lieferg., Freiburg i.Br.

Eckelmann, W. (1999): Soil Information in Germany: the 1998 Position. – In: Bullock, P., R.J.A. Jones & L. Montanarella: Soil Resources of Europe: p. 75 - 82; Ispra (I; EUR 18991 EN; Proc. Meet. Heads of Soil Survey, Silsoe 1998).

Eckelmann, W.; Behrens, J.; Hartwich, R.; Adler, G.H.; Schulz, P-N (2001): Bodenübersichtskarten der Bundesrepublik Deutschland. – In: Braun/ Buzin/Wintges (Hrsg.): GIS und Kartographie im Umweltbereich: S. 9-27; 1 Tab.; Heidelberg (Wiechmann) – ISBN 3-87907-356-2.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO; 1990): Guidelines for Soil Profile Description. - 3rd Edition; Rome.

Hartwich, R., Behrens, J., Eckelmann, W., Haase, G., Richter, A., Roeschmann, G. & R. Schmidt (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000.- Erläuterungen, Textlegende und Leitprofil - Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; Hannover.

Kommission der Europäischen Gemeinschaften (EU-Komm.; 2002): Mitteilung 179 „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie. – (Ratsdok. 8344/02)

Krug, D, Stolz, W. & Stegger, U. (2003): Ermittlung der Sickerwasserrate auf der Grundlage der BÜK 200. - Mitt. Dt. Bodenkd. Ges.; Oldenburg (in diesem Band).

Meyenburg, G.H., Utermann, J., Duijnsveld, W.H.M., Gäbler, H.-E. & Streck, T. (2003): Substratübergreifende Sorptionsisothermen als Baustein eines stochastisch-deterministischen Sickerwasserprognose-Modells für Spurenelemente in Böden. – Mitt. Dt. Bodenkd. Ges.; Oldenburg (in diesem Band).

Queitsch, P. (1999): Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG). – 2 Auflage; Köln (Bundesanzeiger Verlagsges.m.b.H.)

Raber, B, Düwel O. & Utermann, J. (2003): Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für anorganische Spurenelemente in Unterböden im bundesweiten Maßstab. - Mitt. Dt. Bodenkd. Ges.; Oldenburg (in diesem Band).

Richter, A., Adler, G.H., Eckelmann, W. (2003): Räumliche und inhaltliche Präzisierung der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 (BÜK 1000). – Mitt. Dt. Bodenkd. Ges.; Oldenburg (in diesem Band).

Siebner, C.S., Düwel, O. & Utermann, J. (2003): Bundesweite Auswertung von organisch C-Gehalten und Bodenarten in Oberböden Deutschlands. – Mitt. Dt. Bodenkd. Ges.; Oldenburg (in diesem Band).

Statistischen Bundesamt (1997): CORINE Land Cover. Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland. - Wiesbaden.

USDA Soil Survey Division Staff (1993): Soil Survey Manual. Agriculture Handbook No. 18. - Washington, DC 20402.

Schwarzerderelikte: Böden oder archäologischer Befund?

¹Eileen Eckmeier, ²Renate Gerlach, ¹Michael W.I. Schmidt, ³Heike Baumewerd-Schmidt

Einleitung

In der niederrheinischen Bucht sollten nach Kopp (1965) und Schalich (1981) Tschernoseme im Spätglazial entstanden und heute reliktsch als Bht-Horizonte eines Parabraunerde-Tschernosems erhalten sein. Neuere Geländebefunde liessen jedoch Zweifel an der Ansprache dieser schwarzen Böden als Schwarzerderelikte aufkommen (Gerlach et al. subm.).

Die Frage nach der Existenz dieser Schwarzerderelikte steht im Zusammenhang mit der Diskussion um die Entwicklung der mitteleuropäischen Schwarzerden – ausgehend von der Annahme, es handele sich um Tschernoseme, um unter Steppenbedingungen gebildete Böden. Die gängige Definition des Bodentyps Tschernosem widerspricht jedoch zahlreichen Forschungsergebnissen insbesondere zur Genese der Schwarzerden, beispielsweise zur möglichen Entwicklung unter Wald (Scheffer & Meyer 1963). Daneben sind auch die Erhaltungs- und die Degradationsbedingungen der Schwarzerden umstritten. Auch treten zahlreiche Sonderformen des Bodentyps auf, deren Entwicklung nicht mit der eines typischen Tschernosems zu vereinbaren ist. Diese Widersprüche werden in neuester Zeit mit einer anthropogenen Entstehung der Schwarzerden erklärt (Schmidt et al. 2002). Für schwarze Böden im Bereich archäologischer Ausgrabungen konnte ebenfalls eine Entstehung durch menschliche Einflüsse nachgewiesen werden (s.u.).

Siedlungsschwarzerden

Die Erforschung der Schwarzerden steht in engem Zusammenhang mit der Archäologie. Insbesondere im Bereich neolithischer Siedlungen finden sich schwarze Bodenreste, meist als Füllungen von Gruben oder Gräben, aber auch als Horizonte. Bodenkundler haben diese schwarzen Bodenreste oft als Relikte eines Tschernosems angesprochen (z.B. im Rheinland Schalich 1981).

Untersuchungen dieser schwarzen Böden zeigen jedoch, dass die natürlichen A-Horizonte durch Einträge organischer Substanz (z.B. Abfälle) verändert wurden (Baumann et al. 1964).

In den schwarzen Füllungen neolithischer Siedlungsgruben in Bayern wurden hohe Gehalte an verkohltem organischen Material nachgewiesen, welches die dunkle Farbe verursacht. Unterschiede in der bodenchemischen Zusammensetzung belegen, dass es sich nicht um die Überreste eines Tschernosems handelt (Schmid et al. 2002).

Schwarzerden im Off-Site-Bereich

Im archäologischen Kontext treten aber nicht nur Siedlungsschwarzerden auf. Ausserhalb von Siedlungsflächen wurden im Rheinland zahlreiche Schwarzerde(Bht)-Horizonte dokumentiert. Diese sind nicht flächenhaft, sondern inselhaft innerhalb von Parabraunerden und Braunerden verbreitet. Die Horizonte sind immer mit Gruben vergesellschaftet, deren Umrisse von dem Horizont nachgezeichnet worden waren. Diese dunkelbraun bis schwarzen „Inseln“ können einen Durchmesser von bis zu 100m haben. Die Horizonte liegen direkt unter dem A-Horizont oder sind von Kolluvien bedeckt. Sie treten unabhängig von der Reliefposition auf - in Mulden und in Hanglagen - und sie finden sich auch auf lössfreiem Ausgangssubstrat. Die Gruben erscheinen in fünf regelmässig wiederkehrenden Typen und sind anthropogen entstanden, enthalten aber keine Artefakte. In jüngster Zeit konnten auch die sogenannten Schlitzgräbchen mit den Schwarzerdehorizonten in Verbindung gebracht werden.

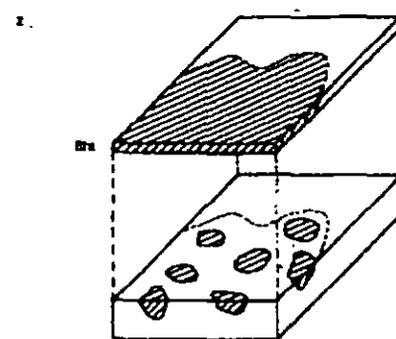
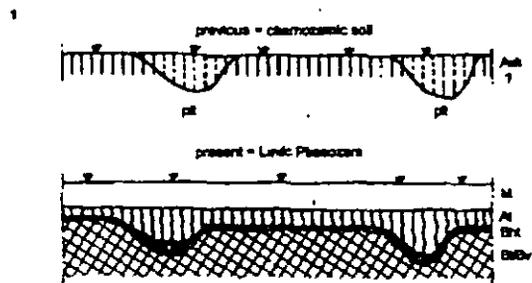


Abb. 1: Schwarzerdehorizont mit Gruben (1) im Profil (Entstehung), (2) im Planum

¹Universität Zürich, Geographisches Institut, Winterthurerstr. 190, CH-8057 Zürich.

²Landschaftsverband Rheinland, Rheinisches Amt für Bodendenkmalpflege, Endericher Str. 133, 53115 Bonn.

³Mülldorfer Str. 33, 53757 St. Augustin.

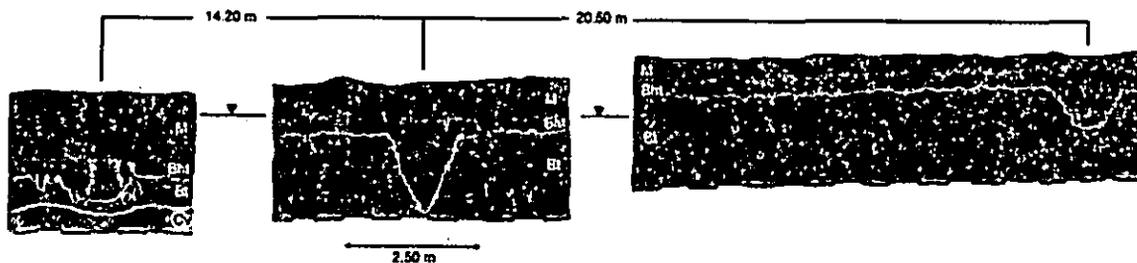


Abb. 2: Schwarzerdehorizont und Gruben (Profil)

Methodik

Es wurden 71 Proben aus den schwarzen Horizonten und Grubenfüllungen, sowie aus Siedlungsschwarzerden untersucht. Die ermittelten Kennwerte (Bodenart, Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte, Farbe, pH) wurden mit den Kennwerten von Bht-Horizonten verschiedener Parabraunerde-Tschernoseme verglichen. Aus den Horizonten und Grubenfüllungen wurden Holzkohlen ausgelesen und bestimmt sowie datiert (¹⁴C). Elf Proben wurden auf den Gehalt an Black Carbon untersucht.

Ergebnisse

Die Kennwerte der schwarzen Horizonte und Grubenfüllungen stimmen weder mit denen der Tschernoseme noch mit denen der Siedlungsschwarzerden überein. Besonders auffällig sind die engen C/N-Verhältnisse und die helle Farbe. Die Gehalte an Black Carbon betragen 19-46% der organischen Substanz. Die ¹⁴C-Alter der Holzkohlen liegen in einem Zeitraum vom Mesolithikum bis in das Frühe Mittelalter, haben aber einen Schwerpunkt im Jung- bis Spätneolithikum (4400-2200 BC).

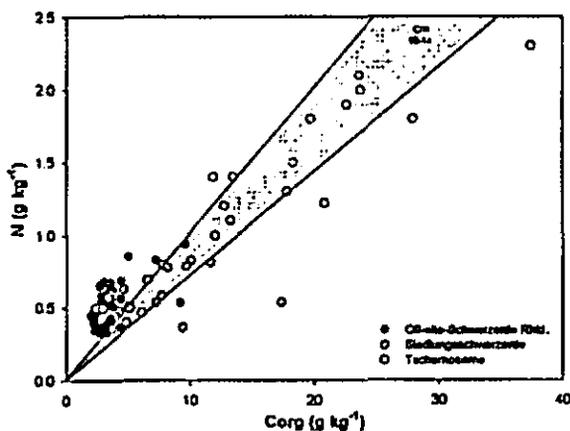


Abb. 3: C/N-Verhältnisse

Fazit

Der Vergleich der schwarzen Böden zeigt, dass es sich bei den Schwarzerden im Off-Site-Bereich um eine eigene Variante des Überbegriffes „Schwarzerde“ handelt.

Neben den Geländebefunden weisen auch die Gehalte an Black Carbon und die Datierungen auf eine Entstehung der „Off-Site-Schwarzerden“ durch anthropogene Aktivitäten hin. Im Jung- bis

Spätneolithikum wurde Feuer intensiv als Landschaftsgestalter durch Brandwirtschaftsweisen genutzt. Somit können Vegetationsfeuer die Ursache für die Entstehung der schwarzen Böden sein (vgl. Gerlach et al. subm.).

Das Vorkommen dieser Böden ist somit kein Beleg für früheres Steppenklimate und -vegetation, da es keine natürlich gebildeten Tschernoseme sind.

Für die Archäologie dagegen stellen die schwarzen Böden eine neue Befundart dar, die als Produkte einer Brandwirtschaftsweise zu den Hinterlassenschaften der Off-Site-Archäologie (Wirtschaftsflächen) zählen würden.

Ausblick

Bislang wurden ausschliesslich „Off-Site-Schwarzerden“ aus dem Rheinland untersucht. Dabei traten eine Reihe von Fragen auf: Wie ist die regionale Verbreitung der schwarzen Horizonte und der Gruben? Was hat gebrannt und warum hat es gebrannt? Gibt es weitere Hinweise auf anthropogene Einflüsse (Brandwirtschaft/Viehwirtschaft)? Schliesslich stellt sich noch die Frage nach der Genese anderer Schwarzerden in Mitteleuropa.

Literatur

BAUMANN, W., CZERNY, P. & RIEDER, H.J. (1964): Archäologische und bodenkundliche Untersuchungen an einem bandkeramischen Siedlungsprofil bei Dresden-Prohlis.- Arbeits- und Forschungsberichte zur sächsischen Bodendenkmalpflege 13: 7-50.
 GERLACH, R., SCHMIDT, M.W.I., BAUMEWERD-SCHMIDT, H. & V.D. BORG, K. (subm.): Challenging a paradigm: Are Central European chernozemic soils relics of prehistoric agriculture?.- Quaternary Science Reviews.
 KOPP, E. (1965): Über Vorkommen „degraderter Steppenböden“ in den Lößgebieten des Niederrheins und Westfalens und ihre Bedeutung für die Paläobodenkunde und Bodengenese.- Eiszeitalter und Gegenwart 16: 97-112.
 SCHALICH, J. (1981): Boden- und Landschaftsgeschichte in der westlichen Niederrheinischen Bucht.- Fortschr. Geol. Rheinl. u. Westf. 29: 505-518.
 SCHEFFER, F. & MEYER, B. (1963): Berührungspunkte der archäologischen und bodenkundlichen Forschung.- Neue Ausgrabungen und Forschungen in Niedersachsen 1: 1-18.
 SCHMID, E.-M., SKJEMSTAD, J.O., GLASER, B., KNICKER, H. & KÖGEL-KNABNER, I. (2002): Detection of charred organic matter in soils from a Neolithic settlement in Southern Bavaria, Germany.- Geoderma 107: 71-91.
 SCHMIDT, M.W.I., SKJEMSTAD, J.O. & JÄGER C. (2002): Carbon isotope geochemistry and nanomorphology of soil black carbon: Black Chernozemic soils in Central Europe originate from ancient biomass burning.- Global Biogeochemical Cycles 16: 70-1-8.

Zur Kohlenstoffspeicherung in Auenböden der Mittleren Elbe

Volker Eisenmann¹, Jörg Rinklebe² und
Manfred Altermann³

Einleitung und Problem

Periodische Überschwemmungen und die hiervon ausgelöste Erosion und Sedimentation sind neben der Nutzungsart und Vegetation für die Akkumulation von organischem Kohlenstoff in Auenböden bestimmend. Die Kenntnisse über die Quantität der Kohlenstoffgehalte und -vorräte von Auenböden in Abhängigkeit von Nutzungsart und Lage zum Deich sind bisher unzureichend.

Das Ziel der vorliegenden Darstellung ist es, die Kohlenstoffgehalte und -vorräte der Böden in zwei Flussabschnitten der Mittleren Elbe in Abhängigkeit von Nutzung, Überflutung und Sedimentation zu quantifizieren.

Material und Methoden

Die Untersuchungen der Böden wurden in der Aue der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt in zwei jeweils ca. 10 km langen Elbabschnitten durchgeführt (Untersuchungsgebiete Rogätz und Sandau, Elbekm 360 bzw. 420). Es liegen Messungen der Kohlenstoffgehalte aus 389 Horizonten von insgesamt 65 Standorten vor (nach Lufttrocknung und Siebung mit 2 mm-Sieb Verbrennung bei 970 °C mittels Elementaranalysator Fa. Heraeus, s. Eisenmann 2002). An allen Standorten ist der Gesamtkohlenstoffgehalt (Ct) gleich dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (Corg). An 63 Standorten erfolgte eine Quantifizierung der vorhandenen Kohlenstoffmengen in Abhängigkeit der Nutzung als Acker (19 Standorte), Grünland (35 Standorte) oder Wald (9 Standorte).

Basierend auf der standortkundlichen Kennzeichnung der Untersuchungsgebiete (Altermann et al. 2001) wurden aus der Bestimmung des Kohlenstoffgehaltes und der Lagerungsdichte (100 cm³-Stechzylinder, s. Eisenmann 2002) die Gesamt-Kohlenstoffvorräte der Standorte für den Oberbodenhorizont und 100 cm Tiefe als arithmetische Mittelwerte für die verschiedenen Nutzungen angegeben.

Ergebnisse

In den historisch und aktuell überfluteten Böden in der Elbaue treten auch im Unterboden bis unter 1 m

Bodentiefe noch nennenswerte Corg-Gehalte auf (Abb. 1). Neben der auentypischen Tiefenverteilung des Corg sind die Böden deutlich von der Nutzung bzw. Vegetation und der Lage zum Deich abhängig (Abb. 2).

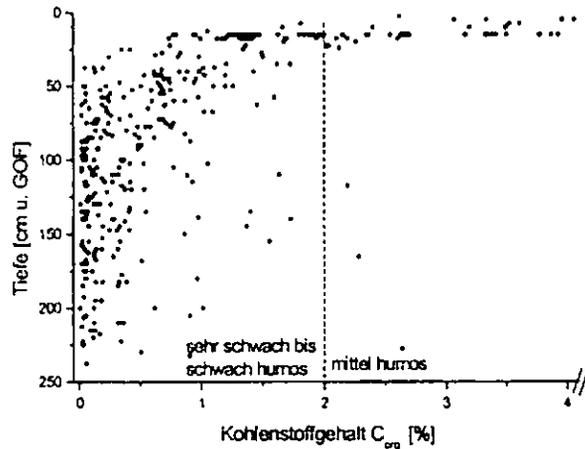


Abb. 1: Kohlenstoffgehalte von 65 Standorten (Gesamtprofile) in Abhängigkeit von der Bodentiefe.

Die Corg-Gehalte in Oberböden der Ackerstandorte reichen von 0,7-2,2 % und sind damit niedriger als an Grünland- (1,8-8,6 %) und an Waldstandorten (2,0-4,5 % Corg). Die aufgeführten Gehalte gelten für unterschiedlich mächtige Oberbodenhorizonte (Median Ap Ackerstandorte: 35 cm, Median Ah Grünlandstandorte: 10 cm, Median Ah Waldstandorte: 20 cm). Trotz der größten Mächtigkeit der Oberbodenhorizonte an Ackerstandorten weisen sie geringere Gesamtkohlenstoffmengen auf als die Ah-Horizonte von Grünland- und Waldstandorten (Tab. 1).

Tab. 1: Kohlenstoffspeicherung im Ober- und Unterboden in Abhängigkeit von der Nutzung.

	C-Speicherung in t ha ⁻¹		Anteil im Oberboden
	1m Tiefe	Median Oberbodenhorizont	
Acker	104,5	51,9	50%
Grünland	144,3	63,5	48%
Wald	150,4	66,5	42%

Auch bei Bezug auf eine Bodentiefe von 1 m finden sich die größten Mengen an Corg auf Waldstandorten. Diese liegen mit 150 t ha⁻¹ m im arithmetischen Mittel um 44 % höher als die entsprechenden Gehalte auf Ackerstandorten (105 t ha⁻¹ m).

Die organischen Auflagen der Waldböden bilden einen weiteren Speicherort für Kohlenstoff, der hier unberücksichtigt blieb. Die untersuchten Waldböden weisen mit F-Mull meist günstige Humusformen auf (Koch 2001). Die L und Of-Horizonte sind zwischen 1 und 3 cm mächtig. Deren lückenhafte Ausprägung führt zu einer relativ geringen Menge an Kohlenstoffvorräten in den untersuchten Waldböden von 1,5 bis 9 t ha⁻¹ Corg. An Waldstandorten ist im Bodenprofil (Mineralboden) der größere Anteil des Corg in einer Tiefe unterhalb des Oberbodenhorizontes von 20 cm gespeichert.

¹⁾ Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg; Allende-Platz 2, 20146 Hamburg

²⁾ UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung; Th.-Lieser-Str. 4, 06120 Halle

³⁾ Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz; Hauptstr. 19, 06132 Halle

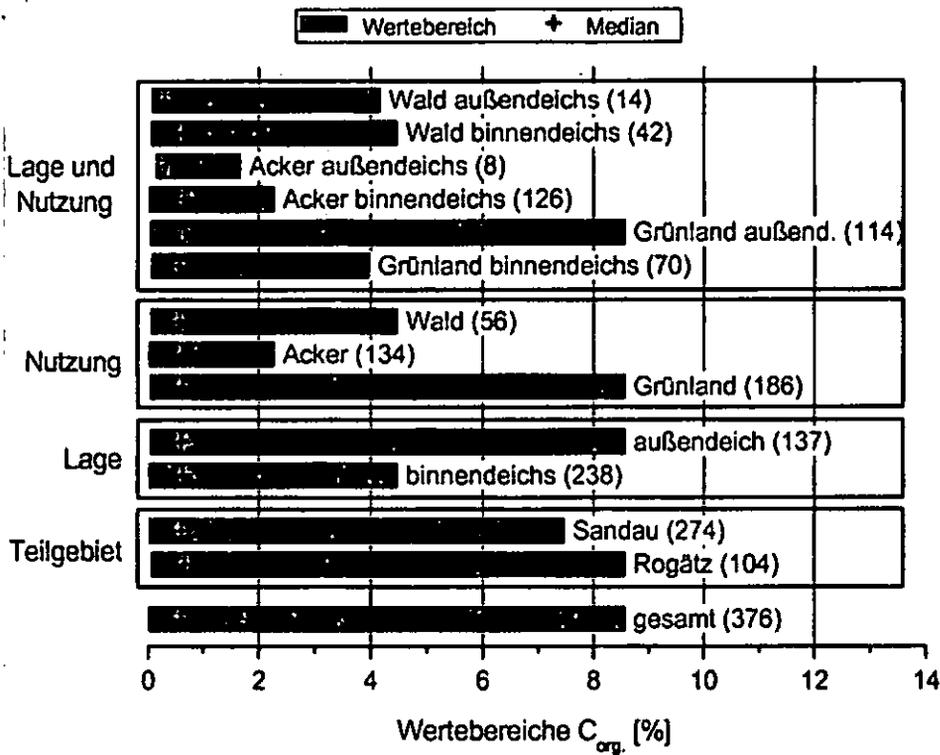


Abb. 2: Kohlenstoffgehalte von 65 Standorten (Gesamtprofile) in Abhängigkeit von Nutzung und Lage zum Deich (Probenzahl in Klammern).

Diskussion

In Auenböden finden sich hohe Kohlenstoffgehalte aufgrund von Sedimentation und in-situ-Humusbildung (Rinklebe et al. 2001). Die Kohlenstoffakkumulation in Auenböden kann die Speicherleistung von terrestrischen Böden überschreiten, was in zukünftigen Modellrechnungen berücksichtigt werden sollte. Beispielsweise dokumentieren Rinklebe et al. (2003) ca. 80 bis 98 t ha⁻¹ organischen Kohlenstoff in ackerbaulich genutzten Parabraunerden aus Löss und in forstlich genutzten (Laubwald) ca. 90 bis 104 t ha⁻¹ bezogen auf 1 m Bodentiefe. Jedoch speichern Schwarzerden aus Löss des Mitteldeutschen Trockengebietes bei optimaler Bewirtschaftung unter Acker ca. 80 t ha⁻¹ Corg bezogen auf 30 cm Bodentiefe, wengleich nur ca. 20 t ha⁻¹ hiervon verfügbar sind (Körschens et al., 1998).

Nach Eindeichung bleibt allochthone Humuszufuhr aus, daher findet sich im Außendeichsgebiet ein höheres Kohlenstoffniveau in Oberböden.

Hohe Anteile des in 1 m Bodentiefe vorhandenen Kohlenstoffes (≥ 50%) findet sich bei allen Nutzungstypen unterhalb des Ah bzw. Ap-Horizontes. Ackerstandorte besitzen von den drei Nutzungstypen den relativ größten Anteil des organischen Kohlenstoffes im Oberboden. Dagegen sind vor allem die Waldstandorte durch relativ und absolut hohe Kohlenstoffmengen im Unterboden gekennzeichnet. Unterhalb des Ah finden sich dort durchschnittlich 58 % des in 1 m Bodentiefe vorhandenen Kohlenstoffes. Ausschlaggebend für diese Charakteristika sind eine Durchwurzelung mit biologischer Aktivität bis in größere Tiefen

als an anders genutzten Standorten. Außerdem werden hier die Corg-Gehalte und -vorräte durch die fortlaufende Einarbeitung von Streumaterial erhöht.

Insbesondere in Böden der Auwälder kann die Speicherleistung für organischen Kohlenstoff diejenige von terrestrischen Böden überschreiten. Eine Erhöhung des Waldanteils in Auen kann daher deren Leistung als Kohlenstoffspeicher erhöhen.

Literatur

- Altermann, M.; Rosche, O.; Wiechmann, H.; Eisenmann, V. (2001): Zustand und Eigenschaften der Auenböden sowie deren ökologische Eigenschaften nach Deichrückbau. Endbericht des Teilprojektes 2 Bodenkunde und Ökologie des vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt geförderten Projektes: Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt" (FKZ: 0339576). 169 S. und Anhang.
- Eisenmann, V. (2002): Die Bedeutung der Böden für das Renaturierungspotential von Rückdeichungsgebieten an der Mittleren Elbe. – Hamburger Bodenkundl. Arb. 51.
- Koch, S. (2001): Charakterisierung der Standorteigenschaften von Böden in naturnahen Auenwäldern. Unveröff. Diplomarbeit, Inst. für Bodenkunde. Univ. Hamburg. 93 S.
- Körschens, M.; Weigel, A.; Schulz, E. (1998): Turnover of soil organic matter (SOM) and Long-term balances - Tools for evaluating sustainable productivity of soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 161. 409-424.
- Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Neue, H.-U. (2001): Der umsetzbare Kohlenstoff als Indikator für die potentielle bodenmikrobielle Aktivität in Auenböden. UFZ-Bericht. Nr. 8/2001. 74 - 83.
- Rinklebe, J.; Makeschin, F. (2003): Der Einfluss von Acker- und Waldnutzung auf Boden und Vegetation – Ein Zeitvergleich nach 27 Jahren. – Forstwiss. Cbl. 122. 2. 81-98.

Humusformenausprägung basenarmer nasser Waldstandorte im Sauerland – Ein Beitrag zur Weiterentwicklung der Humusformensystematik

Claudia Erber* & Gabriele Broll**

Einleitung

Der AK Humusformen hat auf der DBG-Jahrestagung 2003 in Frankfurt/Oder eine überarbeitete Humusformenklassifikation vorgestellt (Milbert & Erber, dieser Band). In dieser Klassifikation gibt es die Klasse der aero-hydromorphen Humusformen, die sich durch einen Wassereinfluss im Mineraloberboden auszeichnet, der bis in die organische Auflage wirkt und dort zu veränderten Umsetzungen führt. Eine weitere Neuerung ist, dass jede Humusform durch eine eigene Horizontabfolge charakterisiert ist und die Ansprache der Horizonte makromorphologisch im Gelände möglich sein sollte. Daher werden Ansprachekriterien benötigt, die den Wassereinfluss in den organischen Auflagehorizonten kennzeichnen.

Standorte und Methoden

Die Untersuchungsstandorte befinden sich im Sauerland in einer Höhenlage zwischen 450 und 600 m ü NN überwiegend in Hangfußposition. Die jährliche Niederschlagsmenge liegt über 1000 mm, so dass die Standorte stark von Hangnässe, allerdings aufgrund der Substratschichtung und ihrer Position im Gelände auch durch Stau- und Grundnässe geprägt sind.

Es werden Ergebnisse von 3 Standorten vorgestellt:

Fichte 1: Ebbegebirge, Unterhangslage, Hangpseudogley, Sitkafichtenbestand ohne Kraut- und Strauchschicht

Fichte 2: Amsberger Wald, Hangfuß, kleinräumiger Wechsel von Moorgley und Nassgley, Sitkafichtenbestand ohne Kraut- und Strauchschicht

Erle: Amsberger Wald, Hangfuß, kleinräumiger Wechsel von Moorgley und Nassgley, in der Krautschicht dominieren *Luzula sylvatica* und *Equisetum sylvaticum*

In einem homogenen Bereich wurde eine Rasterkartierung der Humusformen durchgeführt, bei der eine Vielzahl von morphologischen Merkmalen aufgenommen wurden (Babel 1971, Zezschwitz 1976, Klinka et al. 1981). Seit 2001 wird über Tensiometer im Mineralboden und Thetasonden in den organischen Auflagen der Wasserhaushalt der Standorte kontinuierlich erfasst.

Ergebnisse

Wasserregime

Nach der Bodenfeuchteregime-Typeneinteilung von Zepp (1995) sind die Böden der Untersuchungsstandorte 'Fichte 2' und 'Erle' in 25-30 cm Bodentiefe als „permanent nass“ (N), und der Standort 'Fichte 1' als „überwiegend feucht bis sehr feucht, zeitweise nass“ (NsF1-2) einzustufen (Abb. 1). An „permanent nassen“ Standorten im Sinne Zepps liegt der Mittelwert und die Standardabweichung der Saugspannung in 50 cm

Mineralbodentiefe oberhalb von -5 hPa liegt. Dieses war für die Standorte 'Fichte 2' und 'Erle' für die Jahre 2001 und 2002 der Fall. Am Standort 'Fichte 1' traten vor allem im Jahr 2001 kurzfristig Saugspannungen von bis zu -350 hPa (pF 2,5) auf, wodurch der Jahresmittelwert der Saugspannung deutlich abfiel.

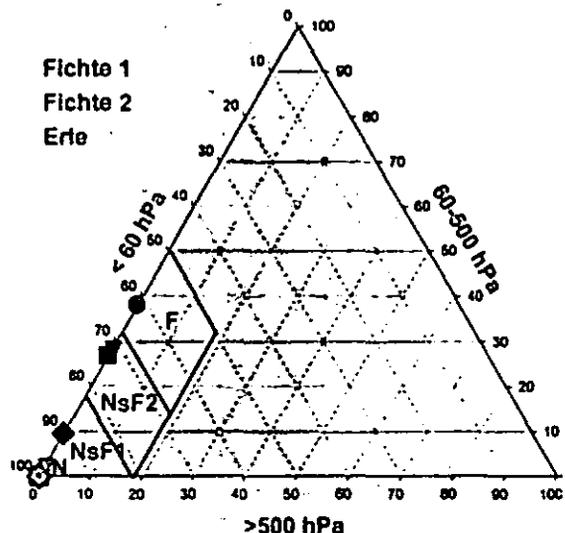


Abb. 1: Bodenfeuchteinstufung nach Zepp (1995) in Abhängigkeit von der Häufigkeitsverteilung der Saugspannung (Kreis und Dreieck in 10 cm Tiefe, Quadrat und Raute in 30 cm Tiefe)

Die hohe Bodenfeuchte des Mineralbodens bedingt eine entsprechend lang andauernde Wassersättigung in den organischen Auflagen (Abb. 2). Die Oh-Lage der Standorte 'Fichte 2' und 'Erle' ist nahezu ganzjährig wassergesättigt, für die Oh-Lage des 'Fichte 1'-Standortes gilt dieses nur für gut 60 % des Jahres. Hinsichtlich der Häufigkeit der Wassersättigung gibt es keinen Unterschied, ob ein ganzes Jahr oder nur die Vegetationsperiode betrachtet wird.

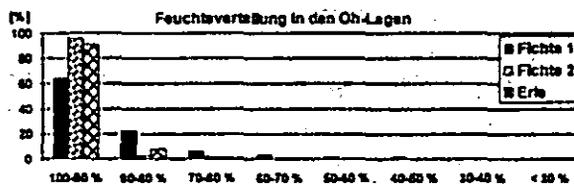


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung verschiedener Wassersättigungsstufen der Oh-Lagen

Der Wassereinfluss in den Of-Lagen ist deutlich geringer ausgeprägt (Abb. 3). Die für mikrobielle Umsetzungen optimalen Wassersättigungen von 60-80 % treten zu über 60 % des Jahres auf. Eine Hemmung der mikrobiellen Aktivität aufgrund von Trockenheit ist an keinem Standort zu erwarten.

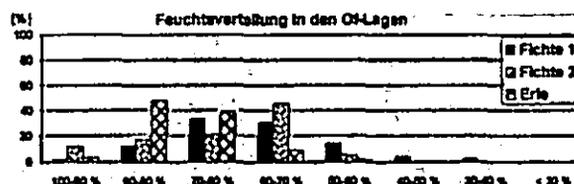


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung verschiedener Wassersättigungsstufen der Of-Lagen

* Institut f. Landschaftsökologie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster, E-Mail: erberc@uni-muenster.de

** ISPA, Abteilung Geo- und Agrarökologie, Hochschule Vechta, E-Mail: gbroll@ispa.uni-vechta.de

Tab. 2: Mächtigkeit und Corg-Gehalt der organischen Auflagen
(min = Minimum, 25% = 25%-Quantile, med = Median, 75% = 75%-Quantile, max = Maximum)

		Fichte 1					Fichte 2					Erle				
		min	25%	med	75%	max	min	25%	med	75%	max	min	25%	med	75%	max
Mächtigkeit (mm)	L	5	7	10	13	20	4	4	10	22	30	2	2	10	30	33
	Of	0	25	35	53	100	12	25	28	50	65	7	15	30	37	85
	Oh	10	24	30	50	70	12	27	35	58	115	18	26	53	79	155
Corg-Gehalt (%)	L	50,1	50,6	50,6	51,3	52,3	49,9	50,3	50,5	51,1	54,6	47,9	48,2	49,5	52,3	55,2
	Of	31,3	44,4	47,9	49,6	52,2	46,8	48,5	50,2	50,5	52,5	47,2	48,9	50,2	51,6	53,3
	Oh	5,5	17,6	21,4	23,9	29,5	20,6	33,1	38,0	41,0	46,4	28,8	41,9	46,5	48,9	50,8

Humusformen

Die organischen Auflagen der Nadelwaldstandorte werden ausschließlich von Fichtenstreu gebildet; am Erlenstandort besteht sie überwiegend aus *Luzula*-Streu, denn die Erlenblätter sind in der Regel innerhalb eines Jahres verschwunden.

Da sich die organischen Lagen hinsichtlich der Acidität und des C/N-Verhältnisses wenig unterscheiden (Tab. 1), sind morphologische Unterschiede vermutlich auf die Intensität des unterschiedlichen Wassereinflusses zurückzuführen. Einzig das C/N-Verhältnis der L-Lage des Erlenstandortes weist auf den günstigen Einfluss der Erlenstreu hin.

Tab. 1: Chemische Kenndaten der Auflagehorizonte

		Fichte 1	Fichte 2	Erle
pH (H ₂ O / CaCl ₂)	Of	4,4 / 3,4	4,2 / 3,4	4,2 / 3,2
	Oh	3,5 / 3,2	3,7 / 3,2	3,8 / 3,2
C/N	Of	24,9	23,6	20,1
	Oh	19,2	18,6	19,2

Bezüglich der Mächtigkeit der Auflagehorizonte unterscheiden sich die drei Standorte nicht nennenswert (Tab. 2). Tendenziell mächtigere Oh-Lagen finden sich an den Standorten 'Fichte 2' und 'Erle', jedoch sind diese Unterschiede statistisch nicht absicherbar.

Der Gehalt an organischer Substanz der Oh-Lagen steigt statistisch signifikant ($\alpha = 0,05$) von 'Fichte 1' über 'Fichte 2' nach 'Erle' hin an. Die höheren Corg-Gehalte der Oh-Lage der nassen Standorte können als Ursachen den längeren Wassereinfluss, die größere Mächtigkeit der Oh-Lage und/oder das teilweise Auftreten von Torflagen unter der Oh-Lage haben.

Die Of-Lage des Standortes 'Fichte 1' gliedert sich in eine an organischer Feinsubstanz (oFS) ärmere (10-30 % oFS, = Off-Lage) und eine an oFS reichere (30-70 % oFS, = Ohf-Lage) Variante, die beide etwa gleich mächtig sind. Am nassen Standort 'Fichte 2' überwiegt

die Ohf-Lage. Vermutlich fördert die bessere Durchfeuchtung die Bildung stärker humifizierter Lagen.

Da an den drei Standorten eine locker oder bröckelig ausgebildete Oh-Lage überwiegt (Abb. 4), sind die Humusformen den Feuchtmorphen zuzuordnen. Kompakte Oh-Lagen treten nur an den Nadelwaldstandorten auf. Bemerkenswert ist jedoch, dass die Oh-Lage des trockeneren 'Fichte 1'-Standortes häufiger kompakt ausgebildet ist als die des nassen 'Fichte 2'-Standortes.

Schlussfolgerungen

Die untersuchten organischen Auflagen sehr feuchter und nasser Waldstandorte sind den Feuchtmorphen zuzuordnen. Aufgrund des lang andauernden Wassereinflusses in den Auflagehorizonten reichert sich vermehrt organische Feinsubstanz an, was sich in der Ausbildung von Ohf- sowie mächtigeren Oh-Lagen äußert. Über das Ausmaß der Anreicherung organischer Feinsubstanz aufgrund des Wassereinflusses liegen bisher zu wenige Daten vor, als dass hierüber eine morphologische Abgrenzung von aeromorphen und aero-hydromorphen Humusformen erfolgen könnte. Eine klare Abgrenzung zwischen aeromorphen und aero-hydromorphen Auflagehumusformen existiert deshalb noch nicht. Zur Ansprache wird man daher zunächst auf weitere Hilfsmittel (Kenntnisse zum Standort, beobachtete Wasseraustritte, Vegetation) zurückgreifen müssen. Eine Abgrenzung zwischen hydromorphen und aero-hydromorphen Auflagehumusformen ist durch das Merkmal „aktuelle Torfbildung“ bei den hydromorphen Humusformen makromorphologisch ohne Schwierigkeiten möglich. Weiterhin ist ungeklärt, wie mit unterschiedlichen Sauerstoffregimen umgegangen werden soll, da der fehlende Sauerstoff und nicht der Wasserüberschuss die C-Akkumulation bewirkt.

Literatur

Babel, U. (1971): Gliederung und Beschreibung des Humusprofils in mitteleuropäischen Wäldern. Geoderma 5: 297-324
 Klinka, K., Green, R.N. Trowbridge, R.L. u. L.E. Lowe (1981): Taxonomic Classification of Humus Forms in Ecosystems of British Columbia. First Approximation, Ministry of Forests, Vancouver
 Milbert, G. & C. Erber (dieser Band): Gliederung und Definition der Humusformen – Statusbericht
 Zepp, H. (1995): Klassifikation und Regionalisierung von Bodenfeuchteregime-Typen. Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 9, Gebrüder Borntraeger, Berlin, 224S.
 Zezschwitz, von E. (1976): Ansprachemerkmale der terrestrischen Waldhumusformen des nordwestdeutschen Mittelgebirgsraumes. Geol. Jb. F3: 53-105

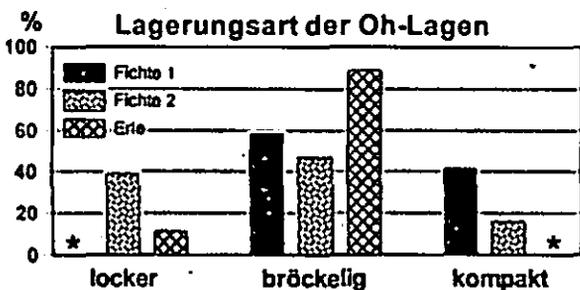


Abb. 4: Lagerungsart der Oh-Lage (* nicht aufgetreten)

Muster der montanindustriell verursachten Schadmetallgehalte in einer Grünfläche zwischen zwei Wohnblöcken - ein Beitrag zur Kartierung der Bodenbelastung in Städten

Harald Ertl und Wolfgang Burghardt, Essen¹

Die Schadmetallgehalte im Oberboden von montanindustriellen Ballungsräumen wie dem Ruhrgebiet sind in hohem Maße durch Staub-Immisionen bestimmt. Schadstoffe aus diesen Immisionen werden als atmosphärische Deposition oberflächennah in Böden angereichert. Die Deposition erfolgt dabei nicht flächendeckend einheitlich, sondern als Folge verschiedener Einflussfaktoren in Form unterschiedlicher Muster.

Die wesentlichen bisher in der Literatur beschriebenen Muster sind: 1. Muster an Straßen: Schadelementgehalte nehmen mit zunehmender Entfernung vom Fahrbahnrand ab (z.B. Reutter et al. 1993). 2. Muster um (Einzel)Emittenten: Um starke Emittenten treten deutliche konzentrische Muster der Schadstoffgehalte auf (z.B. Soldt und Einax 1998). 3. Muster unter Bäumen: Bedingt durch die Bündelung des Traufwassers im Kronentraufbereich und in Stammnähe sind Schadelemente in diesen Bereichen erhöht (vergleiche Muster des Niederschlags in Geiger 1975).

Daneben sind Fälle bekannt, bei denen Boden-Schadstoffgehalte atmosphärischen Ursprungs mit zunehmender Nähe zu Hauswänden zunehmen (Reutter et al. 1993). Darüber hinausgehende Untersuchungen zu den Mustern atmosphärisch bedingter Schadstoffgehalte in Oberböden auf lokaler Maßstabebene liegen nach Kenntnis der Autoren nicht vor.

In diesem Beitrag werden Ergebnisse einer kleinräumigen, flächenhaften Erfassung der Schadstoffgehalte einer Rasenfläche zwischen zwei Nord-Süd-orientierten Wohnhäusern vorgestellt. Eine 15x36 m große Fläche einer Wohnsiedlung in Essen (zentrales Ruhrgebiet) wurde engmaschig in den Tiefen 0-2, 2-5 und 5-

10 cm beprobt (64 Probennahmestellen) und die horizontale räumliche Variabilität und Struktur der oberflächennahen anorganischen Bodenkontamination mit den Methoden der Statistik und der Geostatistik erfasst (Ertl & Burghardt 2003). Der königswasserlösliche Gehalt der (Schad)Stoffe As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, P, Pb, Sb, Sn, V und Zn wurde bestimmt. Wegen des seit 1954 ungestörten, gleichmäßigen Bodenaufbaus und des gleichmäßigen Rasenbewuchses der Untersuchungsfläche ist im langjährigen Mittel prinzipiell von einer räumlichen Gleichverteilung der atmosphärischen Deposition auszugehen. Wegen der straßenfernen Lage der Fläche ist kein direkter Einfluss von Verkehrsemissionen anzunehmen.

Die anorganische Kontamination des Bodens und die Gefährdung von Mensch und Grundwasser ist hoch. Die Schadelementgehalte zeigen deutliche Muster montanindustriell-atmosphärisch verursachter Schadmetallgehalte, die im Folgenden beschrieben werden. Im Anschluss daran wird die Bedeutung dieser Muster für die Bodenbelastungskartierung in Städten dargestellt.

Muster der montanindustriell-atmosphärisch verursachten Schadmetallgehalte:

Durch die an die Untersuchungsfläche angrenzenden Wohnhäuser ist es zu einer räumlichen Differenzierung der atmosphärischen Deposition und der Bodenkontamination gekommen, die sich in räumlichen Mustern der Kontamination ausdrückt. Die räumlichen Muster sind wesentlich durch den Einfluss der die Untersuchungsfläche umgebenden Flächennutzung auf den Wind verursacht. Hohe Windgeschwindigkeiten halten atmosphärischen Staub in der Schwebelage, geringe Windgeschwindigkeiten dagegen, wie im Windschatten von Häusern, bedingen eine verstärkte Deposition. Dieser Prozess bewirkt zusammen mit der südwestlichen Hauptwindrichtung das dominierende Muster der Bodenkontamination, das Mangan-Muster (Abb. 1 a). Mangan ist ein Leitelement für den atmosphärischen Staub und in Stadtböden des Ruhrgebietes ein Indikatorelement für Bodenkontaminationen der Quellengruppe Eisen- und Stahlverhüttung und -verarbeitende Industrie. Zudem ist in Kohle, dem dominierenden bergbaulich-industriellen Wirtschaftsgut und wichtigsten Brennstoff des Ruhrgebietes im 20. Jahrhundert, viel Mangan enthalten. Die Quelle der Bodenkontamination des Mangan-Musters ist daher die regionale

¹ Universität Oldenburg, Fakultät V, Institut für Chemie, 26111 Oldenburg, h.ertl@web.de / Universität Duisburg-Essen, Standort Essen, Angewandte Bodenkunde, Universitätsstraße 5, 45117 Essen, wolfgang.burghardt@uni-essen.de

industriell-bergbauliche Luftverschmutzung des Ruhrgebietes. Das Muster tritt bei As, Cd, Cr, Co, Ni, Sb, V, Mn und Fe auf.

Das zweite Grundmuster ist durch die lokale Emission von Schadstoffen aus den Schornsteinen der angrenzenden Häuser verursacht. Deren Abluffahnen werden in Hauswandnähe durch das pH-Wert- bzw. Barium-Muster nachgezeichnet (Abb. 1 b). Die Schadstoffe mit diesem räumlichen Muster sind in Kohle in hohen Anteilen enthalten. Barium in Stadtböden des Ruhrgebietes ist ein Indikatorelement für Bodenbelastungen durch Steinkohle-Verbrennung, die in den Häusern der untersuchten Siedlung bis in die 70er Jahre als Brennstoff für dezentrale Kohleöfen in jeder Wohnung verwendet worden ist. Durch die geringe Windgeschwindigkeit und daher erhöhte Deposition in Hauswandnähe ist es im Bereich der Hausbrand-Abluffahnen zu einer verstärkten Deposition von Schadstoffen der Hausbrand-Emissionen gekommen, die dieses räumliche Muster bewirkt hat (Auftreten: Pb, Cu, Zn, Sn, Ba, P, pH-Wert).

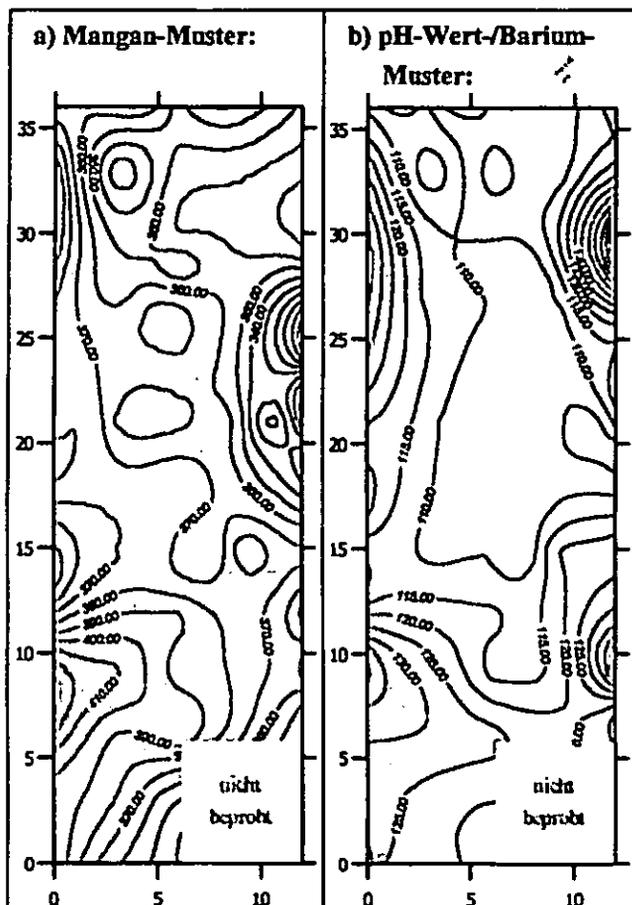


Abb. 1: Mangan- (a) und pH-Wert-/Barium-Muster (b) der oberflächennahen Bodenkontamination der Untersuchungsfläche. Bereiche erhöhter Gehalte sind grau hinterlegt (Elementgehalte in mg/kg, Karten genordet, Hoch- und Rechtswerte des Beprobungsrasters in Meter).

Bedeutung räumlicher Schadelementmuster für die Bodenbelastungskartierung in Städten:

Im Gegensatz zu land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden existiert für den Siedlungsbereich kein ausgereiftes Verfahren zur Bodenbelastungskartierung. Insbesondere ist unklar, wie groß die räumliche Variabilität der Bodenkontamination zu beprobender Flächen ist und ob es räumliche Muster gibt. Daher ist nicht bekannt, wie groß der für eine repräsentative Beprobung notwendige, maximale Beprobungsabstand ist und ob die bisher verwendeten Methoden (Barkowski et al. 2002) die räumliche Variabilität der Bodenkontamination angemessen berücksichtigen.

Mit verschiedenen Ansätzen ist in dieser Untersuchung ein maximaler Beprobungsabstand von 10 m ermittelt worden. Die räumliche Variabilität der Untersuchungsfläche entspricht etwa der von Acker-, Garten- und Grünlandböden (Variationskoeffizient: 10 %, Nugget-Effekt: 30 %, Reichweite: 15 m). Die Variabilität der Gesamtfläche (Untersuchungsfläche plus je ein 3 m breiter Streifen zwischen Untersuchungsfläche und Häusern) ist ca. 35% höher (lineare Extrapolation). Zwischen den beiden die Fläche im Westen und Osten begrenzenden Gebäuden haben sich deutliche Muster der oberflächennahen Bodenkontamination gebildet (siehe oben). Der in dieser Untersuchung ermittelte maximale Beprobungsabstand von 10 m bestätigt die Angaben von Barkowski et al. (2002). Die von Barkowski et al. (2002) geforderten Mindestabstände der Probennahmestellen von Gebäuden, Bäumen, Versorgungsleitungen (10 m) und Nutzungsgrenzen (20 m) sind jedoch zu groß, um die Bodenkontamination in ihrer räumlichen Variation repräsentativ zu erfassen. Daher sind diese Abstände zu verringern.

Literatur:

Barkowski, D. et al. (2002): Grundlagen und Empfehlungen zur Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten im Siedlungsbereich. LUA NRW. unveröffentlicht. / Ertl, H. & Burghardt, W. (2003): Investigation of the Small Scale Inorganic Soil Contamination Variation and Patterns between Blocks of Flats - a Contribution to Soil Contamination Mapping of Urban Areas. SUITMA2003 / Geiger, R. (1975): The Climate near the Ground. Harvard University Press. / Reutter, U. et al. (1993): Seitenstreifen-Altlasten in der Stadt. ILS-Schriften 78, Dortmund. / Soldt, U. und J. W. Einax (1998): Statistische Aus- und Bewertung immissionsbedingter Bodenbelastungen. Fallstudie des Altstandortes Dorndorf-Stuedernitz (Thüringen). UWSF 10 (1). S. 23-29.

Großräumige Erhebung bodenchemischer Kennwerte auf Grundlage räumlich repräsentativer Messnetzsysteme

A. von Eschwege*, Th. Behrens**, F. Hebeler, O.****
Schneider***, Th. Scholten**, P. Felix-Henningsen****

Labile bodenkundliche Kennwerte, wie der Gehalt an organischer Substanz oder der pH-Wert, stellen wesentliche Steuergrößen für die meisten Bodenfunktionen dar. Sie bestimmen direkt oder indirekt chemische, physikalische und biologische Bodeneigenschaften und beeinflussen so das Pflanzenwachstum. Die flächenhafte Erhebung dieser Bodenmerkmale gestaltet sich jedoch aufgrund der hohen Variabilität, die durch einen Komplex vielfältiger Wirkungszusammenhänge verursacht wird, als äußerst aufwendig. Eine hinreichend dichte Beprobung ist mit konventionellen Probenahmeschemata, wie Raster- oder Zufallsmessnetzen (vgl. z.B. SCHMOTZ, 1996), gerade für großräumige Gebiete häufig nicht durchführbar.

Im Rahmen des SFB 299 "Landnutzungskonzepte für periphere Regionen" wurde zunächst ein Beprobungskonzept entwickelt, das die flächenhafte und hochauflösende Erhebung labiler Bodeneigenschaften für kleinräumige Gebiete (<5 km²) mit einem vertretbaren Probenvolumen gestattet (vgl. SZIBALSKI 2001). Es beruht auf der Einbeziehung von Vorinformationen (sog. Indikatorgrößen), die auf das zu untersuchende Bodenmerkmal einen signifikanten Einfluss ausüben und die für das Untersuchungsgebiet flächendeckend zur Verfügung stehen. Durch die Kombination mehrerer Indikatorgrößen wird mittels GIS eine Karte mit Raumeinheiten erstellt. Diese wirken in ihrer jeweiligen Merkmalskombination unterschiedlich auf die zu untersuchenden labilen Bodenparameter ein. Auf Basis dieser Karte erfolgt anschließend die Ermittlung von Probenahmestellen unter Berücksichtigung der Nachbarschaftsstrukturen der einzelnen Raumeinheiten (Regionale Assoziationsanalyse).

Der mit der zweiten SFB-Projektphase erfolgte Übergang von kleinräumigen Untersuchungsräumen auf Gemar-

kungsebene zu großräumigen Gebieten auf der Maßstabsebene von Flusseinzugsgebieten (hier: das Flusseinzugsgebiet der Dill) stellt besondere Anforderungen an den Regionalisierungsprozess labiler Bodeneigenschaften: Neben der Bestimmung geeigneter Indikatorgrößen auf mesoskaliger Maßstabsebene, ergeben sich neue Anforderungen an den Auswahlprozess repräsentativer Probenahmestellen. Eine allein auf der Regionalen Assoziationsanalyse beruhende Ermittlung von Probenahmestellen, wie sie für die Beprobung makroskaliger Landschaftsausschnitte eingesetzt werden kann, ist für mesoskalige Landschaftsräume aufgrund der daraus resultierenden hohen Anzahl an Probenahmestellen nicht praktikabel.

Es ist daher erforderlich, einen (oder mehrere) für das Gesamtgebiet hinsichtlich seiner Indikatorenstruktur repräsentativen *Teilraum* zu bestimmen, der als Beprobungsraum dient und dessen Untersuchungsergebnisse anschließend auf den Gesamttraum übertragen werden. Die Auswahl solcher kleinräumigen Referenzgebiete zur Beprobung und anschließender Übertragung der Untersuchungsergebnisse auf eine größere Region wird für unterschiedliche bodenkundliche Fragestellungen bereits seit längerer Zeit diskutiert (z.B. FAVROT 1989, FAVROT et al. 1996, LAGACHERIE et al. 1997, VOLTZ et al. 1997). Der Auswahlprozess selbst erfolgt dabei aber zumeist durch Experten (LAGACHERIE, 2001) und ist demnach nicht frei von subjektiven, d.h. bearbeiterspezifischen Einschätzungen. Die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wird dadurch entscheidend eingeschränkt.

Das Ziel eines objektiven Regionalisierungsprozesses besteht daher in der Umsetzung eines Auswahlprozesses für repräsentative Untersuchungsteilräume, der durch mathematische Definition der Auswahlkriterien objektive und reproduzierbare Ergebnisse liefert.

Die Ermittlung signifikanter Indikatorgrößen stellt den ersten Schritt des Stichprobenverfahrens dar. Während dieses Arbeitsschrittes werden Indikatorgrößen in Form digitaler Karten ausgewählt bzw. erzeugt. Ihr Einfluß auf den zu untersuchenden Bodenkennwert (pH-Wert, C_{org}-Gehalt) ist in Abhängigkeit des Skalenniveaus und der Verteilungseigenschaften durch varianzanalytische, parametrische und nichtparametrische Tests anhand von Analysendaten aus Voruntersuchungen zu überprüfen. Als signifikante Indikatorgrößen werden solche Datensätze ausgewählt, die einen nachweisbaren Einfluss auf den labilen Bodenkennwert besitzen und die zugleich untereinander nicht korrelieren.

Da eine flächendeckende Beprobung des gesamten Untersuchungsgebietes nicht realisierbar ist, ist ein Teilraum auszuweisen, der einer Beprobung zur Bestimmung der C_{org}-Gehalte sowie der pH-Werte unterzogen wird. Dieser Teilraum soll hinsichtlich der Raumstruktur seiner Indikatorgrößen, d. h. der Häufigkeit ihres Vorkommens, ihrer

-
- * Weilstr. 3, 65183 Wiesbaden
E-Mail: a.voneschwege@web.de
 - ** Institut für Geographie, Professur für
Physische Geographie und Bodenkunde
Löbdergraben 32, 07743 Jena
E-Mail: thorsten.behrens@uni-jena.de
thomas.scholten@uni-jena.de,
 - *** Niedwiesenstraße 14, 60431 Frankfurt am Main
E-Mail: OliFFM@web.de
 - **** Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
Heinrich-Buff-Ring 32, 35392 Giessen
E-Mail: Peter.Felix-H@agrari.uni-giessen.de
felix@hebeler.net

Größe und Form repräsentativ für das gesamte Untersuchungsgebiet sein.

Die Auswahl eines repräsentativen Untersuchungsteilraumes erfolgt durch den ausschnittweisen („moving-window“) Vergleich unterschiedlicher Flächen- und Verteilungsindizes mit denen des gesamten Untersuchungsraumes. Derjenige Ausschnitt, der insgesamt die höchste Übereinstimmung mit dem Gesamttraum aufweist, wird als Beprobungsraum ausgewiesen. Zur Beurteilung der Repräsentanz werden nachfolgende Indizes herangezogen:

Verteilungsindex

Mittels eines Verteilungsindex (BEHRENS et al., 2003) erfolgt ein Vergleich der relativen Häufigkeit des Auftretens der Raumeinheiten in den Einzelausschnitten mit denen der Gesamtkarte. Dieser Index ist an den aus der induktiven Statistik bekannten χ^2 -Anpassungstest angelehnt, beschreibt jedoch die Abweichungen v in der Verteilung der Raumeinheitengröße auf Basis von Flächenanteilen:

$$v = \sum_{i=1}^n \frac{(h_{TR,i} - h_{K,i})^2}{h_{K,i}}$$

$h_{TR,i}$: relativer Flächenanteil der Raumeinheit i im zu testenden Teilraum

$h_{K,i}$: relativer Flächenanteil der Raumeinheit i in der Gesamtkarte

Aggregation index

Der von He et al. (2000) für Rasterdaten vorgeschlagene Aggregation Index beschreibt das Ausmaß der Aggregation der einer Klasse zugehörigen Kartenpixel. Durch den Vergleich der Anzahl der gemeinsamen Kanten von Pixeln gleicher Klasse zu der bei maximaler Aggregation (quadratische Anordnung) möglichen Zahl, wird ein Kennwert erhalten, der das Ausmaß der Clusterung mit Werten zwischen 0 (keine Aggregation, alle Pixel einer Raumeinheit liegen einzeln) und 1 (komplette Aggregation, alle Pixel einer Raumeinheit liegen in quadratischer Anordnung zusammen) beschreibt:

$$AI_i = \frac{e_{i,i}}{e_{\max i,j}}$$

AI_i : Aggregation Index der Raumeinheit (Klasse) i

$e_{i,i}$: Anzahl der gemeinsamen Pixelkanten der Raumeinheit i

$e_{\max i,j}$: maximale Anzahl der gemeinsamen Pixelkanten der Raumeinheit i , wobei gilt:

$$e_{\max i,j} = 2l(l-1) \quad \text{für } m = 0$$

$$e_{\max i,j} = 2l(l-1) + 2m - 1 \quad \text{für } m < n$$

$$e_{\max i,j} = 2l(l-1) + 2m - 2 \quad \text{für } m = n,$$

mit: $m = A_i - l^2$

A_i : Gesamtfläche der Raumeinheit i

l : ganzzahlige Kantenlänge des größten Quadrates kleiner als A_i

Durch die flächengewichtete Summierung der AI_i aller Raumeinheiten wird der Aggregation Index der Gesamtkarte AI_K erhalten:

$$AI_K = \sum_{i=1}^n AI_i \cdot a_i$$

a_i : prozentualer Flächenanteil der Raumeinheit i an der Gesamtkarte

Durch den ausschnittweisen Vergleich des AI_K der Gesamtkarte mit dem des jeweiligen Teilraumes erfolgt die Beurteilung des Ausmaßes der Übereinstimmung.

Die Bestimmung eines für das Gesamtgebiet repräsentativen Untersuchungsteilraumes erfolgt auf Grundlage vorstehender Indizes sowie unter Berücksichtigung des Fremdflächenanteils (Flächen, die nicht einer Beprobung unterzogen werden können). Damit wird sichergestellt, dass in dem zu beprobenden Teilgebiet die Raumeinheiten in hinreichender Größe aufzufinden sind.

Literatur

BEHRENS, T., ESCHWEGE, A. V., SCHNEIDER, O., HEBELER, F., SCHOLTEN, T., FELIX-HENNINGSSEN, P. (2003): Computer aided sampling – definitions and new methods for representativ spatial sampling. (in Vorbereitung)

FAVROT, J.C. (1989): Une stratégie d'inventaire cartographique à grande échelle: la méthode des secteurs de référence. Science du sol, 27, 351-368.

FAVROT, J.C., ISBERIE, C., KOSUTH, P., ZIMMER, D. (1996): Secteurs de références et connaissance du milieu physique: sols, climat, ressources en eau. C.R. Acad. Agric. Fr., 82, 37-54.

HE, H.S., DEZONIA, B.E., MLADENOFF, D.J. (2000): An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. Landscape Ecology, 15, 591-601.

LAGACHERIE, P., CAZEMIER, D.R., GAANS VAN, P.F.M., BURROUGH, P.A. (1997): Fuzzy k-means clustering of fields in an elementary catchment and extrapolation to a larger area. Geoderma 77, 197-216.

LAGACHERIE, P., ROBBEZ-MASSON, J.M., NGUYEN-THIE, N., BARTHÈS, J.P. (2001): Mapping of reference area representativity using a mathematical soilscape distance. Geoderma, 101, 105-118.

SCHMOTZ, W. (1996): Entwicklung und Optimierung von Verfahren zur flächenhaften Erfassung der Schadstoffgehalte in Böden. In: EcoSys – Beiträge zur Ökosystemforschung, 17, Verein zur Förderung der Ökosystemforschung zu Kiel e.V., Kiel.

SZIBALSKI, M. (2001): Großmaßstäbige Regionalisierung labiler Bodenkennwerte in standörtlich hochdiversen Kulturlandschaften. Dissertation. <http://bibd.uni-giessen.de/ghm/2001/uni/d010004.htm>, Justus-Liebig-Universität Gießen.

VOLTZ, M., LAGACHERIE, P., LOUCHART, X. (1997): Predicting soil properties over a region using sample information from a mapped reference area. Eur. J. Soil Sci. 48, 19-30.

Stadtböden im saarländischen Bodeninformationssystem SAARBIS

FETZER¹, K. D., K. DRESCHER-LARRES² &
J. WEYRICH²

Einleitung

Das Saarland ist durch eine intensive Besiedelung und wirtschaftsgeschichtlich in besonderer Weise durch die Montanindustrie geprägt. Böden der urban, gewerblich, industriell und montan überformten Flächen nehmen große Flächenanteile ein. Sie bilden daher einen Schwerpunkt im saarländischen Bodeninformationssystem SAARBIS, das 1990 am Landesamt für Umweltschutz eingerichtet wurde. Dabei erfordern die spezifischen Besonderheiten urbaner Böden, wie z.B. die große Substratvariabilität, neue Konzepte bei der Datenerhebung. Für die Erfassung, Verarbeitung und Auswertung der Informationen müssen methodische Standards festgelegt werden.

Methodik

Das Bodeninformationssystem SAARBIS besteht aus einer Sachdatenbasis (Profil- und Labordatenbank, grafische Flächendaten) und einer Methodenbank, die Auswertungsmodule zur Funktionalisierung von Böden bereitstellt. Auf der logischen Ebene wurde ein konzeptionelles Datenmodell „Stadtböden“ entwickelt, das verschiedene Gestaltungsebenen einschließt. Auf der Ebene des Objekt-System-Designs (OSD) wird die Problemstellung formuliert und eine Lösung für die Organisation der stadtbodenspezifischen Aufgabenstellung aufgezeigt. Auf dieser Ebene wurde u.a. ein Verfahren zur Erstellung von Konzeptkarten für die Kartierung von Stadtböden und ein Merkblatt für Flächenfreigabemappen realisiert. Die informationsspezifischen Belange (z. B. Entwurf von Formblatt und Datenschlüssel mit den Merkmalen von Stadtböden) werden auf der Ebene des Informations-System-Designs behandelt. Als Modellstandorte der Stadtbodenkartierung wurde ein Spektrum charakteristischer Nutzungstypen des Großraumes Saarbrücken untersucht.

Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Aufbau, Genese und Eigenschaften von anthropogen überformten Böden werden vor allem durch die Nutzungsgeschichte bestimmt. Die Stadtbodenkartierung erfordert daher sowohl aufwändige organisatorische Vorarbeiten zur Vermeidung von Unfallrisiken (Versorgungsleitungen, Altlasten, Munition, Blindgänger etc.) als auch eine intensive Auswertung von Informationsgrundlagen, die bereits im Vorfeld der Kartierung raumbezogene Hinweise auf Art und Ausmaß anthropogener Bodenveränderungen geben. Für das Untersuchungsgebiet Saarbrücken wurden auf der Basis einer Stadtbiotopkartierung (JUSTINGER & GERSTNER 1984), multitemporaler Luftbildsequenzen und aktueller Orthofotos u.a. die Nutzung und Vornutzung im Maßstab 1:5.000 erfasst. Es wurde ein Verfahren zur Ableitung des Versiegelungsgrades und des Entsiegelungspotenzials aus Karten zur Bodennutzung entwickelt (ARWEILER & WEYRICH 1998). Historische Karten im Maßstab 1:25.000 dienten zur Rekonstruktion der Nutzungsgeschichte. Weitere Informationsebenen, z.B. über Abgrabungen/Aufschüttungen oder Kriegsschäden, ergänzen den Datenbestand. Für die modellhafte bodenkundliche Primärdatenerhebung wurden verschiedene Nutzungstypen im Siedlungsbereich wie Haus- und Kleingärten oder Parks, Standorte mit erhöhtem Gefährdungspotenzial (Mülldeponien, Schrottplatz) sowie Folgestandorte der Montanindustrie (Halden und Flotationsweiher) ausgewählt. Die Aufnahme erfolgte nach der ersten Auflage der Kartieranleitung des AK STADTBÖDEN (1989). Die Sachdaten von derzeit ca. 800 Profilbeschrieben werden in einer Profil- und Labordatenbank verwaltet. Bodenkarten der Modellstandorte im Maßstab 1:2.000 sind in der Flächendatenbank abgelegt. Das Stadtbodeninformationssystem in SAARBIS stellt derzeit 30 Layer mit allgemeinen Informationsgrundlagen (Ausgangssubstrate, Bodennutzung, Versiegelungsgrad, Entsiegelungspotenziale etc.), 12 Layer mit teils objektbezogenen Bodenkarten in verschiedenen Maßstäben und 29 Layer mit Auswertungskarten zu Pedotransferfunktionen (z.B. Kennwerte des Bodenwasserhaushaltes, Einschätzung der Versickerungseigenschaften, Filtervermögen für Schwermetalle u.a.) zur Verfügung.

Zur Kennzeichnung der Belastungssituation urbaner Böden wurden nutzungsorientiert Hintergrundwerte für organische und anorganische Schadstoffe berechnet und den Gehalten in ackerbaulich und forstlich genutzten Böden gegenübergestellt. Die

¹ Landesamt für Umweltschutz, Don-Bosco-Straße 1, D-66119 Saarbrücken; e-mail: KD.Fetzer@lfu.saarland.de

² ARK Umweltplanung und -consulting, Paul-Marienstraße 18, D-66111 Saarbrücken; e-mail: k.drescher-larres@ark-partnerschaft.de, j.weyrich@ark-partnerschaft.de

Maßnahme-, Prüf- und Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutzverordnung dienen als Kriterien für eine nutzungs- und schutzgutbezogene Bewertung der anthropogenen Veränderungen. Im Vergleich zu land- und forstwirtschaftlich genutzten Standorten zeigen sich Böden in der Stadt vielfach als Senken für Schadstoffe. Gartenböden sind oft mit technologenen Substraten (Bauschutt, Aschen, Schlacken, Müll) befrachtet, die eine von mehreren Ursachen für die Anreicherungen von Schadstoffen darstellen. Das Schadstoffmuster spiegelt darüber hinaus die spezifische Immissionsituation eines Ballungsraumes mit traditioneller Eisen- und Stahlindustrie wider. In den Oberböden der untersuchten Haus- und Kleingärten werden die Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutzverordnung vor allem bei den Elementen Zink, Blei und Kupfer häufig überschritten, wobei Hausgärten i. Allg. höhere Schadstoffgehalte aufweisen. Die Prüfwerte für den Wirkungspfad Boden - Mensch in Wohngebieten werden nur in wenigen Einzelfällen erreicht.

zusammen mit Erläuterungen und Auswertungen auf CD-ROM verfügbar (FETZER et al. 2003).



Abb. 2: Beispiel einer Kartenansicht von der CD „Die Böden in Saarbrücken“ (FETZER et al. 2003)

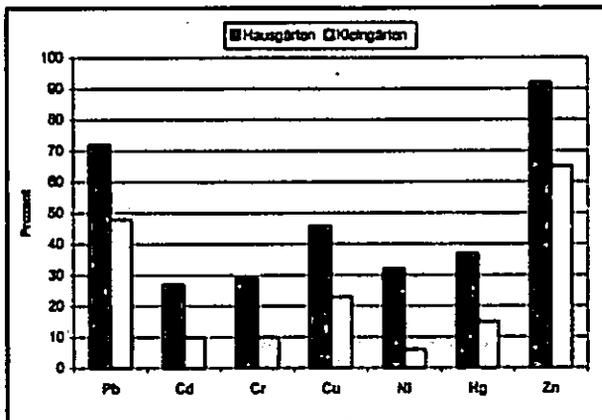


Abb. 1: Prozentuale Überschreitung der Vorsorgewerte für Schwermetalle in Oberböden von Haus- und Kleingärten im Großraum Saarbrücken

Die in SAARBIS vorgehaltenen Informationsgrundlagen bilden eine zentrale Datenbasis für den kommunalen Bodenschutz. In industrialisierten und dicht besiedelten Gebieten sind die Böden einem hohen Nutzungsdruck ausgesetzt. Handlungsbedarf besteht daher vor allem in einer flächenhaften Bewertung der Funktionen und Gefährdungen des Bodens. Angesichts der kleinräumigen Variabilität der Bodenverhältnisse und des Erfassungsaufwandes für eine Detailkartierung ist die Bündelung bodenrelevanter Datenbestände in SAARBIS eine wichtige Voraussetzung für den Vollzug des Bodenschutzgesetzes.

Um die Ergebnisse der Stadtbodenkartierung auch einem breiteren Interessentenkreis zugänglich zu machen, sind viele Boden- und Grundlagenkarten

Literatur

AK STADTBÖDEN (1989): Empfehlungen des Arbeitskreises „Stadtböden“ der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartierung urban, gewerblich und industriell überformter Flächen (Stadtböden). – UBA Texte 18/1989, 162 S., Berlin.

ARWEILER, F. & J. WEYRICH (1998): Aktualisierung und Verifizierung von Informationsgrundlagen zum urbanen Bodenschutz im Großraum Saarbrücken. – Unveröff. Bericht i. A. des LfU Saarland, 30 S., Saarbrücken.

BUNDESREGIERUNG (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999. – Bundesgesetzblatt, Jg. 1999, Teil I, Nr. 36, S. 1554-1577.

FETZER, K. D., K. DRESCHER-LARRES & J. WEYRICH (2003): Die Böden in Saarbrücken: Stadtbioptop, Bodenkarten und Auswertungskarten zum Bodenschutz mit Erläuterungstexten auf CD-ROM. – Landesamt für Umweltschutz, Saarbrücken.

JUSTINGER, H. & J. GERSTNER (1984): Stadtbiotopkartierung Saarbrücken. – Landeshauptstadt Saarbrücken, Arbeitsber. z. kommunalen Planung 29, 120 S., Saarbrücken.

Gelöstes Methan innerhalb einer hydromorphen Bodengesellschaft des Mittleren Schwarzwaldes ('Wildmooswald')

Sabine Fiedler¹, Bettina S. Höll & Hermann F. Jungkunst

1 Problem

Böden fungieren als Quellen und Senken von atmosphärischem Methan (CH_4), wobei ihre Quellenstärke überwiegt (225 vs. 44 Tg $\text{CH}_4 \text{ a}^{-1}$) (IPCC, 2001). Als Hauptemittenten gelten 'Wetland-soils'. Waldböden gehen generell als CH_4 -Senken in globale CH_4 -Bilanzen ein. Obwohl in den letzten Dekaden regionale und globale CH_4 -Abschätzung präzisiert wurden, gelten sie noch immer als sehr unsicher.

Intensiv wurde der CH_4 -Austausch zwischen Pedo- und Atmosphäre (= direkte Emissionen) erforscht. Als bislang wenig untersucht, gilt der CH_4 -Austausch zwischen Pedo- und Hydrosphäre (= indirekte Emissionen).

2 Ziel

Erfassung direkter und indirekter CH_4 -Emissionen von Waldböden entlang eines Vernässungsgradientens.

3 Untersuchungsobjekte

Als Untersuchungsgebiet wurde ein repräsentativer Landschaftsausschnitt (6.53 ha) des Mittleren Schwarzwaldes ausgewählt, indem hydromorphe Böden: (Norm-) Stagnogley (SGo), Moorstagnogley (SGn), (Hang-) Oxigley (GGx), Übergangs(nieder)moore (HNu) und Erdübergangs-(nieder)moore (HNuv) von flächiger Relevanz sind. Als angrenzende aquatische Systeme wurden eine Quelle sowie ein Bach in die Untersuchungen mit einbezogen. Die Bodenlösung wurde wöchentlich (August 2002 - Juli 2003) mittels Piezometer (pro Standort 3) entnommen und hinsichtlich ihrer CH_4 -Konzentration analysiert (siehe Höll et al., 2003). Die Erfassung des gasförmigen CH_4 -Fluxes erfolgte wöchentlich im Zeitraum August 2000 - Januar 2003 mittels der statischen Kammermethode ($2 \times 1 \text{ m}^2$ pro Standort, siehe Jungkunst et al., 2003). Weitere Details in Fiedler et al. (2002).

4 Thesen

- (i) Zwischen emittierten und gelösten CH_4 besteht ein räumlicher Zusammenhang,
- (ii) Das an die Pedosphäre angrenzende aquatische System ist CH_4 übersättigt,
- (iii) Das aquatische System emittiert CH_4 .

5 Ergebnisse und Diskussion

Direkte CH_4 -Emissionen

Die mittleren stündlichen CH_4 -Emissionen schwankten zwischen -60 und 3593 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Kumulative jährliche CH_4 -Emissionen variierten zwischen 55 und 318 kg C ha^{-1} . Hinsichtlich der Netto- CH_4 -Emissionen ließen sich die Böden in folgende Klassen gruppieren: (i) CH_4 Senken (GGx, BBl, SGn), (ii) CH_4 -Emittenten (HNu) und (iii) Böden im Übergangsbereich zwischen CH_4 -Senke und -Quelle (SGo1+2, HNuv).

Die mittlere CH_4 -Aufnahme der gut durchlüfteten Böden (Lockerbraunerde, (Hang)oxigley 10-120 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) unterstützt die Annahme, dass Waldböden als effektive CH_4 -Senken fungieren. Mit mittleren Emissionen von 3593 $\mu\text{g CH}_4\text{-C}$ gilt das Übergangs(nieder)moor als 'Hot Spot' innerhalb des Untersuchungsgebietes. Böden die sowohl CH_4 emittierten als auch aus der Atmosphäre aufnahmen (-30 bis 1784 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) waren durch Degradation der Torfhorizonte charakterisiert.

Indirekte CH_4 -Emissionen

Gelöstes CH_4

Obwohl Methan eine geringe Wasserlöslichkeit besitzt, zeigten die Bodenlösungen eine hohe CH_4 -Übersättigung (20-1100fache der Gleichgewichtskonzentration). Die Bodentypen widerspiegeln regelhaft das Ranking der Konzentration an gelöstem CH_4 : GGx (0.8) < SGn (15.5) < SGo2 (72.2) < HNuv (289.4) < HNu (427.6 $\mu\text{g C l}^{-1}$) (Abb.1). Ein signifikanter Zusammenhang ergab sich zwischen den Konzentrationen an gelöstem CH_4 und (i) gelöstem organischen Kohlenstoff ($r = 0.44$, $p < 0.001$) (ii) sowie emittiertem CH_4 ($r = 0.77$, $p < 0.001$).

Das an die Pedosphäre angrenzende aquatische System enthielt mittlere Konzentrationen zwischen 3.6 (Quelle) und 3.2 $\mu\text{g C l}^{-1}$ (Bach).

CH_4 Austausch zwischen Hydro- und Atmosphäre

An der Quelle wurden zwischen 1.3 und 232 $\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ an die Atmosphäre abgegeben, was einer Gesamtmenge von 0.1 g C a^{-1} entsprach. Die Emissionen waren signifikant abhängig von den Schüttungsraten ($r = 0.50$, $p < 0.001$) und der Menge an gelöstem CH_4 ($r = 0.51$, $p < 0.001$). Auf dem Transport zwischen Quelle und Bach (Distanz der Messpunkte = 17 m) wurden über die Wasseroberfläche 3.8 g C a^{-1} emittiert. Auf Basis der Gleichgewichtskonzentration wird angenommen, dass lediglich 0.3 g C a^{-1} ohne auszugasen im aquatischen System transportiert wurden, was gegenüber dem DOC-Austrag (61 kg C a^{-1}) zu vernachlässigen war. Insgesamt betragen die indirekten CH_4 -Emissionen 34.1 g C a^{-1} .

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, e-mail: fiedler@uni-hohenheim.de

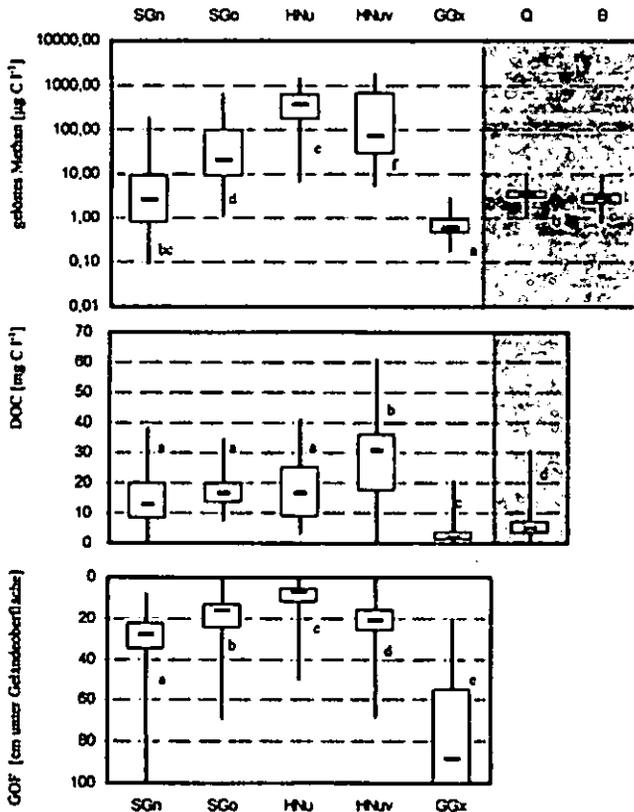


Abb.1: Konzentrationen an gelöstem CH₄ und gelöstem organischen Kohlenstoff, sowie Wasserstand der untersuchten Böden (Abkürzungen siehe Text, 01.08.2002 - 31.07.2003), 75-, 50-, 25-perzentil sowie Minimum und Maximum, unterschiedliche Buchstaben stellen signifikante Unterschiede dar ($p < 0.001$)

CH₄-Budget unter Berücksichtigung der Bodengesellschaft 'Wildmooswald'

Im Untersuchungsgebiet sind die CH₄-aufnehmenden Lockerbraunerden flächig am bedeutsamsten (= 60.6% der Gesamtfläche). Wird bei der regionalen Abschätzung lediglich dieser Bodentyp berücksichtigt, ergibt sich für den 'Wildmooswald' eine Senke von 19.52 kg C a⁻¹. Werden hingegen alle bodenspezifischen Emissionen (Flächen gewichtet) in die Bilanz einbezogen, stellt der 'Wildmooswald' eine Quelle für atmosphärisches CH₄ dar (40.94 kg C ha⁻¹a⁻¹) dar. Hierfür verantwortlich sind die flächig nicht relevanten Übergangs(nieder)moore (2.3%), deren Emissionen die Senkenfunktion gut durchlüfteter Böden im Untersuchungsgebiet überdecken.

Ähnlich der CH₄-Emissionen ließ sich hinsichtlich der CH₄-Konzentrationen ein regelhafter Zusammenhang zwischen den Bodentypen erkennen (Abb. 1). Aufgrund der hydrologischen Verhältnisse können die untersuchten Böden in zwei Catenen mit prinzipiell ähnlichem Aufbau (anaerob → aerob) zugeordnet werden: (a) (SGn) → SGo → GGx, (b) (SGn) → (SGo) → HNu → HNuv → Quelle → Bach.

Das Bodenmuster entscheidet über die CH₄-Menge, die in angrenzende aquatische Systeme verfrachtet wird: Existieren vorfluternahe Zonen mit oxidativen Böden (Catena a) verlässt nur ein geringer Anteil an gelöstem CH₄ die Kleinlandschaft. Sind hingegen anaerobe Böden kontinuierlich bis zur Oberflächenausstritt (Quelle, Bach) vorhanden (Catena b), wird ein umweltrelevanter Anteil vom (semi-)terrestrischen in das aquatische System verlagert (34.1 g CH₄-C a⁻¹).

6 Fazit

Die Annahme, dass Wälder der gemäßigten Breite CH₄-Senken darstellen, basiert auf Emissionsraten (zwischen - 0.4 und -6.7 g C ha⁻¹a⁻¹) gut durchlüfteter Waldböden. Die Untersuchungen zeigen, dass in regionale Bilanzen stärker die Variabilität der Bodendecke einbezogen werden sollte. Die Berücksichtigung der Quell-/Senkenstärke aller vorhandenen Bodentypen (unabhängig von ihrer flächigen Verbreitung) zeigt, dass die Bedeutung von Wäldern als CH₄-Senke möglicherweise überschätzt wird.

Es wurde gezeigt, dass zwischen den Bodentypen und emittiertem als auch gelöstem CH₄ ein regelhafter Zusammenhang besteht. Das Bodenmuster entscheidet über die CH₄-Menge, die vom (semi-)terrestrischen in das aquatische System gelangt. Das in das aquatische System eingetragene CH₄ wird vollständig (bis auf die Gleichgewichtskonzentration) über die Wasseroberfläche emittiert. Dieser Transportpfad blieb bislang in regionalen und globalen Modellen unberücksichtigt.

Literatur

IPCC 2001. Climate Change 2001. http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/134.htm#4211
 Fiedler S., H.P.F. Jungkunst, R. Jahn, M. Kleber, M. Sommer and K. Stahr. 2002. Linking soil classification and soil dynamics – pedological and ecological perspectives. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165: 517-529
 Jungkunst, H.F., S. Fiedler, B.S. Höll & K. Stahr (2003): Vom Punkt zur Fläche auf der Basis der Bodensystematik - N₂O-Emissionen aus Waldböden des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald) (s. Beiträge d. Kommissionssitzung V in diesem Band)
 Höll, B.S., S. Fiedler, H.F. Jungkunst & K. Stahr (2003): Gelöstes N₂O in einer charakteristischen Pedochore des Mittleren Schwarzwaldes („Wildmooswald“) (s. Beiträge d. Kommissionssitzung V in diesem Band)

Heterogenität von Cd, Zn, Cu, Cr in Auenböden der Elbe in Abhängigkeit von Bodenform, Überflutungsdauer, organischem Kohlenstoff und Bodenreaktion

Christa Franke¹ und Jörg Rinklebe²

Einleitung und Problem

Auenböden weisen durch vorrangig industrielle, kommunale, bergbauliche, landwirtschaftliche und geogene stoffliche Einleitungen in die Flüsse und deren Einzugsgebiete häufig erhöhte Schwermetallkonzentrationen auf (Rinklebe, 2003). Über die heterogene Verteilung von Cd, Zn, Cu und Cr in Abhängigkeit von Auenbodenformen existieren jedoch erhebliche Kenntnislücken. Eine Prognose von Schadstoffkonzentrationen mittels Bodenformen beinhaltet Ungenauigkeiten.

Ziel

Das Ziel ist, die heterogene Verteilung von Cd, Zn, Cu und Cr in Abhängigkeit von Auenbodenformen, Überflutungsdauer, organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Bodenreaktion exemplarisch zu determinieren, zu bewerten und die Güte der Prognose erhöhter Schwermetallkonzentrationen mittels Auenbodenformen abzuschätzen.

Standorte und Methoden

Die topographische Verteilung der Gebiete auf 3 Elbregionen, bei Steckby und Wörlitz im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“ und bei Sandau (im Norden von Sachsen-Anhalt) sowie die gezielte Auswahl verbreiteter Auenbodenformen aus den zuvor bodenkundlich kartierten Gebieten gewährleisten die sehr hohe Repräsentanz der Auenböden und ermöglichen generell eine Übertragbarkeit der Indikation (Rinklebe et al., 2001).

Mittels einer statistischen Stratifizierung sind 60 Probeflächen als Minimalstichprobenzahl ermittelt worden. In Steckby wurden hiervon 36, in Wörlitz und Sandau jeweils 12 eingerichtet. (Weiterführende Standorts- und Methodenbeschreibungen siehe Franke et al., 1999 sowie Rinklebe et al. 1999, 2000a,b,c).

Die Oberbodenhorizonte der 60 Probeflächen sind bodenkundlich beprobt (Ansprache nach der Arbeitsgruppe Boden (1994)(KA 4) bzw. dem Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1998)(Bd. 86)) und am lufttrockenen Boden (< 2 mm) der pH-Wert (CaCl₂), die C_{org}-, N_t-, Gehalte (mittels C/N/S-

Analyser, Vario EL Heraeus, Fa. Analytik Jena) und die Zn_t-, Cd_t-, Cu_t-, Cr_t- Konzentrationen (mittels Flammen-AAS) gemessen worden. Die Textur wurde mittels Fingerprobe nach KA 4 ermittelt. Der Grundwasserstand an den Standorten ist mittels Lichtlot an HDPE - Beobachtungsrohren gemessen worden. Die statistischen Analysen und die Erstellung der Abbildungen erfolgten mittels SPSS 10.0 für Windows.

Ergebnisse und Diskussion

Vegen aus Auenlehmen (AB: fo-l) und Tschernitzen aus Auenschluffen (AT: fo-u) sind wenige Tage/ Wochen im Jahr überflutet. Pelosol-Gleye aus Auentonen (DD-GG: fo-t), Auengleye aus Auentonschluffen (GGa: fo-tu) und Auengleye aus Auensandlehmen (GGa: fo-sl) weisen die längste Überflutungsdauer auf. Vega-Gleye aus Auenlehmen (AB-GG: fo-l) zeigen bezüglich der Überflutungsdauer die größte Heterogenität. Sie nehmen eine Zwischenstellung zwischen Vegen und Gleyen jeglichen Substrates ein. (Abb. 1).

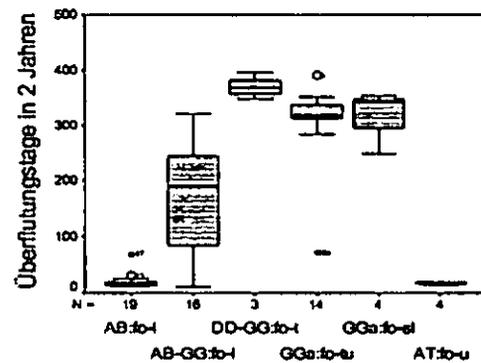


Abb. 1: Überflutungsdauer [in Tagen] unterschiedlicher Auenbodenformen während 2 Jahren

Abb. 2 stellt die Extrema, Minima, Maxima, Quantile und Mediane der Cd, Zn, Cu, Cr - Konzentrationen [ppm] sowie der Bodenreaktion und des organischen Kohlenstoffgehaltes [%] der Auenbodenformen dar.

Vegen aus Auenlehmen zeigen im Median bei einer relativ geringen Heterogenität häufig die niedrigsten Cd, Zn, Cu, Cr - Konzentrationen. In diesen Böden ist eine Gefährdung durch erhöhte Schwermetallkonzentrationen geringer als bei den anderen Bodenformen.

Die Tschernitzen aus Auenschluffen besitzen im Median bei einer geringen Heterogenität die höchsten Cd, Zn, Cu, Cr und C_{org} - Konzentrationen. Die Gleye jeglichen Substrates (Ausnahme: DD-GG: fo-t) sind durch eine hohe Heterogenität und hohe Konzentrationen von Cd, Zn, Cu, (Cr), C_{org} charakterisiert. (Abb. 2).

Der organische Kohlenstoffgehalt (positiv) und die Geländehöhe (negativ) korrelieren signifikant mit den gemessenen Schwermetallkonzentrationen (Tab.1). Bodenreaktion und Überflutungsdauer erzielen niedrigere Korrelationskoeffizienten (Tab.1), da Tschernitzen aus Auenschluffen und Gleye verschiedenen Substrates bei sehr unterschiedlichen Überflutungsdauern (Abb. 1) die höchsten Schwermetallkonzentrationen aufweisen. Die

Philipp-Rosenthal-Str. 48, 04103 Leipzig¹;
 UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung², Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/ Saale;
 e-mail: jrinkleb@bdf.ufz.de

relativ geringen Differenzierungen der Bodenreaktion mindern den Koeffizienten.

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten zwischen Cd, Zn, Cu, Cr und Corg, Überflutungsdauer, Bodenreaktion, Geländehöhe

	Corg	Zn	Cd	Cu	Cr	Gelände- höhe
Corg	1	.813(**)	.831(**)	.857(**)	.442(**)	-.700(**)
n		59	58	59	58	59
Überflutungs- dauer	0,194	0,184	.305(**)	.374(**)	.288(**)	-.412(**)
n		59	60	59	60	59
pH [CaCl ₂]	.429(**)	.563(**)	.501(**)	.428(**)	-.053	-.410(**)
n		59	60	59	60	59
Gelände- höhe	-.700(**)	-.746(**)	-.824(**)	-.760(**)	-.423(**)	1
n		59	60	59	60	59
Korrelationen nach Pearson						
* Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,05 (2-seitig) signifikant.						
** Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0,01 (2-seitig) signifikant.						

Kurzzeichen (n. KA 4 bzw. Bd. 86 DBG)
 AB: fo-l: Vegen aus Auenlehmen
 AB-GG: fo-l: Vega-Gleye aus Auenlehmen
 DD-GG: fo-t: Pelosol-Gleye aus Auentonen
 GGa: fo-tu: Auengleye aus Auentonschluffen
 GGa: fo-sl: Auengleye aus Auensandlehmen
 AT: fo-u: Tschernitzen aus Auenschluffen

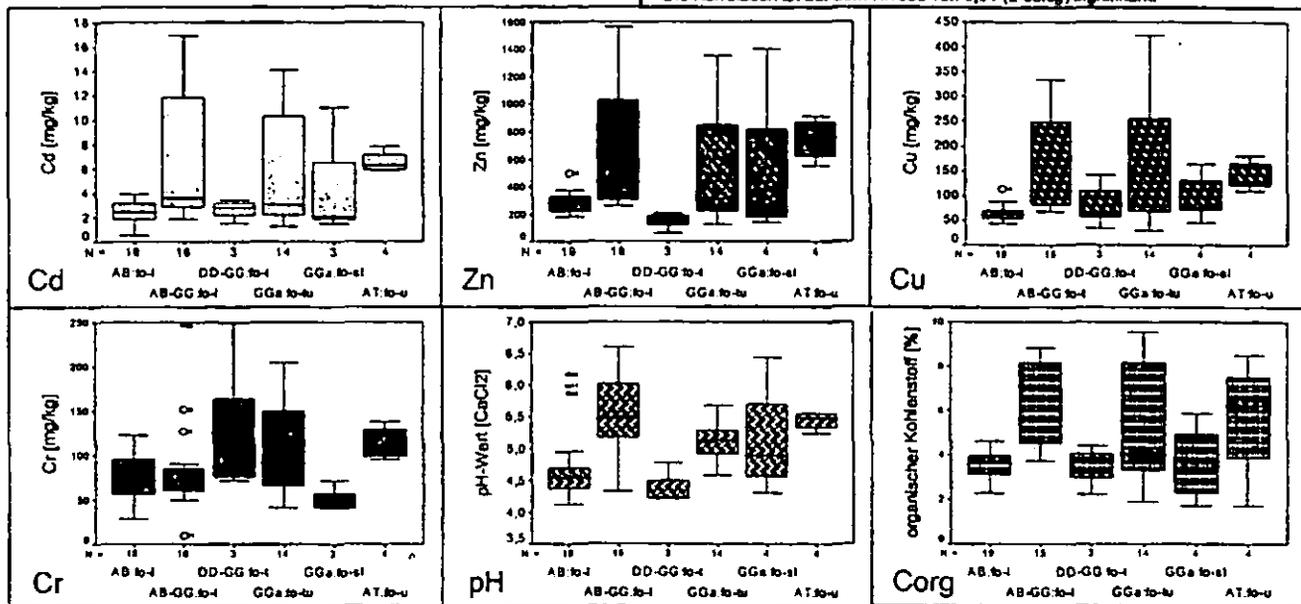


Abb. 2: Heterogenität der Cd, Zn, Cu, Cr – Konzentrationen sowie von pH und Corg

Die Gruppierung nach Auenbodenformen ermöglicht eine Differenzierung der Böden nach Schadstoffgehalten. Eine Gruppierung von Böden Oklahomas nach der US Soil Taxonomy verbessert wesentlich die Genauigkeit von Pedotransferfunktionen zur Bodenfeuchte, Bodentemperatur und Textur (Pachepsky et Rawls, 1999).

Schlussfolgerungen

Eine Prognose von Schwermetallkonzentrationen ist bei Vegen aus Auenlehmen und Tschernitzen aus Auenschluffen aufgrund der relativ geringen Heterogenität exakter als bei Gleyen verschiedener Substrate. In Tschernitzen aus Auenschluffen und Gleyen unterschiedlicher Substrate liegen häufig erhöhte Schwermetallkonzentrationen vor. Auf diesen Standorten ist eine Beweidung oder Mahd aufgrund erhöhter Schwermetallgehalte präventiv nicht zu empfehlen, denn eine Gefährdung für Grundwasser und Nutzpflanzen ist potentiell vorhanden. Eine Überführung dieser Standorte in andere Nutzungsformen (z.B. Wald, naturnahe Biotope) sollte geprüft werden.

Literatur

Arbeitsgruppe Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. verb. u. erw. Aufl. Hrsg. BA für Geowiss. u. Rohst. u. GLÄ d. BRD. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Hann..

Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mittlg. d. DBG. Bd. 86. 1-180.
 Franke, C.; Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Neumeister, H.; Neue, H.-U.; Geyer, S. (1999): Räumliche Verteilung ausgewählter Bodenkenwerte im Biosphärenreservat „Mittlere Elbe“ und Landschaftsschutzgebiet „Untere Havel“. Leipziger Geowissenschaften. 11. 167-174.
 Pachepsky, Ya. A.; Rawls, W.J. (1999): Accuracy and Reliability of Pedotransfer Functions as Affected by Grouping Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 63. 1748-1757.
 Rinklebe, J. (2003): Schwermetalle und Arsen in Auenböden der Elbe - ihre Verbreitung, Mobilitäten, Bindungsformen und ihr Transfer in Nutzpflanzen. In: Tagungsband des Stauseminars des BMBF-Ad-hoc-Verbundprojektes „Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Augsthochwasser 2002.“ 121-126.
 Rinklebe, J., Franke, C., Heinrich, K., Helbach, C., Neue, H.-U. (2001): Übertragbarkeit von stabilen und dynamischen Eigenschaften von Auenböden mit Hilfe von Kenntnissen über deren Verbreitung. UFZ-Bericht. Nr. 8/ 2001. 61-68.
 Rinklebe, J., Franke, C.; Heinrich, K.; Neumeister, H.; Neue, H.-U. (1999): Die Verteilung von Schwermetallen in Bodenprofilen von Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Leipziger Geowissenschaften. 11. 129-138.
 Rinklebe, J., Heinrich, K., Neue, H.-U. (2000a): Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. 37-46.
 Rinklebe, J., Helbach, C., Franke, F., Neue, H.-U. (2000b): Großmaßstäbige Bodenformenkarte der Schöneberger Wiesen bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hrsg.) Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie. 37. Bonn - Bad Godesberg. 325-328.
 Rinklebe, J., Marahrens, S., Böhnke, R., Amarell, U., Neue, H.-U. (2000c): Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. 27-35.

In ähnlicher Weise werden auch die ALK-Geometrien der Bodenschätzungsdaten geprüft und mit den FESCH-Daten zusammengeführt. Im Anschluss daran erfolgt eine inhaltliche Bewertung und methodisch Auswertung der Datenbestände (vgl. Abb. 1).

Auswertung der Bodenschätzungsdaten

Die „klassische“ Form der Auswertung von Bodenschätzungsdaten basiert zunächst auf der Übersetzung der Bodenschätzungsdaten in die „moderne“ Bodenansprache nach KAx (BENNE & HEINEKE 1987). Erweitern wir die Ziele der Bodenkundlichen Landesaufnahme auf die Bereitstellung von allgem. Boden- und Standortinformationen, so sind wir - insbesondere mit dem Blick auf die Anwender - nicht gezwungen Bodenkarten im traditionellen Stil zu erstellen. Es kann die sehr aufwendige Übersetzung der Bodenschätzungsdaten entfallen. Auch wenn hier Informationsbereiche fehlen, die für eine umfassende Be- und Auswertung eines Standortes wichtig sind, können die Bodenschätzungsdaten für viele Fragestellungen einer unmittelbaren Bewertung oder Auswertung zugeführt werden.

Nutzen wir die Bodenschätzungsdaten direkt, so lässt sich unmittelbar die bundesweit etablierte Datenbank des digitalen Feldschätzungsbuches verwenden. Methodische Ansätze zur Auswertung liegen schon vor (vgl. u.a. AK Bodenschutz beim Umweltministerium Baden-Württemberg 1995). Dies erfordert aber eine intensive Auseinandersetzung mit den Daten und Methoden und bedingt Arbeitsschwerpunkte in folgenden Bereichen:

- Erstellung datenspezifischer Kennwerte und Auswertungsmethoden auf den Ebenen Bodenzahl, Klassenzeichen, Schichtbeschrieb sowie Integration von weiteren Standortdaten (Relief, Klima).

- Eine Bewertung der Daten nach Gemarkungen für eine spez. Methodeneignung.

Ansätze zur Methodik werden z. Zt. erarbeitet. Erste Ergebnisse sind in SAUER et al. (in diesem Bd.) zu ersehen.

Literatur

Arbeitskreis Bodenschutz beim Umweltministerium Baden-Württemberg (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit, Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren.- Minist. für Umwelt Baden-Württemberg; Luft, Boden, Abfall; 31, 57 S.

BARTSCH, H.-U., BENNE, I., GEHRT, E., SBRESNY, J. & WALDECK, A. (2003): Aufbereitung und Übersetzung der Bodenschätzung.- Arb.-H. Boden, 2003/1, 45-95; Hannover.

BENNE, I. & HEINEKE, H.-J. (1987): Die Übersetzung der Bodenschätzung und ihre digitale Bereitstellung in einem Bodeninformationssystem für den Umwelt- und Bodenschutz.- Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges., 53, 89-94; Oldenburg.

ENGEL, N. & MITHÖFER, K. (2003): Bearbeitung, Übersetzung und Auswertung digitaler Bodenschätzungsdaten.- Arb.-H. Boden, 2003/1, 5-43; Hannover.

FRIEDRICH, K. (1999): Die Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen: Ziele, Aufbau und Erfahrungen.- Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges., 91/2, 977-980; Oldenburg.

FRIEDRICH, K. & M. PETER (2003): Projektdokumentation - Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen.- Unveröff. Manuskript, 13 S.; Wiesbaden.

PFEFFER, E.-M., S. SAUER & E. ENGEL (Hrsg.) (2003): Bodenschätzung und Bodenbewertung -Nutzung und Erhebung von Bodenschätzungsdaten-.88 S.; Wiesbaden (Chmielorz Verlag).

SABEL, K.-J. & K. FRIEDRICH (in diesem Bd.): Die Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen (BFD50) als Basis für die Auswertungen Bodenkarte.- Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges.; Oldenburg.

SAUER, S., R. MILLER, M. PETER & TH. VORDERBRÜGGE (in diesem Bd.): Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz - Methodenentwicklung -. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges.; Oldenburg.

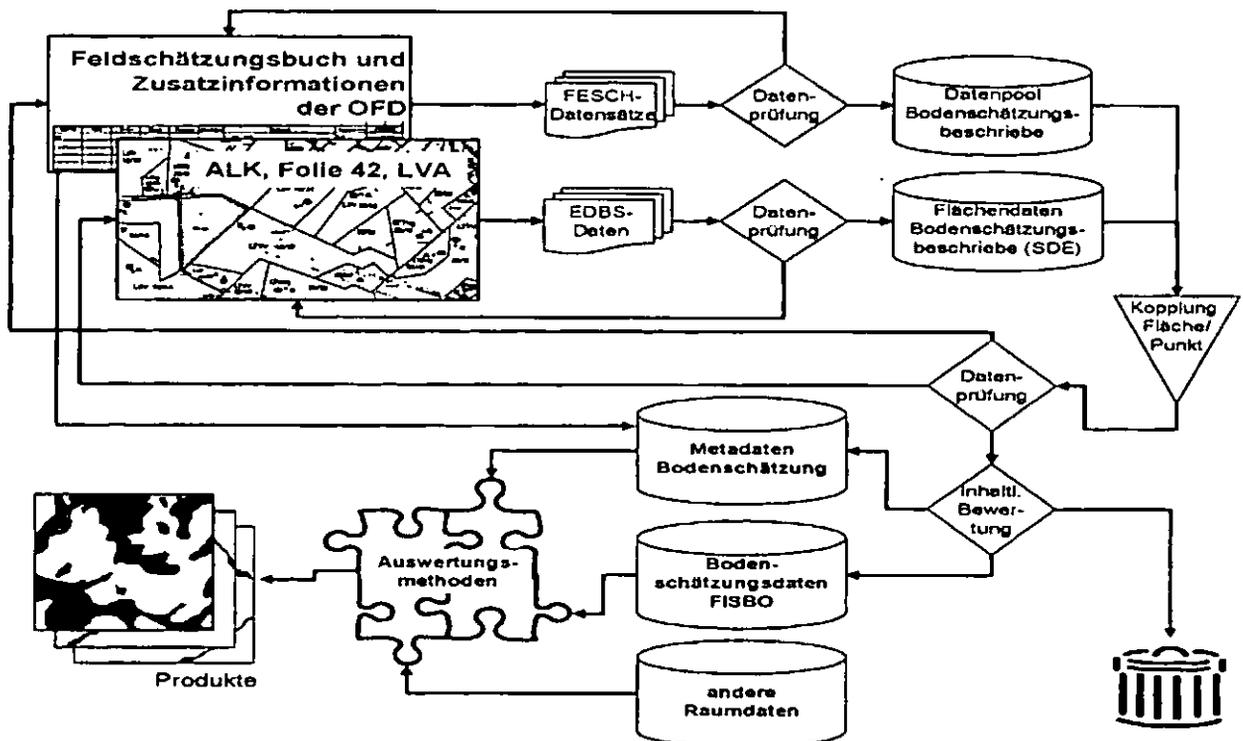


Abb. 1 Verarbeitung der Bodenschätzungsdaten von den Rohdaten zum abgeleiteten Produkt

Digitale Bodenbelastungskarte Wuppertal Fortführung Siedlungsbereich

Marco Garbe¹⁾, Reinhard Gierse²⁾, Peter Reinirkens¹⁾

1. Einleitung

In den Jahren 1998 bis 2000 wurde die Digitale Bodenbelastungskarte (BBK) Wuppertal für Böden unter land- und forstwirtschaftlicher Nutzung erstellt. Seitdem verfügt die Stadt Wuppertal über flächenhafte Aussagen zur Belastung der Oberböden mit verschiedenen Metallen und PAK (GIERSE & REINIRKENS 2002).

Seit August 2000 wird ein Verfahren entwickelt, mit dem es möglich sein soll, auch flächenhafte Aussagen über Stoffgehalte in Siedlungsböden zu treffen. Hierfür wurde in einem ersten Schritt ein repräsentatives Testgebiet in Wuppertal ausgewählt. Es umfasst etwa 10 % (18 km²) des gesamten Stadtgebietes.

2. Vorgehensweise / Ergebnisse

Zugrunde gelegt wird bei der Fortführung der Digitalen Bodenbelastungskarte ebenfalls ein Raumeinheitenansatz. Der Bearbeitungsmaßstab ist 1:5.000. Insoweit orientiert sich die Bearbeitung an den Grundlagen und Empfehlungen zur Erstellung Digitaler Bodenbelastungskarten im Siedlungsbereich des Landesumweltamtes NRW (LUA 2002). Dieser ermöglicht höhere Raumaufösungen. Abgrenzungskriterien für die Raumeinheiten sind in erster Linie die Grenzen der betrachteten Bodennutzungen (Tabelle 1).

In Wuppertal haben die (geo)statistischen Auswertungen der gemessenen Stoffgehalte der beprobten Böden diesen Ansatz bestätigt. Der Bearbeitungsmaßstab ermöglicht jetzt die Berücksichtigung weiterer Fallunterscheidungen der Bodenbelastung. So hat sich z.B. gezeigt, dass für die weiteren Auswertungen die Raumeinheit „Grünanlage“ in zwei Weitere („Forst/Gehölz“ und „Rasen“) unterteilt werden muss. Da die Böden in der Raumeinheit Grünanlage (Forst/Gehölz) einen vergleichbaren Profilaufbau und ähnliche Belastungen wie die Böden der Einheit Wald aufweisen, können diese beiden Raumeinheiten zusammengefasst werden (ISB 2003).

Nr.	Nutzung	BBK (Außenbereich)	Betrachtungs- maßstab
1	Acker	bearbeitet	1:50.000
2	Grünland		
3	Wald		
	Grünanlage (Forst / Gehölz)	Ausschlussfläche	1:5.000
4	Grünanlage (Rasen)		
5	Kleingärten		
6	Wohn- und Misch- gebiete		

Tabelle 1: Berücksichtigte Nutzungen und deren Betrachtungsmaßstäbe

Zur Absicherung der statistischen Auswertungen wurden im Jahr 2001 allein im Testgebiet 101 Flächen bis zu einer Tiefe von 1 Meter sondiert, beprobt und auf die Gehalte an Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink und PAK analysiert (GARBE 2002). Zusammen mit Ergebnissen aus früheren Untersuchungsprogrammen stehen damit von 249 Messpunkten Ergebnisse über Stoffgehalte der Oberböden für weitere statistische Auswertungen und räumliche Interpolationen zur Verfügung.

Die Ergebnisse der weiteren statistischen Auswertungen zeigen stoffspezifisch einen deutlichen Zusammenhang zwischen Stoffgehalten; Nutzungsdauer und Art der Bodennutzung. Damit wird eine zeitliche Komponente als zusätzliches Abgrenzungskriterium für Raumeinheiten erfasst. So ist z.B. ist die feststellbare Bodenbelastung in Wohn- und Mischgebieten auch das Resultat der jeweiligen Nutzungsdauer. Einbezogen sind die spezifischen Bodenbearbeitungen und Einträge – eben auch in einer zeitlichen Abfolge. Dabei ist völlig klar, dass diese Nutzung im Laufe der Zeit auch Wandlungen unterlegen ist. Allerdings sind auch diese Wandlungen zeitabhängig und als typisch einzustufen.

Die Verwendung solcher hochintegrativer Parameter zur weiteren Unterteilung von Raumeinheiten bietet einen gangbaren Weg zur räumlichen Übertragbarkeit der exemplarisch gewonnenen Messergebnisse. Die Ergebnisse werden am Beispiel von B(a)P vorgestellt. Abbildung 1 zeigt die Mediane der B(a)P-Gehalte in den betrachteten Raumeinheiten. Es ist klar ersichtlich, dass die älteren Wohngebiete höhere Gehalte als die Jüngeren aufweisen.

Für die flächenhafte Darstellung der Stoffgehalte im Testgebiet ist ein Verfahren verwendet worden, das in Analogie zu den Freilandböden mit land- und forstwirtschaftlichen Nutzungen, die Belastungen von Siedlungsböden abschätzt und räumlich interpoliert. Abbildung 2 zeigt die Ergebniskarte für Benzo(a)pyren. Das Verfahren ließ sich auch erfolgreich auf andere Stoffe anwenden.

Auf Grundlage der Prüf- und Maßnahmenwerte für die Wirkungspfade Boden-Mensch (direkter Kontakt) und Boden-Nutzpflanze der BBodSchV (vgl. § 4 Abs. 2 BBodSchV) konnten stoffspezifische Auswertungskarten zur Gefahrenabwehr erstellt werden. Abbildung 3 zeigt für Benzo(a)pyren Abgrenzungen von Flächen mit Verdacht auf Prüfwertüberschreitungen.

Unter Berücksichtigung der vorgenommenen Auswertungen der Daten ist eine prinzipielle Anwendung des Verfahrens der Digitalen Bodenbelastungskarte (LUA 2000) auch für die Siedlungsböden im Testgebiet möglich. Zugrunde gelegt werden dabei homogene Raumeinheiten, die durch die Abgrenzungen der betrachteten Nutzungen, von Zeitschnitten, der oberflächennahen Gesteine und des Überschwemmungseinfluss gebildet werden können.

Wegen der verschiedenen Raumaufösungen und den damit verbundenen Maßstäben (1:50.000 und 1:5.000) stellt die Integration der Ergebnisse aus der vorhandenen Digitalen Bodenbelastungskarte mit den Ergebnissen des Testgebietes ein gewisses Problem dar. Ihre Integration erfolgt durch Überlagerung, indem in die bisherigen Ausschlussflächen der vorhandenen Digitalen Bodenbelastungskarte die Ergebnisse der jetzt zusätzlich bearbeiteten Raumeinheiten eingeblendet werden. Das ist problemlos möglich, da sich die Raumeinheiten ergänzen und sich nicht überlagern. In dieser Weise kann das gesamte Stadtgebiet zielorientiert und sehr effizient bearbeitet werden.

1) Institut für Stadtökologie und Bodenschutz (ISB), Dr. Reinirkens
Alfred-Herrhausen-Straße 44, 58455 Witten, ☎ 02302 / 915183
mgarbe@isb-reinirkens.de

2) Stadt Wuppertal, Ressort: Umwelt, Grünflächen und Forsten
Große Flurstraße 10, 42275 Wuppertal, ☎ 0202 / 5635316
Reinhard.Gierse@stadt.wuppertal.de

3. Fazit

Durch die Anwendung des Verfahrens der Digitalen Bodenbelastungskarte auch auf Böden mit weiteren Nutzungen konnte der Kenntnisstand über die Belastung dieser Böden mit Arsen, Schwermetallen oder PAK wesentlich erweitert werden. Im Grundsatz zeigen sich Fortsetzungen der in den land- und forstwirtschaftlichen genutzten Böden bereits erkannten räumlichen Belastungsmuster. Allerdings schwanken die festgestellten Höhen der Belastungen lokal erheblich. Vor allem können Böden betroffen sein, die einer langen kontinuierlichen Nutzung unterliegen. Werden bei bestimmten Nutzungstypen mehr als 60 Jahre erreicht, dann sind - in Abhängigkeit von der Lage dieser Böden - auch Überschreitungen von Prüf- oder Maßnahmenwerten möglich. Als problematische Stoffe können für Wuppertal B(a)P und Blei, untergeordnet auch Cadmium oder Chrom, genannt werden.

Diese Informationen ergänzen die Ergebnisse der Altlastenbearbeitung, da sie Aussagen zu den Flächen gestatten, die keine Altstandorte bzw. Altablagerung sind. Die Notwendigkeit, die Digitale Bodenbelastungskarte auch für das restliche Stadtgebiet fortzuschreiben, ist aufgrund der im Testgebiet ermittelten Ergebnisse gegeben. Allerdings sind in einem weiteren Schritt die dazu notwendigen Voraussetzungen zu schaffen.

Literatur

- GARBE, M. (2002): Untersuchung von Siedlungsböden im Rahmen der Fortführung der Digitalen Bodenbelastungskarte Wuppertal. Diplomarbeit an der Fachhochschule Osnabrück, Studiengang Bodenwissenschaften.
- GIERSE, R.; REINIRKES, P. (2002): Bodenbelastungskarte der Stadt Wuppertal. In: Bodenschutz (2002). S. 11-17, Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- ISB (2003): Digitale Bodenbelastungskarte Wuppertal. Siedlungsböden (Testgebiet). Dokumentation. 72 S. + Anhang; unveröffentlicht.
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2000): Leitfaden zur Erstellung digitale Bodenbelastungskarten Teil 1: Außenbereich – LUA Merkblätter Nr.24. 115 S.; Essen.
- LUA (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (2002) Grundlagen und Empfehlungen zur Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten im Siedlungsbereich. 72 S. + Anhang; unveröffentlicht.

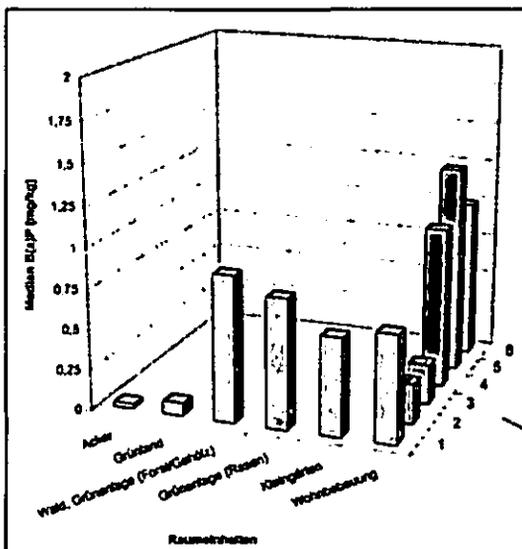


Abbildung 1: Mediane Benzo(a)pyren

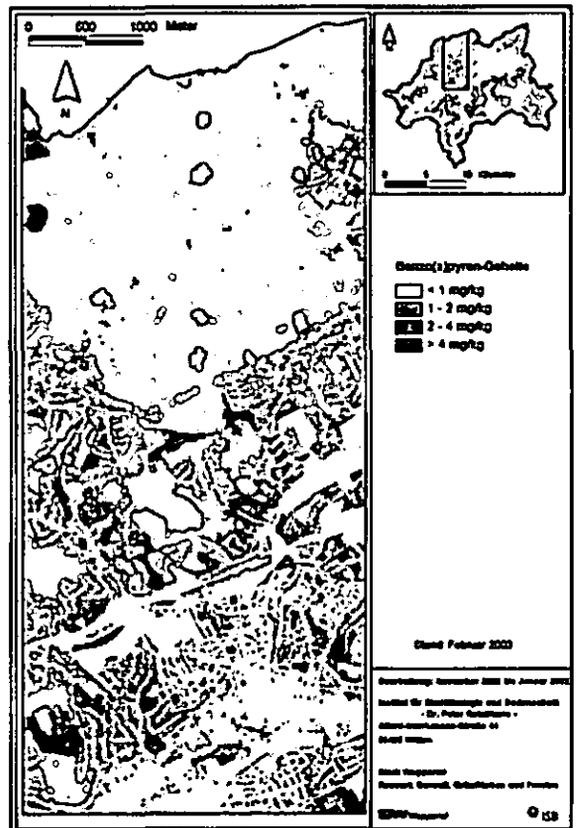


Abbildung 2: Ergebniskarte Benzo(a)pyren

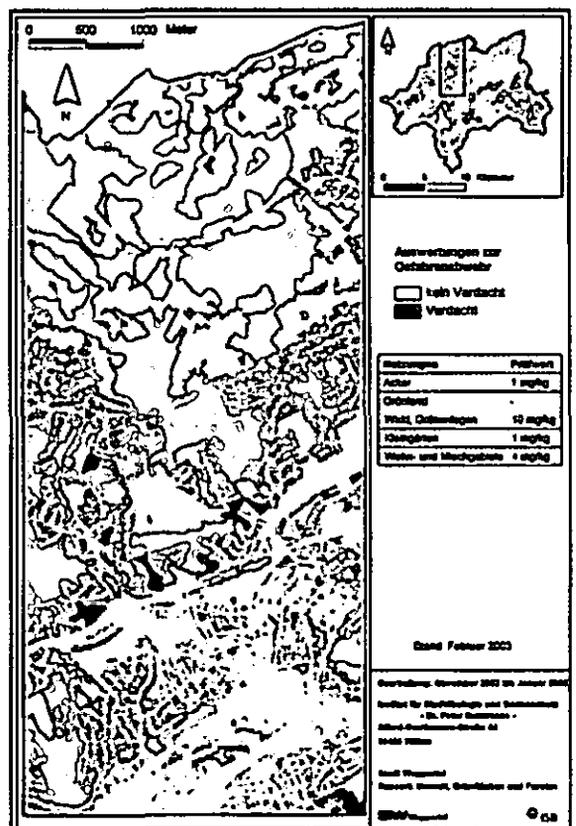


Abbildung 2: Ergebniskarte Benzo(a)pyren

Alterstufen	
1	gesamt
2	nach 1968
3	1949 bis 1968
4	im 2. Weltkrieg zerstört und danach wieder aufgebaut
5	1918 bis 1948
6	bis 1918

Plaggenesche in Nordwest-Russland ?

Gebhardt, Christine & Giani, Luise

Fragestellung

In dieser Arbeit wird die Klassifikation nordwestrussischer anthropogener Böden untersucht. Eine solche Klassifikation geht einher mit der Frage nach der Verbreitung von Plaggeneschen, da deren östlichste Beschreibung bisher für die Altmark westlich von Berlin vorliegt (Käubler 1966). Es werden exemplarisch ausgewählte Profile in der Umgebung von St. Petersburg untersucht.

Genese der anthropogenen Böden St.Petersburgs im Vergleich zu den Plaggeneschen Nordwesteuropas

Die Böden wurden innerhalb von ca. 300 Jahren aufgebaut, wohingegen der Aufbau nordwesteuropäischer Plaggenesche ca. 800 Jahren ange-dauert hat. Dies geschah vorwiegend durch einen Auftrag aus Niedermoortorfen, die mit Tierdung bzw. später mit Mineraldünger versetzt und verrottet wurden. In der Art des aufgetragenen Plaggenmaterials zeigt sich ein Unterschied zu nordwesteuropäischen Plaggeneschen, welche überwiegend aus Mineralboden-Soden wie z.B. Heide-Plaggen aufgetragen wurden (Pape 1970). Das Ziel der Aufplaggung ist in beiden Fällen gleich: Es sollte ein Düngungseffekt bewirkt und Einstreumangel behoben werden. Eine weitere Gemeinsamkeit ist in dem Verfahren der jeweiligen Düngewirtschaft zu sehen: Es wurde jeweils Bodenmaterial in der Umgebung gewonnen, mit tierischem Dung angereichert, einer Rottung unterzogen und auf Äcker aufgetragen.

Eigenschaften der untersuchten Böden St. Petersburgs

Die anthropogenen Auflagen weisen Mächtigkeiten von 33 cm bis 55 cm auf. Die citratlöslichen Phosphorgehalte liegen zwischen 237 mg kg⁻¹ und 776 mg kg⁻¹ (Abb.1), die "Gesamt"-Phosphorgehalte liegen zwischen 570 mg kg⁻¹ und 1613 mg kg⁻¹.

Carl von Ossietzky Universität Oldenburg, AG Bodenkunde, IBU, Fakultät 5, PF 2503, 26111 Oldenburg; Email: Christine.Gebhardt@gmx.net; Luise.Giani@uni-oldenburg.de

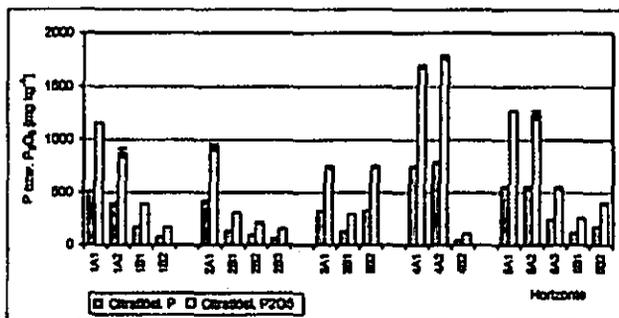


Abb.1: Citratlösliche Phosphorgehalte der Profile 1 - 5

Horizontcode: 1. Ziffer: Profilgruben-Nr.; A: Anthropogene Horizonte., B: Begrabene Horizonte; 2. Ziffer: Horizontabfolge innerhalb A oder B (mit zunehmender Tiefe aufsteigend nummeriert)

Die anthropogenen Horizonte enthalten bis zu 74 mg kg⁻¹ organischen Kohlenstoff (Abb. 2). Diese Gehalte und die Phosphor-Gehalte liegen in den anthropogenen Horizonten deutlich höher als in den Horizonten des überdeckten Bodens.

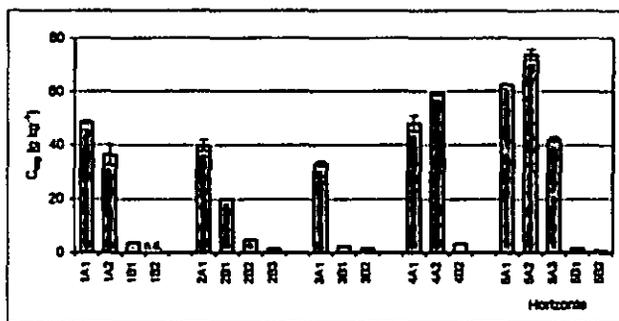


Abb.2: Gehalte organischen Kohlenstoffs der Profile 1 - 5

Horizontcode: 1. Ziffer: Profilgruben-Nr.; A: Anthropogene Horizonte, B: Begrabene Horizonte; 2. Ziffer: Horizontabfolge innerhalb A oder B (mit zunehmender Tiefe aufsteigend nummeriert)

Eigenschaften der untersuchten Böden St. Petersburgs im Vergleich zu Plaggeneschen Nordwesteuropas

Die untersuchten russischen Böden zeigen Unterschiede zu den nordwesteuropäischen Plaggeneschen hinsichtlich der Geologie. Während in St. Petersburg weichseleiszeitliche Sedimente das geologische Ausgangsmaterial der Bodenbildung darstellen, leiten sich Plaggenesche in Nordwesteuropa vorwiegend von saaleiszeitlichen Sedimenten ab. Als Folge zeigen die untersuchten russischen Böden höhere pH-Werte und eine höhere Basensättigung als für nordwesteuropäische Plaggenesche (Eckelmann 1980) beschrieben.

Ähnlichkeiten liegen in der Profilmorphologie, in den hohen Phosphorgehalten der anthropogenen Horizonte und in erhöhten Gehalten organischen Kohlenstoffs. Diese Eigenschaften werden als charakteristisch für Plaggenesche beschrieben (Driessen et al. 2001).

Klassifikation

Je nach Bodensystematik werden die untersuchten Böden als Plaggenesche (AG Boden 1994), Textur-differenzierte Agroserie (Shishov & Dobrovolsky 2000), Terric Anthrosols (FAO/ISSS/ ISRIC 1998) oder als Plagganthrepts (U.S.D.A. 1999) klassifiziert (Tab. 1).

Es handelt sich hierbei, verglichen mit nordwest-europäischen Plaggeneschen, um Sonderformen. Einige Profile erreichen nicht die diagnostischen Mächtigkeiten und werden dementsprechend als natürlich entstandene Böden klassifiziert.

Die vergleichsweise kurze Zeitspanne der Plaggenwirtschaft und die geringen mineralischen Anteile im aufgebrauchten Material führen zu den vorgefundenen geringen Mächtigkeiten.

Eckelmann, W., 1980: Plaggenesche aus Sanden, Schluffen und Lehmen sowie Oberflächenveränderung als Folge der Plaggenwirtschaft in den Landschaften des Landkreises Osnabrück. In: Geologisches Jahrbuch Reihe F Bodenkunde 10. Stuttgart. 1-95.

Food and Agriculture Organisation of the United Nations FAO, International Society of Soil Science ISSS und International Soil Reference and Information Centre ISRIC, 1998: World Reference Base for Soil Resources. Rom

Käubler, R., 1966: Plaggenböden und Plaggenmattböden in der Altmark. In: Hercynia 1. 333-339.

Pape, J.C., 1970: Plaggensoils in the Netherlands. In: Geoderma 4. 229-256.

Shishov, L.L. und Dobrovolsky, G.V. (Hrsg.), 2000: Russian soil classification. Dokuchaev Soil Institute. Moskow.

United State Department of Agricultuer, Natural Resources Conservation Service, 1999: Key to Soil Taxonomy. 9th Edition. Washington D.C.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich für die Unterstützung seitens der DFG GI 171/10-1.

Tab.1: Übersicht über die Klassifikation der untersuchten Profile als anthropogene Böden nach verschiedenen Klassifikationssystemen

Boden-Klassifikations-systeme	Profil 1	Profil 2	Profil 3	Profil 4	Profil 5
Deutsche Systematik (AG Boden 1994)	Plaggenesch	Plaggenesch	Kein Plaggenesch	Plaggenesch	Plaggenesch
WRB Systematik (FAO/ISSS/ISRIC 1998)	Terric Anthrosol	Kein Anthrosol	Kein Anthrosol	Terric Anthrosol	Terric Anthrosol
US-Systematik (U.S.D.A. 1999)	Plagganthrept	Kein Anthrept	Kein Anthrept	Plagganthrept	Plagganthrept
Russische Systematik (Shishov und Dobrovolsky 2000)	Textur differenzierte Agroserie				

Literatur

AG Bodenkunde: Bodenkundliche Kartieranleitung, Schweizerbart'sche, Stuttgart, 1994.

Driessen, P., Deckers, J. Spaargaren, O. und Nachtergaele, F., (Hrsg.), 2001: Lecture notes on the major soils of the world. FAO. Rom.

DIE BK50 IM NIBIS®: EIN NEUER STANDARD

- Die Standards im Produkt -

E. Gehrt, I. Benne, J. Boess, A. Capelle,
S. Langner, H. Sponagel

Die Bodenkarte 1:50.000 von Niedersachsen (BK50) ist in Zukunft das mittelmaßstäbige Kartenwerk des NLFb und löst als solches die Bodenübersichtskarte 1:50 000 (BÜK50) ab. Sie bietet Informationen zu den Bodenverhältnissen von Niedersachsen. Die BK50 ist im Kern ein digitaler Datenbestand. Bei Bedarf kann kurzfristig eine dem aktuellsten Stand entsprechende Plotausgabe einer Bodenkarte in einem Standardlayout erzeugt und dem Abnehmer übergeben werden (vgl. SPONAGEL et al. 2003 in diesem Band). Speziellen Nutzerwünschen kann durch thematische Auswertungen der digitalen Datensätze - unter Berücksichtigung der jeweiligen Fragestellung - entsprochen werden.

Die BK50 bedient vorrangig die mittlere Planungsebene (Landschaftsrahmenpläne u. a.). Die Auswertung in politischen Einheiten (Inselkarten) unterstreicht die Notwendigkeit der standardisierten, blattschnittunabhängigen Ausweisung der Kartiereinheiten (s. u.). Die kurze Erstellungszeit stellt sicher, dass laufende Planungsverfahren mit Unterlagen vergleichbarer Qualität bedient werden. Aufgrund der Erstellung und Datenhaltung weist die BK50 einige qualitative Unterschiede zu den Vorgängern auf, die hier näher erläutert werden sollen.

Auflösung: Die Einarbeitung der Konzeptunterlagen nach einem festgeschriebenen Schema führt zu einer Standardisierung der Kartenblätter in Bezug auf die inhaltliche und räumliche Auflösung. Gleiche Inhalte werden dadurch in allen Einzelkarten gleich dargestellt. Das Produkt BK50 wird im Vergleich zur BÜK50 von Niedersachsen im Bergland eine bis zu 6-fach, im Flachland eine bis zu 4-fach höhere räumliche Auflösung haben. Während die BÜK50 rund 1.000 Legendeneinheiten zur Beschreibung vorhält, wird die BK50 ca. 5.000 umfassen. Die Anzahl der Legendeneinheiten pro TK50 wird nicht begrenzt. Alle Einheiten die sich aufgrund des Regelwerkes ergeben werden dargestellt. Nur so ist eine blattübergreifende Vergleichbarkeit gegeben.

Tabelle 1: Vergleich BÜK50 BK50 von Niedersachsen

	BÜK50	BK50
räumliche Auflösung	34.371	ca 120.000
Inhaltliche Auflösung je Einheit	eine Bodenform	eine Bodengesellschaft
	1.159 Legendeneinheiten	geschätzt ca. 5.000
		keine Begrenzung je TK50
Grundlagen	lückenhaft	alle relevanten Unterlagen flächendeckend
Abstimmung GK50 B(Ü)K50	angenähert	systematisch definiert und abgeglichen
Interpretation der verwendeten Unterlagen	einzelblattspezifisch	nach einem landesweit festgelegten Regelwerk
Analytik zu den Leitprofilen	nein	Anbindung an Labor und Profildatenbank
Geländearbeit	nein	zur Überprüfung und Verdichtung
Vergleichbarkeit zu anderen Geologischen Diensten	erst seit der Übersetzung zu PEP /KA4	Beschreibung nach PEP/KA4
Relation zu anderen Produkten	nicht systematisch aufgebaut	inhaltliche und reproduzierbare Anbindung an Bodenschätzung, Standortkartierung, Dauerbeobachtung, etc.

Abstimmung zu anderen Produkten: Durch den Arbeitsfluss wird erreicht, dass die BK50 räumlich und inhaltlich eng mit anderen Kartenwerken bzw. Datenbanken des NLFb harmonisiert. So wird auch im Sinne einer Kundenorientierung die BK50 eng an die GK50 gekoppelt (vgl. CAPELLE et al. 2003, in diesem Band). Die Inhalte und Grenzen sind mit anderen Produkten des NLFb (Geologische Karte, Bodenschätzung, Forstliche Standortkartierung, Profil- und Labordatenbank) abgeglichen.

Hervorzuheben sind die Auswertungen zur Beschreibung der Bodenarten der Lockergesteine. Hier wurde ein Abgleich mit den Laborergebnissen der Kornverteil-

lungen erreicht. Bei anderen Parametern, wie Humus- und Carbonatgehalt, konnte im Abgleich mit Labor- und Profildatenbank eine erste Annäherung und Standardisierung durch fachliche Überprüfung und Plausibilitätstests (Expertenwissen) erreicht werden. Die BK50 führt erstmals zu einer Übereinstimmung mit der GK50 in der Darstellung definierter geologischer Sachverhalte. So werden marine, brackische, perimarine und limnische Sedimente, Nieder- und Hochmoortorfe, Hochflutlehme, glazifluviale Sedimente und Terrassenablagerungen der Kaltzeiten, Beckenablagerungen, Geschiebemergel, Geschiebelehne, Sandlöss, Löss, Lösslehme, Dünen, Flugsande, Raseneisenstein, Quellkalk sowie sedimentäre, metamorphe und magmatische Festgesteine, genau wie in der GK50 abgebildet. Das Konzept der BK50 sieht vor, dass gravitative Hangschutte, periglaziäre Decksedimente und Fließerden, Abschwemmungen in Abweichung von der GK50 dargestellt werden können, sofern dies begründet und bodenkundlich notwendig ist. Die Option auf differenziertere Beschrei-

bung der Decksedimente ist notwendig, da die Bodenentwicklung und -eigenschaften deutlich durch diese Sedimente gesteuert werden und diese häufig geringmächtigen Decken in der GK50 nur unzureichend abgebildet sind. Anthropogene Bildungen, wie Sandmischkultur, Tiefumbrüche, künstliche Aufschüttungen und Plaggenauflagen, sofern sie nicht in der GK50 enthalten sind, werden ergänzt. Zudem werden in der BK50 Angaben zur Mächtigkeit der Sedimente festgelegt.

Alle Versiegelungsflächen werden auf der Basis der Konzeptunterlagen mit Bodengrenzen versehen. Im Nachgang zur Kartenerstellung werden aus dem ATKIS die Siedlungsflächen mit einem Versiegelungsgrad >30 % ermittelt und in der Karte dargestellt. In diesen Gebieten ist neben der Versiegelung auch mit stärkerem anthropogenem Einfluss durch Bautätigkeit und Auftrag zu rechnen.

Qualitätssicherung: Der bei BENNE et al. (2003, in diesem Band) beschriebene Arbeitsfluss gewährleistet eine transparente Kartierung und Rückführbarkeit der Grenzziehung auf die Quellen. Alle Einzelblätter haben eine vergleichbare Qualität. Da die Kartierung der BK50 nach festgelegten Regeln erfolgt, ist auch das Produkt hochgradig standardisiert. Dies erlaubt landesweite, repräsentative Auswertungen. Damit werden Kernpunkte der Qualitätssicherung wie Nachvollziehbarkeit und Reproduzierbarkeit der Ergebnisse erfüllt.

Bei der Erstellung der Bodenkarten wird immer wieder die Frage nach der Geländearbeit und zugrunde liegenden Bohrdichte gestellt. Für die BK50 lassen sich folgende Eckwerte nennen: Die Grenzziehung beruht auf der Geologischen Karte (ca. 10.000 bis 15.000 Bohrungen pro TK50) und die Bodenschätzung bzw. Standortkartierung (ca. 16.000 bestimmende Grablöcher oder Schürfgruben). Bei der Bodenschätzung ist zu berücksichtigen, dass es sich bei den bestimmenden Grablöchern um eine Auswahl von bis zu 160.000 Einschlügen handelt. Auch eine intensive Neukartierung mit vielleicht 8000 Bohrungen (Zeitraum 2 Jahre) würde bei dieser Datenlage die Absicherung nur bedingt erhöhen und den Arbeitsaufwand keineswegs rechtfertigen.

Rahmen und Richtlinie für größere Maßstäbe: Für die Interpretation der Bodenschätzung und Forstlichen Standortkartierung kann die BK50 als Steuerinstrument eingesetzt werden. Bei der Übersetzung und Interpretation der Bodenschätzung führt die Hinzu-

nahme weiterer Informationen, wie Relief oder Geologische Situation, zu einer besseren Absicherung der Ergebnisse. Sowohl beim Relief als auch bei der GK50 wurden durch die Bearbeitung der BK50 aus der Sicht der Bodenkunde widersprüchliche Fälle überprüft und einer Lösung zugeführt. Weitere offene Fragen, wie z. B. die Festlegung von Grund- oder Staunässe, Podsolierung, Esch- und Schwarzerdeverbreitung wurden geklärt. Für die Steuerung der Übersetzung ist es darüber hinaus hilfreich, wenn diese Informationen in einfachen, überschaubaren Kategorien abgreifbar sind. Die BK50 erfüllt diese Anforderungen und ist damit als Steuerinstrument den Quelldaten überlegen.

Die BK50 ermöglicht durch die hohe inhaltliche Auflösung eine Anbindung der Dauerbeobachtungs- und Feldversuchsflächen. Damit ist es möglich, relativ genau die Repräsentanz von Intensivuntersuchungsgebieten zu benennen. Ein Abgleich mit der Profil- und Labordatenbank erlaubt Aussagen, inwieweit diese Datenbestände die Einheiten der BK50 ausreichend hinterlegen oder ob ggf. Beprobungsbedarf besteht.

Weiterentwicklung: Die BK50 wird - wie schon die BÜK50 - zeitnah als nutzungsdifferenzierte digitale Karte in den Datenbeständen abgebildet. Dazu werden die Grenzen der Bodeneinheiten mit den Nutzungsvarianten Acker, Grünland und Forst aus ATKIS verschnitten und die Leitprofile jeweils an die Nutzungen angepasst (Auflagehorizonte, Mächtigkeit des Ah/Ap-Horizontes, Grundwasserabsenkungen, Profilverkürzung d. Erosion u.a.m.). Dies erlaubt nutzungsspezifische Auswertungen. In einer weiteren Ausbaustufe können auf Grundlage der Bodenschätzung und der Forstlichen Standortkartierung die Angaben zu den Leit- und Begleitprofilen überprüft und ggf. genauer und unter Angabe von Flächenanteilen beschrieben werden. Landschaftsanalytische Verfahren, die bereits entwickelt und an anderen Produkten getestet wurden, sind geeignet, die Areale in Form und Nachbarschaft zu analysieren. In der Weiterentwicklung ist die Einführung von Qualitätsmaßen möglich. So können die Variabilität der Kartiereinheiten oder Streuungsmaße von Merkmalen oder Eigenschaften (z. B. Variabilität der Bodenart oder Flächenanteile von vergesellschafteten Bodenformen auf Grundlage der Bodenschätzung) beschrieben werden.

Welche von diesen Weiterentwicklungen zur Anwendung kommen werden, steht noch nicht fest. Hier sind die Anforderungen der Kunden und des Bodenschutzes abzuwarten.

**Pedogenese von Dünenböden der Ostfriesischen Inseln
- am Beispiel Spiekeroogs -**

Lulise Gianl & Sonja Buhmann

Einleitung

Die Dünenböden der Ostfriesischen Inseln sind holozäne, äolische Bildungen aus quarzreichen Sanden. Nach allgemein anerkannter Lehrbuchmeinung vollzieht sich ihre Bodenentwicklung über die bodentypologischen Stadien: Lockersyrosem - Regosol - (Braunerde) - Parabraunerde - Podsol (die charakteristische Mineralzusammensetzung, z. B. nordwestdeutscher Binnendünenböden, ist: 80 % Quarze; 15 % Feldspäte; 5 % Glimmer).

Bisherige Untersuchungen weisen als weitest entwickelte Böden Spiekeroogs podsolige Braunerden, Podsol-Braunerden und Podsole aus (Tab.2). Keine dieser Untersuchungen verfügt über Datenmaterial zur quantitativen Kennzeichnung der diagnostischen Horizonte, wie z. B. zur optischen Dichte des Oxalat-Extrakts (ODOE). Die Benennungen stützen sich allein auf Geländemerkmale, wie den Beginn der Ortserdebildung in einem entsprechend gekennzeichneten Bs-Cv-Horizont (NLfB; 1997), der allerdings auf der photographischen Abbildung des Profils nicht sichtbar wird; an anderer Stelle wird explizit auf die geringe Merkmalsausprägung verwiesen.

Ziel dieser Arbeit war es deshalb zu prüfen, ob die Dünenböden der Ostfriesischen Inseln, nach nunmehr exakt definierten qualitativen und quantitativen diagnostischen Horizontmerkmalen überhaupt den

Kriterien für Regosole, Braunerden bzw. Podsolen entsprechen.

Tab. 2: Bisher beschriebene Bodentypen innerhalb der Dünen-Sukzession einer Ostfriesischen Insel

Vordüne	Weißdüne	Graudüne	Braundüne	Quelle
u.b.	Ranker	Ranker	podsolige Braunerde,	Gerlach, 1993
trockener Strand	Rohboden; Lockersyrosem	Regosol	Podsol-Regosol; Podsol,	Junge, 1996
n.b.	Lockersyrosem	n.b.	Podsol-Ranker	NLFB, 1997
n.b.	Lockersyrosem	Regosol	Podsol-Braunerde	Sponagel et al., 1999

Material und Methoden

Zum Auffinden von Leitprofilen wurden im Sommer 2002 die Dünenböden Spiekeroogs mit Bohrstöcken (Länge: 50 cm; Breite: 8 cm) untersucht. Nach Dünenalter, Nutzung und besonderen Merkmalen wurden 11 Profile gegraben, profil-morphologisch beschrieben, beprobt und im Labor analysiert. Das Methodenspektrum entstammt Schlichting & Blume (1995) bzw. der WRB (FAO/ISSS/ISRIC) (1998). Hier erfolgte eine Reduktion auf 5 charakteristische Profile zunehmenden Alters. Die anderen Profile fügen sich in diese Sukzession ein. Profil 1 entstammt einer Vordüne, Profil 2 dem Nordhang und Profil 3 dem Südhang einer Weißdüne, Profil 4 einer Graudüne und Profil 5 einer Braundüne.

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Dünenböden

		Profil 1		Profil 2		Profil 3		Profil 4		Profil 5	
		1.1	2.1	3.1	3.2	4.1	4.2	5.1	5.2	5.3	5.4
Horizontbezeichnung		eIC	eIC	eAi	eIC	Ah	iIC	Ah	iIC1	iIC2	iIC3
Horizontmächtigkeit	cm	25+	27+	5	31+	11	18+	4	16	10	19+
Bodenart		Ss									
Gföhverlust	[%]	0	0	0,2	0,1	0,7	0,1	0,6	0,2	0,4	0,2
pH	a. dest.	8,8	6,3	8,2	8,1	4,0	4,3	4,4	4,6	4,6	4,8
	CaCl ₂	6,7	5,7	6,0	6,0	3,2	3,5	3,4	3,6	3,6	3,8
Kalkgehalt	[%]	3,7	2,6	2,3	2,5	0	0	0	0	0	0
Substanzvolumen	[%]	n.b.	53,4	53,5	n.b.	49,4	n.b.	48,8	n.b.	n.b.	n.b.
Porenvolumen	[%]	n.b.	46,6	46,5	n.b.	50,6	n.b.	51,2	n.b.	n.b.	n.b.
Feldkapazität	[%]	n.b.	30,4	40,3	n.b.	34,5	n.b.	35,1	n.b.	n.b.	n.b.
Phosphat	[mg kg ⁻¹]	1,25	1,15	1,71	1,40	0,94	1,16	1,81	1,39	2,10	1,66
Natrium	[cmol _c kg ⁻¹]	0,18	n.n.								
Kalium	[cmol _c kg ⁻¹]	n.n.									
Magnesium	[cmol _c kg ⁻¹]	n.n.	n.n.	0,20	n.n.						
Calcium	[cmol _c kg ⁻¹]	0,30	0,41	0,71	0,42	0,41	0,07	n.n.	0,07	0,06	0,10
KAK	[cmol _c kg ⁻¹]	0,27	0,49	0,73	0,43	1,63	1,01	2,57	1,24	1,06	0,60
Basensättigung	[%]	171	84	125	10	25	6	0	6	6	16
Fe _o u. Fe _d	[mg kg ⁻¹]	n.n.									
Al _o u. Al _d	[mg kg ⁻¹]	n.n.									
ODOE		<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25	<0,25
Munsellfarbe trocken		2.5Y 7/2	2.5Y 7/2	2.5Y 6/2	2.5Y 7/2	2.5Y 6/2	2.5Y 6/4	2.5Y 6/2	2.5Y 5/2	2.5Y 6/4	2.5Y 7/4
Munsellfarbe feucht		2.5Y 6/2	2.5Y 6/3	2.5Y 5/2	2.5Y 6/2	2.5Y 5/2	2.5Y 5/4	2.5Y 5/2	2.5Y 5/2	2.5Y 4/3	2.5Y 5/4

n.b.: nicht bestimmt ; n.n. : nicht nachweisbar

Ergebnisse

Alle Profile haben dieselbe Korngrößenzusammensetzung (> 99 % S; < 1 % U; n.n. T), Mineralzusammensetzung der Feinsandfraktion (89 % Quarze; 8 % Feldspäte; n.n. Glimmer) und häufige Elementgehalte unterhalb der Nachweisgrenze (Tab. 1). Mit zunehmendem Alter und Bodenentwicklung nehmen die pH-Werte von 8,8 (aqua dest) bzw. 6,7 (CaCl₂) auf 4,4 (a.d.) bzw. 3,4 (CaCl₂) im Oberboden ab. Gleichzeitig sinken die Carbonatgehalte von 3,7 % auf 2,3 % in Profil 3; die nachfolgenden Profile sind carbonatfrei. Während in den ersten beiden Profilen kein Humus nachweisbar war, wurden nachfolgend Glühverluste von 0,2 – 0,7 % gemessen. Austauschbares Na wurde nur in Profil 1 festgestellt; austauschbares Ca steigt zunächst an und sinkt wieder bis unterhalb der Nachweisgrenze. In gleicher Abfolge steigt die KAK von 0,27 auf 2,57 cmol_c kg⁻¹ und die Basensättigung sinkt von 100 % auf 6 %.

Die Munsell-Color-Charts zeigen mit zunehmender Bodenentwicklung in den Oberböden eine Abnahme in der Helligkeit und in den Unterböden auch eine zunehmende Intensität, wenngleich nur um jeweils eine Farbtonstufe (Tab. 1).

Die Werte für Fe_d, Fe_o, Al_d und Al_o liegen jeweils unterhalb der Nachweisgrenze. Der Grenzwert des ODEO von 0,25 zur Charakterisierung eines „spodic horizons“ (WRB, 1998) wurde in keinem Fall erreicht.

Diskussion

Die untersuchten Böden sind in einem Zeitraum von 1988-91 bis 1738-1841 entstanden (Gerlach, 1993). Charakteristische Bodenentwicklungsprozesse sind: Humusakkumulation u. -verlagerung, Entkalkung, Versauerung, Umladung der Bodenkolloide und Abnahme der Basensättigung. Mit Erreichen des Al-Puffers und schwach zeichnenden Podsolierungsmerkmalen wird, trotz ihres jungen Alters, die rasche Bodenentwicklung dieser Böden deutlich.

Im Gelände wird mit zunehmendem Alter und Entwicklung der Böden eine Humusanreicherung in den Oberböden und eine leichte Verbraunung und Humusverlagerung in den Unterböden sichtbar (Tab. 1). Mit Ausnahme der Verbraunung wurden die anderen visuell erkennbaren Prozesse durch die Laboranalytik bestätigt. Vor dem Hintergrund der zu erwarteten Bodenentwicklung und diesen Befunden liegt eine Klassifikation dieser Böden als „Regosole“, „Braunerden“ und „Podsole“ nahe, wenngleich auch nur in schwachen Ausprägungen.

Allerdings fehlen bei exakter Anwendung der diagnostischen Horizonte die quantitativen Grundlagen. Dies gilt bereits für die Benennung der Weißdünenböden als Lockersyroeme (Tab. 2). Nach KA4 besitzen Syroeme einen Ai-Horizont, der eine lückige Entwicklung eines A-Horizont mit einerseits geringer Humusakkumulation und andererseits Humusgehalte > 0,6 % aufweist. Dieses ist weder für die Vordüne (Profil 1) noch den Nordhang der Weißdüne (Profil 2) gegeben. Ähnliches gilt für die Ausweisung von Regosolen, die einen Ah-Horizont (> 0,6 % Humus) besitzen aber keine weiteren Bodenentwicklungsmerkmale. Die untersuchten Böden sind z. T. durch zu geringe Humusgehalte gekennzeichnet (Profil 3), zudem treten erste Podsolierungs- und Verbraunungsmerkmale auf (Profil 3, 4, 5). Eine Ausweisung als Braunerden kommt auch nicht

in Frage, da außer einer visuell feststellbaren tendenziellen Verbraunung die quantitativen diagnostischen Merkmale nicht vorhanden sind. Das gleiche gilt für die Benennung als Podsole (Profil 5), da vor allem die Kriterien eines „spodic horizons“, für den spezifische Munsell-Werte, ODOE-Werte, etc. gefordert sind, nicht erfüllt werden.

Nach WRB (1998) sind die hier untersuchten Böden zu den Arenosolen zu zählen (Tab. 2). „The Reference Soil Group of Arenosols consists of sandy soils,... developed in recently deposited sands as occur in deserts and beach lands...(recent dunes, beach, ridges). Arenosols have... ochric surface horizons over a substratum that... contain lamellae of illuviated humus, that are too thin, too few or contain too little humus to qualify as a diagnostic horizon“ (Driessen et al., 2001).

Die Profile 1 und 2 sind Calcaric oder Protic Arenosols (having no appreciable soil horizon development (in Arenosols only) (Driessen et al., 2001)). Aufgrund geringerer Humusgehalte als 1 % (WRB, 1998), sind die Profile 3 und 4 Ochric Arenosols. Entsprechend der Munsell-Color-Werte für gebleichte Unterbodenhorizonte, könnte das Profil 5 den Albic Arenosols zugeordnet werden.

Tab. 2: Dünenböden (unterschiedlichen Entstehungsalters) klassifiziert nach WRB (1998)

Vordüne 1988-1991	Weißdüne 1938-1960	Graudüne 1841-1938	Braundüne 1738-1841
Protic Arenosol	Protic/ Ochric Arenosol	Ochric Arenosol	Albic Arenosol

Schlußfolgerung

Da keine exakte Eingliederung der untersuchten Dünenböden in die deutsche Systematik möglich ist, sie aber gut als Arenosole entsprechend der WRB (1998) klassifiziert werden können, schlagen wir vor, den Bodentyp „Arenosol“ in die deutsche Systematik aufzunehmen. Dies ist um so sinnvoller im Zuge einer anzustrebenden Kongruenz nationaler und internationaler Bodenklassifikationssysteme.

Literatur

AK Bodenkunde (1994): Bodenkundl. Kartieranleitung. Schweizerbart'sche, 4. Aufl., Stuttgart.
 Driessen, P., J. Deckers C. O. Spaargaren (Hrsg.) (2001): Lecture notes of the world. FAO, Rom.
 FAO/ISSS/ISRIC (1998): World Reference Base for Soil Resources (WRB), World Soil Resources Report 84, FAO, Rom.
 Gerlach A. (1993): Biogeochemistry of nitrogen in a coastal dune succession on Spiekeroog (Germany) on the impact of climate. Phytocoenologia 23, 115-127.
 Junge, B. (1996): Bodenkartierung als Entscheidungsgrundlage für Maßnahmen zum Bodenschutz. Diplomarbeit, Universität Oldenburg, 1-183.
 Niedersächsisches Landesamt f. Bodenforschung (1997): Böden Niedersachsens. Schweizerbart'sche, Stuttgart, 1-127.
 Sponagel, H., U. Müller, B. Junge m. Beitr. v. J. Barkhausen, H.J. Streif, W. Janssen, E. Strahl, L. Giani, K. Wonneberger, A. Meyer (1999): Exkursion Z1. Böden der niedersächsischen Küstenregion und der Ostfriesischen Inseln. Mittlg. Dtsch. Bodenk. Ges. 90, 109-162.
 Schlichting, E., H.-P. Blume (1995): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell, Berlin.

Inventur der Kohlenstoffvorräte in Böden von Sachsen-Anhalt mittels GIS und der Bodenprofilatenbank SABO_P

M. Grabe¹, M. Kleber¹, K.-J. Hartmann² und R. Jahn¹

1 Einleitung

Der Kohlenstoffgehalt der Böden ist sowohl für die Bodenfruchtbarkeit als auch für das globale Klima von Bedeutung. Daher sind Daten über die Vorräte auf globaler, regionaler und lokaler Skala nötig. Die Kenntnisse über die Kohlenstoffvorräte in deutschen Böden sind jedoch gering und beziehen sich meist auf Waldböden (KOPP 1978, BARITZ 1998, BARITZ et al. 1999). Bei Daten für landwirtschaftliche Flächen lassen sich keine Angaben für Lagerungsdichten finden (ALTERMANN UND SCHRÖDER 1992).

Wir bestimmten daher die Kohlenstoffvorräte der Böden Sachsens-Anhalts unter Verwendung der Landesprofilatenbank und eines Geographischen Informationssystems. Als Teilaufgaben untersuchten wir die C_{org} -Mengen ausgewählter Bodenformen in verschiedenen Bodenlandschaften und verschiedener Aufnahmezeiträume, ebenso wie den Zusammenhang zwischen Textur und C_{org} -Gehalt.

2 Materialien und Methoden

Die topographischen Grundlagen bildeten die Bodenübersichtskarten im Maßstab 1:200.000 und die Bodenregionen und -landschaften von Sachsen-Anhalt (KAINZ ET AL. 1999). Durch die digitale Verschneidung dieser Karten wurde das Bodenformeninventar der Regionen und -landschaften bestimmt. Aufgrund der flächenmäßigen Bedeutung und der erforderlichen Datendichte erfolgte die Bestimmung der Vorräte für die Bodenregionen der Flusslandschaften (2), Altmoränenlandschaften (4) und Löß- und Sandlößlandschaften (6). Zur Bereitstellung der Sachdaten diente die Sachsen-Anhalt Boden_Profilatenbank mit 3.600 Profilen und 16.300 Horizonten. Die Berechnung erfolgte durch das Produkt von Mächtigkeit, C-Konzentration und Lagerungsdichten unter

Beachtung der Skelettgehalte. Durch Aufsummierung der C_{org} -Vorräte der Bodenformen wurden die gesamten Vorräte der Bodenregionen und -landschaften bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die räumliche Verteilung der C_{org} -Vorräte zeigt einen funktionalen Zusammenhang zwischen der geomorphologischen Position und der Fähigkeit der Böden zur Speicherung von Kohlenstoff (Abb. 1). Während die Flusslandschaften ($12,7 \text{ kg C m}^{-2}$) sowie der Löß- und Sandlößlandschaften ($12,8 \text{ kg C m}^{-2}$) ähnliche durchschnittliche Kohlenstoffmengen aufweisen, liegen die Altmoränenlandschaften deutlich darunter ($8,9 \text{ kg C m}^{-2}$). Dies resultiert aus dem unterschiedlichen Bodenformeninventar der Regionen (Abb. 1).

Innerhalb der gleichen taxonomischen Einheiten waren die Kohlenstoffgehalte zwischen den einzelnen Bodenlandschaften mit sehr wenigen Ausnahmen gleich. Eines der wenigen signifikant unterschiedlichen Beispiele sind Schwarzerden.

Die Profilaufnahme in Sachsen-Anhalt erfolgte über mehrere Jahrzehnte mit unterschiedlichen Aufnahme- und Analysemethoden. Wir untersuchten daher die Daten verschiedener Aufnahmeepochen. Bei keiner der untersuchten Bodenformen konnten signifikante Unterschiede zwischen verschiedenen Aufnahmeepochen festgestellt werden. Ältere Daten sind daher in ihrer Aussagekraft ebenso belastbar wie jüngere.

Der Feinanteil der Böden ($< 6 \mu\text{m}$) erklärt nur zu einem Drittel den C_{org} -Gehalt des Oberbodens ($r^2=0,34$). Dies legt den Schluss nahe, dass andere Faktoren, wie die Landnutzung Einfluss auf den Gehalt haben.

4 Fazit

Mit Hilfe der SABO_P konnten die Kohlenstoffvorräte für die drei wichtigsten Bodenregionen Sachsens-Anhalts bestimmt werden. In ihnen sind bis in 100 cm 191 Tg Kohlenstoff gespeichert. Die wirtschaftlich und flächenmäßig bedeutenden typischen Schwarzerden enthalten durchschnittlich $13,9 \text{ kg C m}^{-2}$ (cV 38 %). Sie liegen unter dem weltweiten Durchschnitt von $16,1 \text{ kg C m}^{-2}$ (cV 54 %) (BATJES 1996).

¹ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, e-mail: matthiasgrabe@gmx.de

² Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt

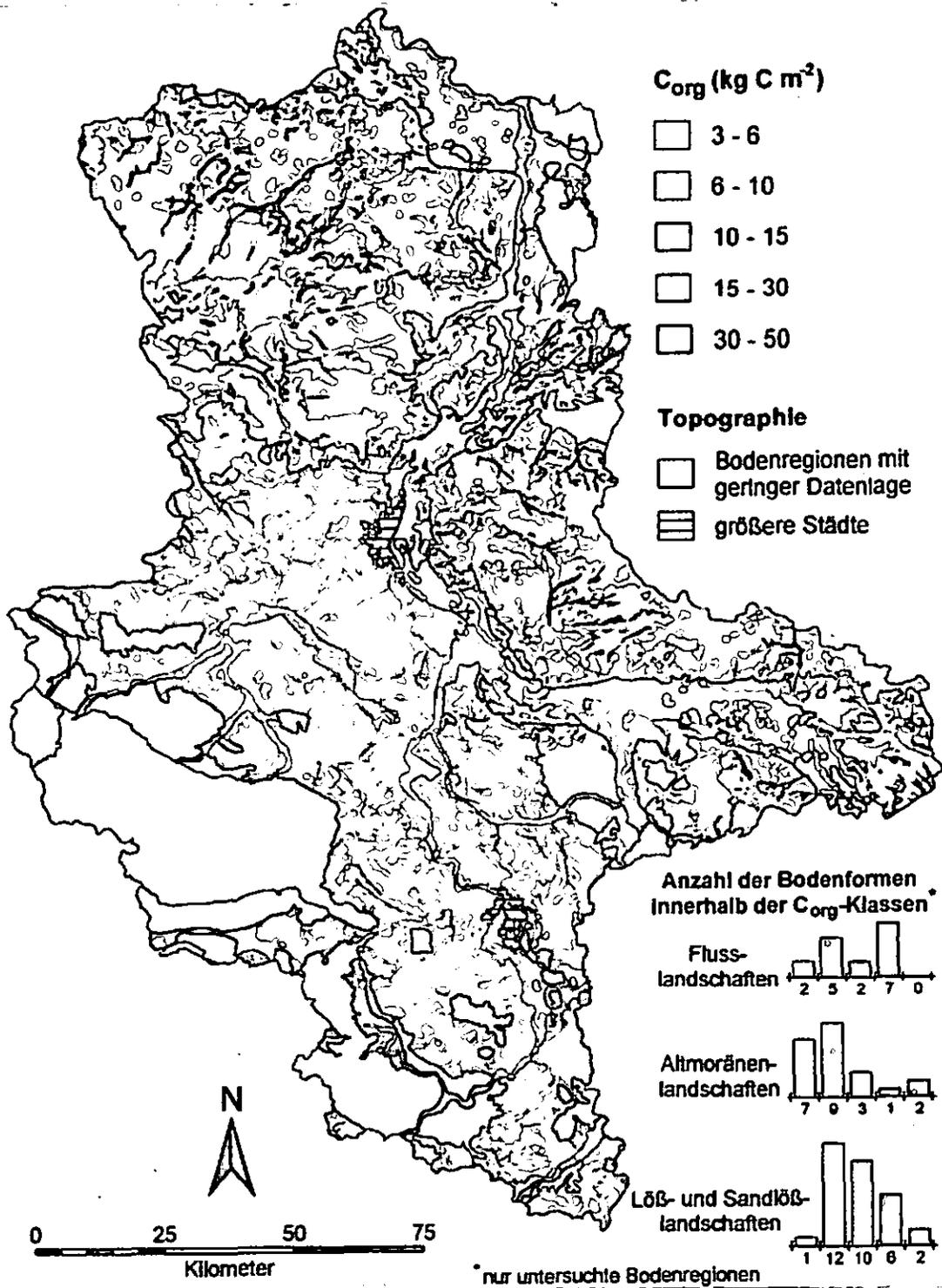


Abb. 1: Kohlenstoffvorräte in den Böden von Sachsen-Anhalt (0-100 cm)

Literatur

ALTERMANN, M. & H. SCHRÖDER (1992): Zur Kennzeichnung der Schwarzerden aus Löß in Sachsen-Anhalt. Kühn-Archiv 86/1, S. 9-20.

BARITZ, R. (1998): Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung, Nr. 98/1, Eberswalde. URL: <http://www.bfaff.de/bibl/pdf/c-bericht.pdf> (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft)

BARITZ, R., ADLER, G. H., WOLFF, B. AND B.-M. WILKE (1999): Regional distribution of carbon in german forest soils and its relation to climate change. Z. angew. Geol. 45, 218-227.

BATJES, N. H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. Eur. J. Soil Sci. 47, 151-163.

GRABE, M.; KLEBER, M.; HARTMANN, K.-J. UND R. JAHN (2003): Preparing a soil carbon inventory of Saxony-Anhalt, Central Germany using GIS and the state soil data base SABO_P. J. Plant Nutr. Soil Sci. 166/5, im Druck.

KAINZ, W. ET AL. (1999): Bodenatlas Sachsen-Anhalt. 1. Aufl., Halle.

KOPP, D. (1978): Der Humusvorrat der Waldböden im Tiefland der DDR. Archiv Acker-Pfl.Bodenk. 22, 501-509.

Prüfung der Repräsentativität von Bodendauerbeobachtungsflächen an ökologischen Räumen Brandenburgs mit CART (Classification and Regression Trees)

Graef, F¹, Schmidt, G², Schröder, W², Stachow, U¹

Einleitung

Im Rahmen des nach 2001/18/EG vorgeschriebenen Langzeit-Monitorings gentechnisch veränderter Pflanzen (GVP) sollen bestehende Umweltmessnetze, darunter die Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) des Bundes und der Länder mit eingebunden werden. Diese BDF müssen standort-ökologisch repräsentative und damit statistisch auswertbare Ergebnisse des GVP-Monitorings ermöglichen. Zur Prüfung ihrer Repräsentativität haben wir für Brandenburg ökologische Raumgliederungen verschiedener Differenzierung herangezogen, die wir in Analogie zu der deutschen Ökologischen Raumgliederung von Schröder und Schmidt (2000) erstellt haben.

Methodik

Zur statistischen Definition der standortökologischen Raumeinheiten Brandenburgs wurde das Verfahren CART mit log-likelihood-index (rekursiver Partitionsalgorithmus), implementiert in Splus®, verwendet. CART ist ein explorativ-analytisches Verfahren, das keine Voraussetzungen an das Skalenniveau der zu verarbeitenden Daten stellt. So können kategoriale (nominale) und ordinale Daten zusammen mit metrisch- (intervall- und rational-) skalierten Daten ohne Skalentransformation und den damit verknüpften Informationsverlusten verarbeitet werden. Ziel des CART-Verfahrens ist es, möglichst wenige homogene und klar unterscheidbare Klassen zu erhalten. Wir haben alle Datengrundlagen (Tab. 1) auf 1x1 km gerastert und zur Klassifizierung die Potenzielle natürliche Vegetation (PnV) als Zielvariable zur Klassenbildung verwendet. Letztere stellt einen Integralindikator dar, der sich über die anderen Datenmerkmale erklären lässt. Als Ergebnis der CART-Analyse werden Strukturbäume („Trees“) erzeugt, die die Beziehungen der Klassen zueinander darstellen und die Missklassifikation der einzelnen Klassen sowie der gesamten Klassifizierung angeben. Durch sukzessives automatisches („pruning“) und manuelles („snipping“) Zurückschneiden der Strukturbäume wird eine nach fachlichen Gesichtspunkten gewünschte Raumklassenzahl erreicht. Die Raumgliederungen haben wir nachbarschaftsanalytisch ausgewertet, um zu prüfen, ob vorhandene BDF-Messflächen in den Standorttypen vertreten sind und Brandenburgs „typische“ räumliche Vergesellschaftung repräsentieren (häufigkeitsstatistische Landschaftsrepräsentanz) (Tab. 2).

Tab. 2: Häufigkeitsstatist. Landschaftsrepräsentanz der BDF

Standortökologische Räume (6 Klassen, siehe Karte)	Gesamtfläche (%)	rel. landw. Fläche in Brandenburg (%)	Zahl BDF	%	Zahl BDF in Landwirtschaft	%
1/Prignitz, Westl. Barnimplatte	21	22	4	13	4	18
2/Oderbruch	3	5	4	13	3	14
3/Urstromtäler, Elbe-Elster Tiefland	28	24	7	23	5	23
4/Uckermark	7	12	3	10	3	14
5/Mittel- und Ostbrandenburgische Heiden and Niederungen	22	15	4	13	1	5
6/Mittel- und Ostbrandenburgische Platten, Schorfheide, Fläming	20	23	9	29	6	27
Summe			31		22	

¹ Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg, email: fgraef@zalf.de

² Universität Vechta, Institut für Umweltwissenschaften, Postfach 1553, D-49364 Vechta

Tabelle 1: Datengrundlage der Raumgliederung Brandenburgs

Potenzielle natürliche Vegetation	Kraus (1998) / 1:300.000
Bodenarten	BÖK (LGRB) / 1:300.000
Höhe über NN	Digitales Höhenmodell / 25 x 25 m
monatl. Verdunstung 1961-1990	DWD, 1 x 1 km
monatl. Niederschlag Jan.-Dez. 1961-1990	DWD, 1 x 1 km
monatl. Lufttemperatur Jan.-Dez. 1961-1990	DWD, 1 x 1 km
monatl. Globalstrahl. März-Nov. 1981-1999	DWD, 1 x 1 km
mittlerer Grundwasser-Flurabstand	ZALF, 250 x 250 m

Ergebnisse und Diskussion

Die CART-Analyse ergab 91 Raumklassen bei einer Missklassifikation von 0,40. Das Zurückschneiden der Strukturbäume unter Abgleich mit der Differenziertheit der Naturräumlichen Gliederung (Meynen et al. 1962) ergab eine Klassenzahl von 13 bei einer Missklassifikation von 0,54 (Abb. 1). Die weitere Reduzierung auf wesentliche landschaftsökologische Unterschiede (vgl. Naturraum-Haupteinheiten) für das GVP-Monitoring ergab eine Klassenzahl von sechs bei einer Missklassifikation von 0,61 (Abb. 2 und Karte). Gegenüber der deutschen ökologischen Raumgliederung im 2x2 km Raster zeigte sich, dass die vierfach höhere Auflösung die Landschaftsstruktur Brandenburgs wesentlich präziser wiedergibt.

Die Repräsentativitätsanalyse der BDF zeigte eine geringe Übereinstimmung mit den Gesamtflächenanteilen der Raumklassen (Tab. 2). Bezogen auf deren relative landwirtschaftliche Fläche (primäre GVP-Monitoringstandorte), stieg jedoch die Übereinstimmung. Die Auswahl und Einrichtung der BDF war entsprechend den Flächenanteilen von Bodenklassen und Nutzung sowie nach Belastungstypen erfolgt. Eine große Übereinstimmung mit unserer Raumgliederung war somit nicht zu erwarten. Es zeigt sich insgesamt, dass die BDF im Vergleich zu anderen landesweit betriebenen Messnetzen (z.B. Landessortenversuche, Ökologische Dauerbeobachtung) entweder räumlich oder qualitativ für das GVP-Monitoring besser geeignet sind.

Literatur

- Meynen, E., Schmidthusen, J., Gellert, J., Neef, E., Müller-Miny, H., Schultze, J.H., 1959-1962. Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumforschung, 2 Bde., Selbstverlag, Bad Godesberg.
- Schröder, W. und Schmidt, G. 2000: Raumgliederung für die Ökologische Umweltbeobachtung des Bundes und der Länder, UWSZ - Z. Umweltchem. Ökotox. 12 (4) 236-243.

Abbildung 1: Raumgliederung Brandenburg / 13 Klassen

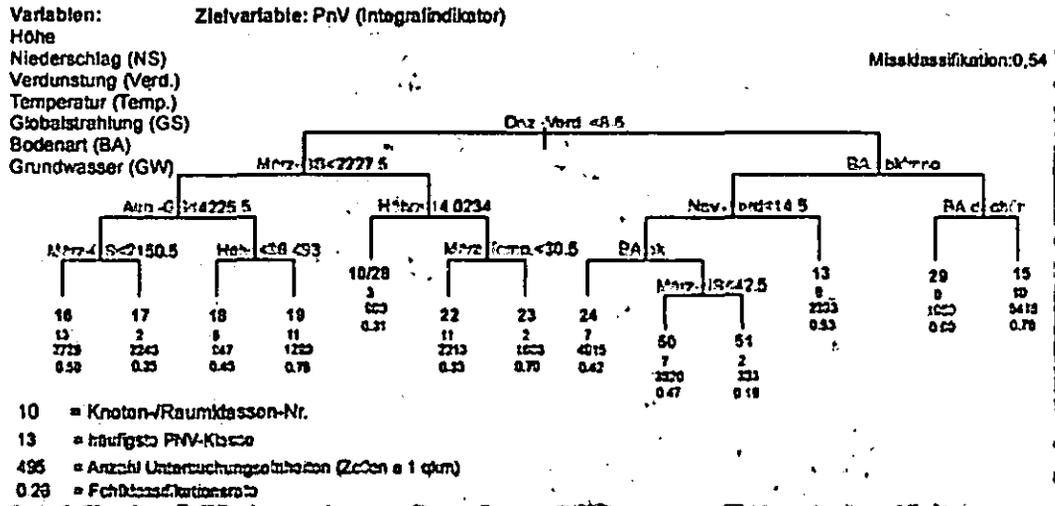


Abbildung 2: Raumgliederung Brandenburg / 6 Klassen

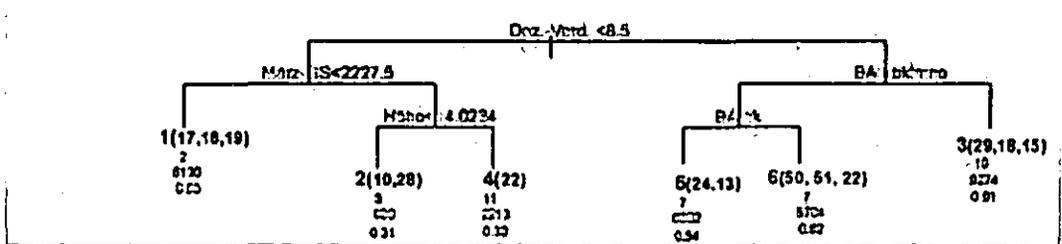
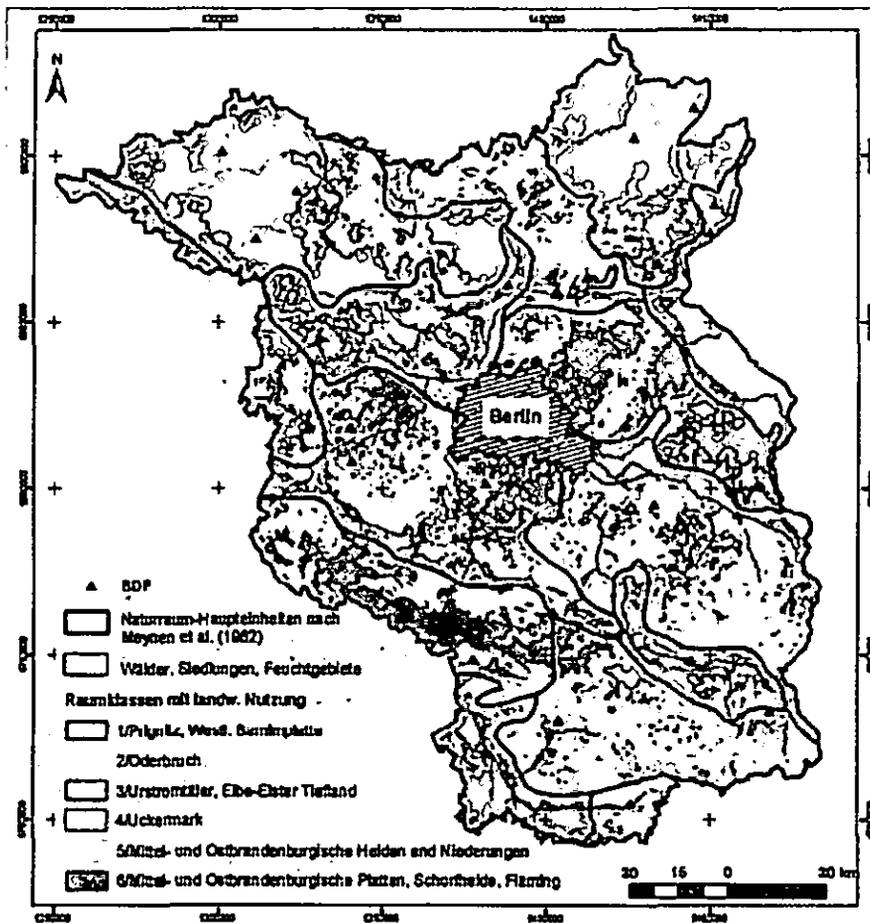


Abbildung 3: Agrarflächen der Ökologischen Raumgliederung Brandenburgs (6 Klassen) und Lage der BDF



Kohlenstoffdynamik auf Rückstandshalden der Sodaindustrie: Grundlagen der Bodenbildung auf jungen anthropogenen Rohböden unter Bedingungen einer natürlichen Sukzession

G. Grünewald*, M. Stolle, R. Jahn

1. Einleitung

Infolge menschlicher Tätigkeit finden sich zunehmend Flächen, auf denen industrielle Nutzung technogene Substrate hinterlässt, die nach abgeschlossener Deponierung natürlichen Prozessen der Bodenbildung unterliegen. Bei der Integration solcher Rohböden in den Naturhaushalt kommt der Akkumulation organischer Substanz im Oberboden eine für die Entwicklung der natürlichen Bodenfunktionen entscheidende Bedeutung zu. Die Vorgänge und Prozesse der Bodenbildung auf technogenen Substraten unter den Bedingungen einer natürlichen Sukzession sind bisher nur unzureichend bekannt.

Die Rückstandshalden der Sodaindustrie bei Bernburg (Sachsen-Anhalt) sind aufgrund ihres prozessbedingt einheitlichen Ausgangssubstrates, ihrer Altersstruktur, sowie ihrer engräumigen Lage geeignet, die Prozesse und Vorgänge der Bodenentstehung, der frühen Akkumulation und Stabilisierung organischer Substanz, unter Berücksichtigung der spezifischen Bedingungen des Ausgangssubstrates, anhand einer unechten Zeitreihe zu untersuchen. Jüngere Studien betonen neben dem Einschluss in (stabile) Aggregate (Christensen, 1996) vorrangig die Adsorption/Bindung an Mineraloberflächen als Faktor der Speicherung organischer Substanz im Boden (Baldock et.al., 2000). Der Einfluss des bodenchemischen Milieus fand hingegen bislang wenig Beachtung. Aufgrund des vermuteten geringen Vorkommens von sorptionsfähigen Mineralen im Substrat erlauben die Rückstandshalden der Sodaindustrie neben der Wirkung der Gefügebildung auch den Einfluss eines salinen und alkalischen Bodenchemismus auf die C-Speicherung näher zu untersuchen.

Anhand einer Chronosequenz (19, 57 und 70 Jahre) werden die Rückstandshalden der Sodaindustrie als bodenbildende Substrate und Böden charakterisiert, sowie die Bildung, Dynamik und Wechselwirkungen verschiedener C-Pools näher untersucht. Dabei gilt das besondere Interesse der Verteilung der organischen Substanz auf unterschiedliche physikalische

Fraktionen, dem Umsetzungsgrad der organischen Substanz in den einzelnen Fraktionen sowie etwaigen Interaktionen der organischen Substanz mit der Mineralphase. Die Ergebnisse sind auf einen weiteren Rohbodenstandort mit natürlichem Ausgangssubstrat und alkalischem Bodenchemismus hinsichtlich ihrer Übertragbarkeit zu überprüfen.

2. Material und Methoden

Die zu untersuchenden Böden wurden im 50 x 50 m bzw. 50 x 100 m Raster mit einem Pürckhauer-Bohrstock bis in 1 m Tiefe kartiert. Die Ergebnisse der Kartierung wurden mit Hilfe geostatistischer Verfahren (Inverse Distance) verrechnet und graphisch dargestellt. Auf Grundlage dieser sowie Ergebnissen der beschreibenden Statistik wurden jeweils zwei Profilgruben je Fläche angelegt und in sieben Stufen (0-4, 4-10 cm, 10-50 cm im Intervall von jeweils 10 cm und 50-100 cm) bis 1 m Tiefe gestörte Proben sowie Stechzylinderproben (in 5-facher Wiederholung je Tiefenstufe) entnommen. Zusätzlich wurden je Fläche weitere vier Profilgruben bis 30 cm Tiefe angelegt aus denen gestörte Proben entnommen wurden.

3. Ergebnisse

Alle Untersuchungsflächen weisen eine geschlossene Vegetationsdecke auf. Nach dem Bestimmungsschlüssel des FBM (Forschungsverbund Braunkohlentagebaulandschaften Mitteldeutschlands) ist die jüngste Fläche (19 Jahre) dem Biotoptyp dichte Landreitgrasflur, leicht verbuscht zuzuordnen. Ein junger Birkenpionierwald hat sich auf der 57-jährigen Fläche entwickelt, auf der ältesten Untersuchungsfläche (70 Jahre) wurde ein Birkenpionierwald mittleren Alters vorgefunden.

Erste Ergebnisse der Untersuchungen zeigen, dass sich die Böden durch ein sehr hohes Gesamtporenvolumen (77-90 %), einhergehend mit einem sehr hohen Wasserspeichervermögen auszeichnen. Es ist eine Dynamik des Porenvolumens im Verlauf der Bodenentwicklung (sinkendes Gesamtporenvolumen in 0-30 cm Tiefe) sowie eine signifikante Erhöhung der sehr geringen Lagerungsdichten (von 0,27 auf 0,56 g cm⁻³) zu beobachten. Die Böden zeigen Reaktionen im schwach bis stark alkalischen pH-Bereich (pH_{H2O} 7,9 bis 10,7) und weisen tendenziell eine pH-Wert Erhöhung mit zunehmender Bodentiefe auf. Die elektrischen Leitfähigkeiten (0,12 bis 5,67 mS cm⁻¹) steigen ebenfalls auf allen Flächen mit zunehmender Bodentiefe an, wobei im Boden der jüngsten Fläche die signifikant höchsten Leitfähigkeiten gefunden werden. Im Vergleich der Flächen untereinander wird eine altersabhängige Differenzierung der Tiefengradienten deutlich. Dies deutet auf eine mit zunehmendem Flächenalter fortschreitende

* Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung,
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
e-mail: gruenewald@landw.uni-halle.de

Auswaschung löslicher Salze aus dem Oberboden in tiefere Bodenschichten hin.

Die Analyse der C_{org} -Gehalte nach der Lichterfelder Methode ergab, dass bereits auf der jüngsten Fläche (19 Jahre) eine Akkumulation organischer Substanz im Oberboden (0-30 cm) stattfand ($0,7 \text{ kg m}^{-2}$), nach 57 bzw. 70 Jahren Sukzession ein signifikanter Anstieg der C_{org} -Mengen im Oberboden zu verzeichnen ist ($1,46 \text{ kg m}^{-2}$ bzw. $2,45 \text{ kg m}^{-2}$). Die mikrobielle Biomasse wurde mit der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode bestimmt. Es zeigt sich ein logarithmischer Anstieg der mikrobiellen Biomasse mit fortschreitender C-Akkumulation.

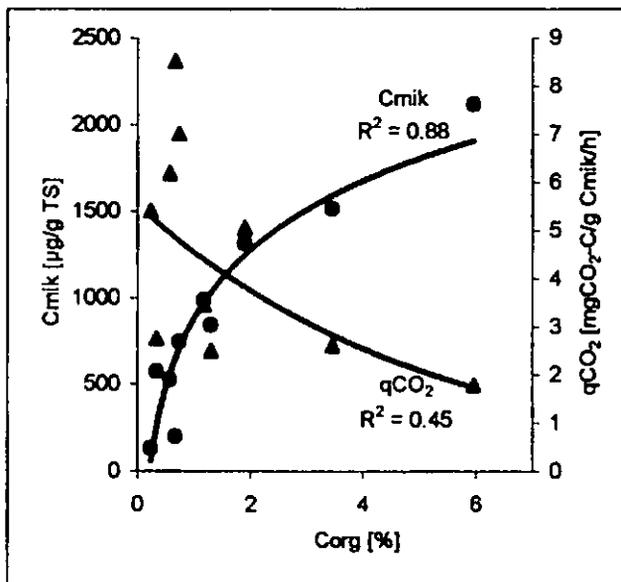


Abb. 1: Beziehung zwischen C_{mik} -Gehalt bzw. q_{CO_2} und C_{org} -Gehalt in der Tiefe 0-20 cm der Untersuchungsflächen

Der metabolische Quotient, bestimmt aus Basal-atmung und mikrobieller Biomasse, steigt in allen Böden mit zunehmender Tiefe an (0-20 cm) und ist als Indiz für eine erhöhte Stoffwechselaktivität der Mikroorganismen aufgrund ungünstiger Umweltbedingungen zu interpretieren.

Ein Vergleich der Böden untereinander zeigt mit zunehmendem Flächenalter eine Verringerung des metabolischen Quotienten. Dies deutet darauf hin, dass die Mikroorganismen mit fortschreitender Bodengenese in Umwandlungsprozessen gewonnene Energie weniger veratmen, als vielmehr zum Aufbau eigener Biomasse nutzen können.

4. Ausblick

Um die Eingangs genannten Zielstellungen und Fragen zu klären, sind Dichtefraktionierungen mit anschließender Ultraschallbehandlung geplant. Die Charakterisierung des Umsetzungsgrades und der biologischen Stabilität der organischen Substanz in den jeweiligen Fraktionen soll mittels ^{13}C -NMR, CuO -Oxidation, Analyse der hydrolysierbaren Zucker

und C/N-Analyse erfolgen. Inkubationsexperimente der freien und okkludierten organischen Substanz sind geplant. Zur Untersuchung des Beitrages der DOM zur Akkumulation organischer Substanz in den unteren Bodenhorizonten sind Auswaschungsexperimente geplant. Eine Charakterisierung etwaiger Interaktionen der organischen Substanz mit der Mineralphase soll mittels Röntgenfluoreszenzanalysen (RFA), Röntgenbeugung (XRD), Bestimmung des Gehaltes an dithionit- und oxalat extrahierbarem Eisen und Aluminium sowie BET-Analysen nach sukzessiver C-Zerstörung vorgenommen werden.

Die Forschungsarbeiten wird im Rahmen des Forschungsprojektes: Akkumulation organischer Substanz in Rohböden aus technogenen und natürlichen Substraten als Indikator der Bodenbildung unter Bedingungen natürlicher Sukzession, (FKZ: 3414A/0021L) durch das Land Sachsen - Anhalt gefördert.

Literatur:

- Baldock, J.A. & Skjemstad, J.O., 2000. Organic Geochemistry, 31, 697-710.
 Christensen, B.T., 1996. Advances in Soil Science, 24, 97-165

Schutzwürdige Böden in Niedersachsen

- Verfahrensweg zur Umsetzung der Archivfunktion im Bodenschutz -

Marion Gunreben¹, Jürgen Boess², Irene Dahlmann¹ und Udo Müller²

1 Schutzwürdige und schutzbedürftige Böden

Der vorsorgeorientierte Schutz unserer Böden ist mit Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes auf eine breitere Basis gestellt worden. Eine Reihe der bislang vorliegenden Umweltfachgesetze schützt darüber hinaus unmittelbar und mittelbar auch Belange des Bodens.

Belange des Bodenschutzes sind beispielsweise in vielen Planungs- und Zulassungsverfahren betroffen, werden aber nicht immer adäquat berücksichtigt. Das führt in der Praxis dazu, dass

- der Boden oftmals gar nicht als Abwägungsbelang in der Entscheidung berücksichtigt wird,
- schlaggenaue Bodenbewertungen anhand von ungeeigneten Datengrundlagen erfolgen (z.B. durch bodenkundliche Aussagen der mittleren Maßstabebene von 1:50000 bis 1:200000), und
- die Beteiligten in Planungs- und Zulassungsverfahren vielfach unterschiedliche Bewertungskriterien und Bewertungsverfahren anlegen.

Eine zentrale Bedeutung bei der Bewertung der Böden hat deren Grad der Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit. Für die Berücksichtigung der Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit von Böden als Bewertungsgrundlage gibt es erst für wenige Planungs- und Zulassungsverfahren in Niedersachsen einheitliche Vorgaben. Auch aus diesem Grund haben sich die niedersächsischen Fachbehörden Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB) und Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ) entschlossen, eine gemeinsame Liste und Karte der schutzwürdigen Böden in Niedersachsen zu erarbeiten.

Die Bewertung der Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit der Böden erfolgt durch die Operationalisierung auf bodenfunktionaler Ebene. Von besonderer Bedeutung im Sinne der §§ 1 und 2 BBodSchG sind dabei die natürlichen Bodenfunktionen und die Funktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte: Deren Beeinträchtigung durch Einwirkungen auf den Boden soll nach Bodenschutzrecht vermieden werden.

Die Bewertung in Niedersachsen wird mit den Methoden des Niedersächsischen Bodeninformationssystems NIBIS (MÖLLER, 1997) auf einfache, relevante Bewertungskriterien zurückgeführt (vgl. Tabelle 1):

Bodenfunktion nach BBodSchG	Kriterien
Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen	<ul style="list-style-type: none"> - Besondere Standorteigenschaften (Extremstandorte) - Naturnähe - Natürliche Bodenfruchtbarkeit

¹ Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Dezernat „Bodenschutz und Altlasten“, An der Scharlake 39, 31135 Hildesheim, e-Mail: marion.gunreben@nlöe.niedersachsen.de e-Mail: irene.dahlmann@nlöe.niedersachsen.de

² Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLfB), Referat „Bodenkundliche Beratung“, Stilleweg 2, 30655 Hannover, e-Mail: j.boess@bgr.de e-Mail: u.mueller@bgr.de

Bodenfunktion nach BBodSchG	Kriterien
Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen.	Bodenwasserhaushalt Wasserrückhaltevermögen
Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers	Filterpotenzial gegenüber <ul style="list-style-type: none"> - Schwermetalle - Organika - Nitrat
Funktionen als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte	<ul style="list-style-type: none"> - Naturgeschichtliche Bedeutung - Kulturgeschichtliche Bedeutung - Seltenheit

Tabelle 1: Natürliche Bodenfunktionen und Archivfunktion nach BBodSchG und Ihre Operationalisierungspraxis in Niedersachsen (vgl. MÖLLER ET AL. 2000, verändert)

Die Kennzeichnung von schutzwürdigen und schutzbedürftigen Böden soll aufzeigen, welche Böden eines besonderen Schutzes bedürfen, da sie einen eigenen herausragenden Wert besitzen. Als schutzwürdig werden in diesem Zusammenhang alle Böden bezeichnet, deren natürliche Bodenfunktionen im wesentlichen erhalten sind. Davon ausgenommen sind Böden, die z.B. durch Abbau, Versiegelung oder zu hohe Schadstoffgehalte beeinträchtigt sind. Bestimmte Ausprägungen von Böden sind darüber hinaus schutzbedürftig aufgrund ihrer Gefährdung. Das betrifft insbesondere Böden, die sich im Rückgang befinden (z.B. durch Entwässerung) und/oder besonders empfindlich sind.

2 Die Archivfunktion der Böden

Böden können naturhistorisch, kulturhistorisch und geowissenschaftlich bedeutsam sein. Hierunter fallen Böden, die Dokumente der Landschafts-, Natur- und Kulturgeschichte darstellen und Archivcharakter, z.B. als Geotope oder Pedotope, haben. Darüber hinaus werden auch seltene Böden unter der Archivfunktion bewertet (BOESS ET AL. 2002).

Naturgeschichtliche Bedeutung

Die meisten unserer mitteleuropäischen Böden sind in der Zeit seit der letzten Eiszeit (vor etwa 10000-15000 Jahren) entstanden. Sie können Hinweise geben auf das geologische Ausgangssubstrat, auf die Klima- und Vegetationsgeschichte, auf die spezifischen Bodenverhältnisse und auf die menschliche Nutzung.

Bodenprofile aus Böden mit naturhistorischer bzw. geowissenschaftlicher Bedeutung geben Einblick in Bodenentwicklungen lange vergangener Zeiten und liefern dadurch auch Informationen z.B. über Klima-, oder Vegetationsverhältnisse. Sie stellen Bausteine zum besseren Verständnis der Natur- und Landschaftsentwicklung dar.

Zur Gruppe der naturhistorisch bedeutenden Böden werden auch alle in einer typischen Ausprägung auftretenden Böden gestellt, die als repräsentative und für eine Landschaft charakteristische Leitprofile exemplarisch ausgewählt wurden und langfristig gesichert werden sollen. Repräsentative Böden und Leitprofile sind in der Regel durch Profilgruben erschlossen worden. Eine erste Übersicht ist wurde vom NLfB (1997) veröffentlicht.

Zu den Böden mit einer naturgeschichtlichen Bedeutung zählen auch die Bodendauerbeobachtungsflächen (KLEEFISCH & KUES 1997). Sie dienen der langfristigen Erfassung von belastungs- und nutzungspezifischen Bodenveränderungen. Um diese Aufgabe erfüllen zu können, ist es erforderlich, dass diese Flächen langfristig in ihrer derzeitigen

Nutzungsstruktur gesichert werden.

Zur Gruppe der naturhistorisch und geowissenschaftlich bedeutenden Böden gehören darüber hinaus auch alle **Paläoböden** (vgl. u.a. ROESCHMANN ET AL. 1982).

Kulturgeschichtliche Bedeutung

Kulturhistorisch bedeutsame Böden sind durch ackerbäuliche Maßnahmen, die heute nicht mehr gebräuchlich sind, entstanden (z.B. Düngung mit Plaggen). Sie bilden ein Zeugnis alter Bewirtschaftungsformen und haben entsprechende charakteristische Spuren in den Bodenprofilen hinterlassen. Aus bodenkundlicher Sicht sind diese Böden bedeutsam, da ihre anthropogen beeinflusste Entwicklung heute abgeschlossen ist und sie somit ein bodenkundliches Dokument darstellen.

Besonders bedeutsam aus kulturhistorischer Sicht können die folgenden Böden sein (vgl. auch MÜLLER ET AL. 2000): Plaggenesche, Wölbäcker, Wurten, Heidepodsole, kultivierte Moore (z.B. Fehnkultur).

Nicht alle Böden der genannten Kategorien sind schutzwürdig und schutzbedürftig. Exemplarisch sollten diejenigen Böden ausgewählt werden, die in besonderem Maße charakteristisch sind.

Die **Plaggenesche** sind das Ergebnis einer fast tausendjährigen speziellen Düngeform auf nährstoffarme Böden. In bestimmten Regionen wurde hierzu stark humose und durchwurzelte Stücke des Oberbodens (Plaggen oder Soden), der mit Heide oder Gras bewachsen war, abgehoben und zunächst als Einstreu in den Viehställen genutzt. Später wurde das nun mit Kot und Harn durchsetzte Plaggenmaterial auf dorfnahe Äcker als Dünger verbracht.

Mittelalterliche **Wölbäcker** sind Zeugnisse einer vergangenen Form der Bodenbewirtschaftung mittels eines Beetpfluges. Hierbei wurde auf langgestreckten, 8 bis 15 m breiten Ackerstreifen der Boden in der Mitte des Streifens zusammengepflügt. Sie lassen sich heute noch vor allem in Forstgebieten nachweisen und können bis zu Meterhöhe erreichen.

Bei den **Wurten** handelt es sich um künstliche Aufschüttungen aus Mist, Klei (toniger Marschboden), und Plaggen (z.B. auf den Halligen oder im Marschenbereich) auf denen Wohn- und Wirtschaftshäuser gebaut worden sind, um diese bei Hochwasser- bzw. Überschwemmungsereignissen außerhalb des Wasserbereiches in Sicherheit zu wissen.

Heidepodsole gehen auf die Nutzung als Schafweide sowie zur Plaggen- und Streuentnahme seit dem frühen Mittelalter zurück. Der Plaggenhieb trug zur Verarmung der Böden bei, durch den Verlust der mineralstoffhaltigen Humusschicht weisen diese Böden in der Regel ein sog. geköpftes Profil auf.

Schon sehr früh wurden Moore durch menschliche Eingriffe verändert. Zunächst dienten sie zur Brennstoffgewinnung, dann erfolgte die Kultivierung der Moore für die landwirtschaftlichen Nutzung. Dabei wurden über die Jahrhunderte verschiedene kulturtechnische Verfahren entwickelt. Bei kultivierten Mooren sollte im Einzelfall geprüft werden, ob es sich hierbei um Kulturmaßnahmen (z.B. Fehnkultur, Sanddeckkultur) handelte, die dem Standort aus kulturhistorischer Sicht eine Bedeutung zukommen lässt.

Seltenheit

Seltene Böden haben im Verhältnis zu einer räumlich definierten Gesamtheit der Böden nur eine geringe flächenhafte Verbreitung. Das Kriterium der Seltenheit eignet sich insbesondere als Zusatzkriterium zur weiteren Untergliederung der Böden mit naturhistorischer und kulturhistorischer Bedeutung und der Böden mit besonderen Standortbedingungen.

Die Seltenheit von Bodentypen kann mit Hilfe von Statistiken aus Bodenkarten bzw. Profildatenbanken abgeleitet werden. Die Ermittlung von seltenen Böden aus Profildatenbanken liefert eine Häufigkeitsverteilung der bei Kartierungen und Probenahmen erfassten Profile. Im landesweiten Vergleich können bestimmte Böden anteilmäßig „selten“, in einem bestimmten Naturraum aber häufig vorkommen. Dadurch können sich Fehleinschätzungen bei der Festlegung flächenmäßig seltener Böden ergeben, da diese Böden nicht automatisch tatsächlich seltene typische Pedotope darstellen. Eine rein statistische Ableitung bedarf daher einer fachlichen Überprüfung durch Abgleich mit höher auflösenden Karten oder einer bodenkundlichen Kartierung.

Zur Bewertung der Seltenheit von Bodentypen erfolgte für Niedersachsen eine Bewertung aller in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (ARBEITSGRUPPE BODEN 1994) aufgeführten und in Niedersachsen auftretenden Böden aufgrund der Kartiererfahrungen. Diese Experteneinschätzung zur Seltenheit der einzelnen Bodentypen nach KA 4 ist vom NfLB in Zusammenarbeit mit dem NfÖ veröffentlicht worden (BOESS ET AL. 2002).

6 Literatur

ARBEITSGRUPPE BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage, Hannover.

BOESS, J., DAHLMANN, I., GUNREBEN, M. & U. MÜLLER (2002): Schutzwürdige Böden in Niedersachsen. – Hinweise zur Umsetzung der Archivfunktion im Bodenschutz. In: Geofakten 11. Hannover

GUNREBEN, M & J. BOESS (in Vorbereitung): Schutzwürdige und schutzbedürftige Böden in Niedersachsen. In: Nachhaltiges Niedersachsen, hrsg. vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie. Hildesheim

KLEEFISCH, B. & J. KUES (1997): Das Bodendauerbeobachtungsprogramm von Niedersachsen. – Methodik und Ergebnisse. In: Arbeitshefte Boden, Heft 2/1997. Hannover

MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. – Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS. Hannover

MÜLLER, U., DAHLMANN, I., BIERHALS, E., VESPERMANN, B. & WITTENBECHER, CH. (2000): Bodenschutz in Raumordnung und Landschaftsplanung. In: Arbeitshefte Boden, Heft 2000/4.

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (HRSG)(1997): Böden in Niedersachsen. Teil 1: Bodeneigenschaften, Bodennutzung und Bodenschutz. Niedersächsisches Bodeninformationssystem NIBIS, Fachinformationssystem Bodenkunde. Hannover

ROESCHMANN, G., EHLERS, J., MEYER, B. & H. ROHDENBURG (1982): Paläoböden in Niedersachsen, Bremen und Hamburg. Mit einem Beitrag von J.-H. BENZLER. In: Geol. Jahrbuch F14, S. 255-309

Räumliche Ausweisung von Substratarten unter Anwendung eines alternativen Ansatzes

Jens Hannemann & Dieter Kühn¹⁾

1. Problemstellung

Die Ausweisung des Kenntnisstandes von Bodeneigenschaften und -merkmalen ist Ziel der Erstellung von Konzeptkarten. Diese zeigen im Ergebnis Flächen, die durch ein einheitliches Wirkungsgefüge (z.B. gleiche Morphogenese und Bodenausgangsgesteine und /oder gleiche anthropogene Überprägung) gekennzeichnet sind (s. Bodenkundliche Kartieranleitung, KA5). Die vorgestellte Methode, die sich auf einen Ansatz einer Inhaltszuweisung unscharfer Daten und unscharfer Flächenabgrenzung stützt, wird am Blatt Königs Wusterhausen (BK50) getestet.

Die Motivation für die Entwicklung der Methode liefert der Umstand, dass Übergänge in geologischen Einheiten und der Bodendecke existieren. So "zerfasert" oft z.B. ein kompakter Moränenkörper in seinem Randbereich. Aus Fahlerden aus Sand über Geschiebemergel werden Bänderfahlerden aus Fließerden, die nur noch durch lehmige Bänder eines entkalkten Geschiebemergels oder gar wenige, dünne Bändchen gekennzeichnet sind.

Es existieren die verschiedensten sequentiellen Übergänge. Die Kette Moor - Moorgley - Anmoorgley - Humusgley - Gley beschreibt den Übergang vom organischen in einen mineralischen Boden, der über den Humusgehalt bzw. die Zusammensetzung und die Mächtigkeit der humosen Schicht definiert wird.

Die Verarbeitung der großen Mengen von Informationen für die Erstellung von Konzeptbodenkarten wird programmtechnisch algorithmiert und reproduzierbar gemacht. Das Ergebnis ist ein Expertensystem mit dem Arbeitsnamen "Konzeptkartenerstellung", in dem einzelne Daten, Datengruppen oder ganze Datenebenen durch Bestimmung von Zugehörigkeiten gewichtet in eine Gesamtanalyse eingehen. So kann man eine Entscheidungsfindung hinsichtlich geometrischer und inhaltlicher Beschreibung eines Bodenareals optimieren. Es werden Fuzzy-Methoden angewendet, die der Behandlung des Zusammenhangs von inhaltlicher und räumlicher Unschärfe dienen und als prädestiniert für eine Quantifizierung von häufig nur qualitativ vorliegenden Bodeninformationen angesehen werden können. Des weiteren eignen sie sich zur Beschreibung von kontinuierlichen Eigenschaften und erlauben graduelle Differenzierungen. Ein weiteres Ziel der Methode besteht in der Ausweisung von Kern- und Übergangsbereichen, sowie der Definition von Übergangstypen. Die Erhöhung der Aussagesicherheit von Konzeptkarten erfolgt durch Darstellung von Datenqualitäten (Karten der Aussagesicherheit), wobei hier die Güte (inhaltliche Qualität) und Aufnahmeichte (räumliche Qualität) berücksichtigt werden sollen.

Die Analyse der dritten Dimension bei den Bearbeitungsgrundlagen minimiert die Unschärfe. Bei fortschreitender Flächenverschneidung steigt die Menge der zu verarbeitenden Informationen exponentiell bei immer kleiner werdenden Flächengrößen. Theoretisch geht die Flächengröße gegen Null (Punkt, Pixel, Voxel) und das Datenspektrum pro Zielkategorie gegen Unendlich. Die Güte der Wichtung der Informationen und die Art der gewählten Mengenoperatoren bestimmt die Differenzierung und die Sensibilität bezüglich nachgeschalteter Auswertungen.

2. Zugehörigkeiten von Punkt- und Flächendaten

Punktdaten besitzen inhaltlich und räumlich im Vergleich mit anderen Quellen die höchste Aussagesicherheit. Die Profile werden einerseits inhaltlich sehr genau beschrieben, anderseits

werden die Koordinaten heute meist bis auf 1 m genau bestimmt. Oft sind Analysendaten verfügbar. Auch zwischen den Informationsebenen von Punktdaten können Abstufungen bezüglich der Aussagesicherheit existieren. Liegen für das Interpretationsziel "Bodenkonzeptkarte" Punkt- und Flächendaten gleichermaßen vor, werden die Punktdaten höher bewertet bzw. gewichtet. Die Gewichtungsfaktoren gehen als Wichtungslayer in die räumliche Analyse der Sachdaten ein. Folgende Punktdaten sind für das Blatt Königs Wusterhausen berücksichtigt worden:

1. Agronomische Einschreibungen der Geologischen Spezialkarte (Schichtenverzeichnisse)
2. Eintragungen von Bohrpunkteergebnissen in die Arbeitsblätter zur Geologischen Spezialkarte (Schichtenverzeichnisse)
3. Grablochbeschriebe der Bodenschätzung
4. LGRB- und Fremdpunktdaten in verschiedenen Aufnahmeintensitäten nach TGL 24300 oder KA 4 (AG BODEN 1994).

Die Konturen der flächenhaft vorliegenden Daten (Polygone) werden durch ein über die Flächen gelegtes Punktraster aufgelöst. Unter Hinzunahme der echten Punktdaten erfolgt eine Interpolation (Kriging) für jede Zielkategorie (s. u.).

Alle zur Verfügung stehenden Informationsebenen, also Flächendaten (Karten zur Geologie und Bodenschätzung, Reliefdaten, Luftbilder) als auch Punktdaten (wie oben genannt) werden hinsichtlich der Zielkategorien mit Bodenformen- bzw. Horizontrelevanz (Lessivierung, Verbraunung, Podsolierung, Humusgehalt, Grundwassereinfluss, Substratmerkmale) bewertet. Diese Bewertung erfolgt über quantifizierte Abstufungen in Matrixtabellen in Form von Werten oder Wertebereichen. Diese repräsentieren die Zugehörigkeiten zur jeweiligen Zielkategorie bzw. den Möglichkeitswert der Zuordnung. Die Zugehörigkeiten zu Pedogenesen werden dabei als Intensitäten aufgefasst (z.B. 1=stärkste, 0.5=mittlere und 0=keine Verbraunung).

Dieser Arbeitsschritt soll die Übergänge, die zwischen den Einheiten bestehen, besser berücksichtigen und diskrete Flächenabgrenzungen mit unerwünschten Treppenfunktionen vermeiden.

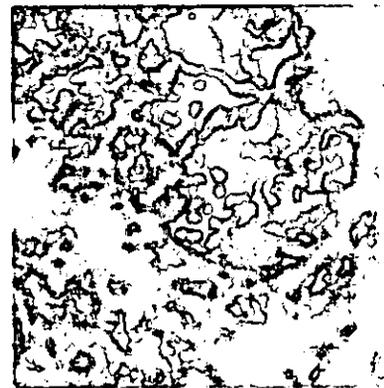


Abb. 1: Zielkategorie Hauptbodenarten-Gruppe Sand (hell) - Lehm (dunkel) als ein Bestandteil der Bodenform im Ergebnis einer additiven Verschneidung von Geologie und Bodenschätzung; Blattschnitt Königs Wusterhausen 1 : 50 000

3. Ausweisung von Kern- und Übergangsbereichen

Eine Rasterverschneidung der Interpolationsebenen führt dazu, dass in jedem Pixel der Karte die real kartierte oder eine geschätzte Bodenform ausgewiesen werden kann. Eine mehr oder weniger enge inhaltliche Abstufung wird so ebenfalls ermöglicht. Generell besteht hier das Problem der Flächenabgrenzung um letzten Endes bewertbare Einheiten zu erhalten.

In einem letzten methodischen Schritt geht es um die Ausweisung von Kern- und Übergangsbereichen. Kernbereiche sind dabei

¹⁾ Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg
Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow
email: hannemann@lgrb.de oder kuehn@lgrb.de

Areale die relativ homogen sind und hohe Zugehörigkeitsgrade zu einer definierten Zielkategorie aufweisen. Übergangsbereiche hingegen weisen Trends (absteigend bzw. aufsteigend) zu den benachbarten Kernbereichen auf. Das Problem der maßstabsbedingten Kartierung von Bodengesellschaften bleibt aus methodischen Gründen hierbei zunächst unberücksichtigt.

4. Bildverarbeitung

Das Ergebnis der Rasterverschneidung ist ein synthetisches Bild auf das Bildverarbeitungsmethoden angewendet werden können. Die Auswertung dieser Bilder und von Luftbildern durch eine programmgestützte Interpretation wird auch auf Bodenprofilfotos angewendet. Als Software kommt dabei eCognition zum Einsatz. Sie dient der Ausweisung von Übergangsbereichen und erlaubt über eine Klassifikation eine objektivierte makroskopische Horizontunterteilung des im Feld angesprochenen Bodenprofils. Prinzipiell könnte auch so eine optimierte Probennahme gesteuert werden.

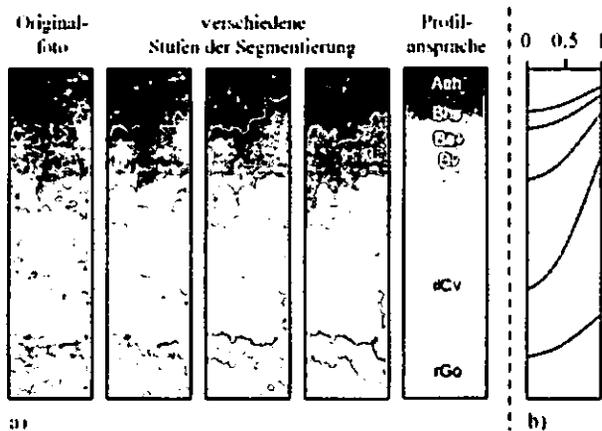


Abb. 2: a) Klassifizierte Bodenhorizonte aus Profilfotos
Abb. 2: b) tiefenabhängige Zugehörigkeitsgrade des jeweiligen Horizontes zum hangenden und liegenden Horizont [in Anlehnung an AMESKAMP & LAMP (1998)]

Die Klassifikationsalgorithmen der Software basieren auf der Analyse der Ähnlichkeit benachbarter Pixel. Ein generelles Problem besteht jedoch darin, dass die Minimierungsprozedur hinsichtlich der Heterogenität, d.h. für Inhalt und Raum nicht gleichzeitig zu 100% lösbar ist. Zum einen kann das Gewicht mehr auf die inhaltliche Komponente (minimaler Kontrast) oder zum andern mehr auf die räumliche Komponente (minimale Distanz) gelegt werden.

5. Räumliche Darstellung der Aussagesicherheit

Es ist wichtig die Güte oder Verlässlichkeit der Informationen auch auf Grund der Informationsfülle differenziert zu beschreiben und darzustellen. Es gibt zahlreiche Vorschriften, Nomenklaturen und Methoden, die ein konkretes Ziel zu einer bestimmten Zeit bei einem bestimmten Kenntnisstand bedienen. Die Informationsgüte steht dabei immer in einer direkten Beziehung zur eigentlichen Fachinformation bezogen auf eine Zielkategorie. Erweitert auf Karten (räumliche Darstellungen allgemein, auch 3D-Modelle) bedeutet das, dass zu jeder thematischen Karte (Bodenkarte, Geologische Karte, Auswertungskarte) auch eine Karte der Aussagesicherheit gehören sollte. Diese Aussagesicherheit ergibt sich aus den zu der Zielkategorie gewichteten

Daten- bzw. Informationsgüten der verschiedenen thematischen Ebenen (inhaltliche Komponente), sowie der Datendichten (räumliche Komponente). Das Ziel besteht darin, dass der Geländeeinsatz so optimiert wird, dass gezielt Areale mit geringen Datendichten oder/und Datenqualitäten kartiert werden. Auswertungskarten können so ebenfalls besser eingeschätzt werden und bilden so eine fundiertere Grundlage für zu treffende Entscheidungen beispielweise im Planungssektor, so dass eventuell gezielt Nachuntersuchungen angestellt werden können. Bei diskreten Flächenabgrenzungen zur Aussagesicherheit liegt der Schwerpunkt auf einer generalisierten Flächenaussage für Dichten von Punktinformationen, bei der kontinuierlichen Darstellung hingegen gehen Dichten und Qualitäten von Punktinformationen gleichermaßen ein. Auf Vor- und Nachteile der hierfür notwendigen Methoden diskreter und kontinuierlicher Flächenabgrenzung soll hier nicht näher eingegangen werden.



Abb. 3: Aussagesicherheiten bei diskreter Flächenabgrenzung. (Quadratrasterverfahren) auf der Basis von Datendichten (dunkel=hoch, hell=niedrig)

6. Literatur

AG BODEN (im Druck) : Bodenkundliche Kartieranleitung. - 5. Auflage Schweizerbart, Hannover (zitiert als KA5)

AMESKAMP, M. & LAMP, J. (1998) : Three-dimensional Soil Prediction - Fuzzy-Rules and a GIS. European Soil Bureau, Research Report No.4, p 243- 249

BLASCHKE, Th. (2000) : Objektextraktion und regelbasierte Klassifikation von Fernerkundungsdaten - Neue Möglichkeiten für GIS-Anwender und Planer. - S.159- 168, 5. Symposium "Computergestützte Raumplanung"-CORP 2000

FRIEDRICH, Ch. (2001): GIS-basierte Regionalisierung und Quantifizierung unscharfer Bodeninformationen mit Hilfe der Fuzzy-Set-Theorie. Boden und Landschaft; Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie, Band 35, 185 S., Justus-Liebig-Universität Giessen 2001

KÖTJE, R., BÖHNER, J. (2001): Funktionale Bodenkonzeptkarten auf der Basis von punktuellen Bodenmerkmalen und flächenhaften, bodenrelevanten Geodaten. Vortrag zur Jahrestagung des AK Bodengeographie der DGfG in Dresden (unveröff. Manuskript).

Bereitstellung bodenkundlicher Informationen zur Beschreibung von Bodenfunktionen auf Grundlage von Substrathorizontgruppen

Klaus-Jörg Hartmann*

1. Einleitung

Das Konzept der Substrathorizontgruppen (SHG) zur Bereitstellung bodenphysikalischer Parameter geht auf VETTERLEIN (1986) zurück.

- 1985 publizieren VETTERLEIN & ZEITZ bodenphysikalische Kennwerte für Mineralboden- und Moorstandorte des Tieflandes,
- 1986 kennzeichnet ALTERMANN die Eigenschaften landwirtschaftlich genutzter Böden im Unterharz,
- 1995 stellten RIEK ET AL. umfangreiche bodenphysikalische Kennwerte auf Grundlage von SHG vor,
- Ende der 90er Jahre begann die Entwicklung von Flächendatensätzen, die zur inhaltlichen Charakterisierung von Bodenkarten und Bereitstellung beschreibender bodenkundlicher Parameter dienen (DEHNER ET AL. 1999).

2. Methodik

Bei den SHG wird davon ausgegangen, dass wesentliche Einflussgrößen für bodenphysikalische (und auch chemische) Eigenschaften durch Substrat- (Bodenart und geologisches Ausgangssubstrat) sowie Horizontmerkmale (bspw. Humusgehalt) bestimmt sind. Die bodengenetischen Faktoren und bodensystematische Einordnungen von Bodenform und Bodentyp, finden an dieser Stelle keine unmittelbare Berücksichtigung (VETTERLEIN 1986).

Gleichartige SHG unterscheiden sich in ihren Eigenschaften nicht wesentlich. Dieser Ansatz, der im Zuge des Aufbaus der BÜK 200 Flächendatenbank für Liegendsubstrate Bestätigung fand (DEHNER ET AL 2001), gilt unabhängig vom Maßstab für stabile Parameter.

Die typische Abfolge von SHG entsprechend systematischer Vorgaben bildet eine Bodenform.

Die Datengrundlage bildet mit 4.000 Profilen und 13.800 analysierten Horizonten die Profildatenbank (SABO_P) des Landesamt für Geologie und Bergwesen (LAGB) Sachsen-Anhalt.

Tab. 1: Parameter (Auswahl) eines Ah aus Löß

	Boden dm	Humus art	pH %	BS KCl	TRG %	g/cm ³
0.10	1,3	Ut4	1,0	6,0	39	1,28
0.25	1,5	Ut4	1,4	6,8	62	1,35
m	2,5	Ut4	1,9	7,2	88	1,39
x	2,7	Ut4	2,2	6,9	76	1,43
0.75	3,5	Ut4	2,5	7,4	99	1,52
0.90	4,5	-	3,4	7,7	99	1,62

Nach Definition der SHG wurden die, für weitere Interpretationen, Kennwertzuordnungen und Methodenanwendungen erforderlichen, Basisparameter (Tab. 2), nach festgelegten Kriterien ausgelesen.

Neben den Medianen (m) liegen Mittelwerte (x) und Percentile vor (Tab. 1). Zur Bereitstellung der Parameter für die SHG (Tab. 2) und Standardprofile (Tab. 5a/b) dienen Mediane. Die anderen Kennwerte finden bei der inhaltliche Betrachtung und Durchführung von Szenarien Verwendung.

Tab. 2: Basisparameter von SHG aus Auenlehm

Horizont	Mächtigkeit (dm)	Bodenart	Humus (%)	TRG (g/cm ³)
Ap	3.00	Ls3	2.73	1.62
Ah	2.00	Ls2	4.10	1.42
M	3.50	Ls2	1.20	1.49
C	5.50	Lu	1.10	1.56
Sw	2.00	Lts	1.40	-
Sd	3.00	Ls2	0.70	1.68
Go	3.00	Ls3	0.58	1.56
Gr	2.25	Ls3	0.69	1.54

3. Ergebnisse

Unter Verwendung der nach KA 4 klassifizierten Basisparametern lassen sich bodenphysikalische Kennwerte (Tab. 3) und Kationenaustauschkapazität ermitteln (Tab. 4).

3.1 Bodenphysikalische Kennwerte

Kennwerte liegen allgemein auf Grundlage von Bodenart, Humusgehalt und Lagerungsdichte in der KA4 bzw. bei RIEK ET AL. (1992; 1995) vor. RIEK ET AL. (1992; 1995) zeigen, dass sich die bodenphysikalischen Kennwerte in Abhängigkeit des Ausgangssubstrates unter sonst gleichen Bedingungen unterscheiden (Tab. 3). Aus diesem Grund finden nach Möglichkeit die, mit Substratbezug vorliegenden, Werte von RIEK ET AL. Verwendung.

Tab. 3: Luftkapazität (LK) Feldkapazität (FK) und nutzbare Feldkapazität (nK) von SHG aus Auenlehm in Vol.-%

Horizont	LK ¹⁾	FK ¹⁾	nFK ¹⁾	LK ²⁾	FK ²⁾	nFK ²⁾
Ap	10,5	33,5	15,0	8,0	36,5	16,5
Ah	9,0	37,5	17,5	12,0	49,5	24,0
M	9,0	35,0	15,5	7,5	35,0	15,0
C	7,0	38,0	15,5	6,0	38,0	16,5
Sw	10,0	36,5	14,0	-	-	-
Sd	7,5	31,5	11,5	5,5	29,0	13,0
Go	10,5	34,0	15,0	6,5	32,5	15,0
Gr	10,5	34,0	15,0	6,5	32,5	15,0

1) RIEK ET AL. 1992

2) KA 4 (AG BODEN 1994)

3.2 Kationenaustauschkapazität

Zur Beschreibung und Beurteilung stofflicher Eigenschaften dienen potentielle und effektive Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot/eff}). Die Ableitung

* Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt
Köthener Str. 34, 06118 Halle (Saale)
joerg.hartmann@lagb.mw.lsa-net.de

der KAK_{pot} erfolgt entsprechend der KA 4 auf Grundlage von Bodenart und Humusgehalt sowie bei der KAK_{eff} ergänzend unter Berücksichtigung des pH-Wertes (Tab. 4)

Tab. 4: $KAK_{pot/eff}$ von SHG aus Auenton in cmol/kg

Horizont	Bodenart	Humus	pH	KAK_{pot}	KAK_{eff}
Ap	Li3	h3	a1	29	28
Aa	Li3	h6	s2	72	52
Ah	Li3	h4	s3	37	31
M	Tu3	h2	s3	24	23
C	Tu2	h3	s3	36	33
Sw	Lu	h3	s3	22	18
Sd	Li3	h1	s3	22	22
Go	Tu3	h2	s2	24	23
Gr	Li3	h2	a1	25	24

3.3 Informationsbereitstellung

Die nach KA 4 klassifizierten Parameter und Kennwerte der SHG werden einerseits als Horizonte für die einzelnen Substrate¹⁾, andererseits in Form generierter Standardprofilen²⁾ bereitgestellt. Die Standardprofile (Tab. 5a/b), die eine typische Horizontfolge entsprechend der boden- und substratsystematischen Vorgaben abbilden, dienen zur inhaltlichen Charakterisierung von Kartier- und Legendeneinheiten.

Tab. 5a: Standardprofil Basisparameter
Tschernosem aus Löss (TT: p-ö)

Horizont	dm	Bodenart	Humus	CaCO ₃	pH	TRG
Ap	3,0	Ut4	h3	c2	s1	p3
Ah	2,5	Ut4	h2	c1	s2	p2
C	5,5	Ut3	h1	c4	a2	p3

Tab. 5b: Standardprofil Kennwerte
Tschernosem aus Löss (TT: p-ö)

Horizont	dm	LK	FK	nFK	KAK_{pot}	KAK_{pot}
Ap	3,0	8,0	36,0	20,5	21	20
Ah	2,5	10,5	35,5	20,0	17	16
C	5,5	6,5	35,0	24,0	11	11

4. Schlussfolgerungen

Zur Beschreibung von der Bodenfunktionen gibt es verschiedene Ansätze unterschiedlicher Komplexität. In der Regel setzen sich Bodenfunktionen aus unterschiedlichen Teilfunktionen zusammen, die im einzelnen beschrieben und abschließend im Zusammenhang bewertet werden. Hierbei kann es sich sowohl um direkte Ableitungen aus Basisparametern, als auch komplexe Methoden-anwendungen handeln. In der Regel erfordern beide Verfahrensweisen die gleichen bodenkundlichen Basisparameter Bodenart, Humusgehalt, pH-Wert und Lagerungsdichte/Trockenrohdichte (HARTMANN 2002). Diese Basisparameter stellen die SHG bereit.

Mit Hilfe der Basisparameter können unter Nutzung vorliegender Kennwerte bodenphysikalische Eigenschaften und Austauschverhalten beschrieben werden. Die Ergebnisse lassen weitergehende Interpretationen und Auswertungen zu.

So resultiert die GesamtfILTERWirkung einheitlicher Bodenhorizonte bzw. -schichten für kolloid- und ionendisperse Stoffe aus LK und KAK (AG BODEN 1994).

Mit den Parametern und Kennwerten der SHG lassen sich Aussagen zur Regelungs- sowie Filter- und Pufferfunktion als Teilfunktionen der natürlichen Bodenfunktionen machen.

Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover
- ALTERMANN, M. (1989): Pedologisch-Hydrologische Kennzeichnung landwirtschaftlich genutzter Standorte des Unterharzes, Abh. d. Sächs. Akad.d. Wiss. zu Leipzig, Math.-nat. Klasse, 56/4, 93-102
- DEHNER, U., HARTMANN, K.-J., KAINZ, W., KRUG, D. (1999): Vom Punkt in die Fläche - zur Generierung von Flächendatensätzen für Bodenübersichtskarten im Maßstab 1 : 200.000, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 91/2, 957 - 960
- DEHNER, U., HARTMANN, K.-J., KRUG, D., GEHRT, E. (2001): Zur Hinterlegung der Bodenübersichtskarte 1 : 200.000 (BÜK 200) mit bodenkundlichen Flächendatensätzen, Z. angew. Geol. 47/2, 121-125
- HARTMANN, K.-J. (2002): Das Spannungsfeld Datenbestände und -erhebung, Erfassungsstandards und Qualitätssicherung in Hinblick auf Nutzeranforderungen, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 98, 9-10
- RIEK, W., WESSOLEK, G., RENGER, M., FACKALM, M. (1992): Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus Basisdaten auf der Grundlage von bodenkundlichen Labordatenbanken, Bericht im Auftrag der BGR, nicht veröffentlicht
- RIEK, W., WESSOLEK, G., RENGER, M., VETTERLEIN, E. (1995): Luftkapazität, nutzbare Feldkapazität und Feldkapazität von Substrathorizontgruppen - eine statistische Auswertung von Labordatenbanken, Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 158, 485-491
- VETTERLEIN, E. (1986): Bodenphysikalische Parameter auf der Grundlage von Substrat-Horizont-Gruppen, Tag.-Ber., Akad. Landwirtschaftswiss. DDR, Berlin, 245, 241 - 247
- VETTERLEIN, E., ZEITZ, J. (1985): Bodenphysikalische Kennwerte für Substrat-Horizont-Gruppen, Autorenkollektiv: Anleitung zur hydrologischen Standortkennzeichnung, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Forschungszentrum Müncheberg, 57-68

<http://www1.mw.sachsen-anhalt.de/gla/daten/>

- 1) bis/boden/kennwerte.htm
- 2) gis/vbk50_karte.htm

Neufassung des Hamburger Verfahrens zur Bodenfunktionsbewertung

B. Hochfeld¹, A. Gröngröft¹, G. Miehlich¹

1 Anlass

1999 wurde von den Autoren im Auftrag der Umweltbehörde Hamburg bereits ein Verfahren entwickelt mit dem sich Böden im Rahmen großmaßstäbiger Planungsprozesse funktionsbezogen bewerten lassen [1]. Seitdem hat sich die Bodenfunktionsbewertung deutlich weiter entwickelt: neue Verfahren anderer Länder wurden veröffentlicht, methodische Lücken wurden im Rahmen zahlreicher Projekte, u.a. auch am Institut für Bodenkunde [2 - 8], und Fachtagungen diskutiert und geschlossen und die Anwendung des Verfahrens in der Planung ergab wertvolle Hinweise zu dessen Praxistauglichkeit. Somit wurde eine Neufassung des Bodenfunktionsbewertungsverfahrens notwendig, welches zudem um die Aspekte der Integration und der Prognosebewertung ergänzt werden musste.

2 Grundsätze

Das Verfahren ist konzipiert um Flächen hinsichtlich der funktionalen Leistungsfähigkeit der dort vorkommenden Böden zu bewerten. Anwendungsbereiche sind die Bauleitplanung, Umweltverträglichkeitsprüfungen, Landschaftspläne, die Eingriffsregelung oder Rekultivierungsmaßnahmen. Es gliedert sich in vier Teile: 1) Gebietsaufbereitung, Festlegung von Teilflächen und Bohrpunkten sowie Techniken der Parametererfassung, 2) Bewertung der Teilfunktionen, 3) Integration der Ergebnisse der Teilfunktionen und 4) Prognosebewertung.

3 Gebietsaufbereitung usw.

Ziel ist zunächst die Festlegung möglichst homogener Bewertungseinheiten, Teilflächen also. Diese werden auf der Basis von Flurstücken abgegrenzt und unter Berücksichtigung weiterer Informationen (Luftbilder, Geologie, Begehung usw.) angepasst. Die Bestimmung der Bohrpunkte erfolgt durch zufällige Auswahl aus einem Punktraster für jede Teilfläche in flächengrößen- und nutzungsabhängiger Anzahl. Die Erhebung der bodenspezifischen Parameter erfolgt nach bodenkundlichen Standardmethoden bis max. 2 m Tiefe.

4 Bewertung der Teilfunktionen

Die umfassend formulierten Bodenfunktionen gem. BBodSchG werden in 11 Teilfunktionen 'untersetzt'.

Für jede Teilfunktion wird mind. ein konkretisierendes und bewertbares Kriterium formuliert. Auf der Basis der im Gelände erhobenen Parameter erfolgt über präzise Verknüpfungsregeln fünfstufig (1 = 'sehr gut') die Bestimmung der Wertstufe für jede Teilfunktion und jede Teilfläche. Tab. 1 zeigt die bewerteten Teilfunktionen und die zugehörigen Bewertungskriterien.

Tab. 1: Bewertete Bodenfunktionen, Teilfunktionen und Kriterien des Hamburger Verfahrens.

Teilfunktion	Kriterium
§ 2 Abs. 2 Nr. 1 a) BBodSchG: <i>"Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen"</i>	
LRF1: Lebensgrundlage für den Menschen	Schadstofffreiheit des Oberbodens
LRF 2: Lebensgrundlage für Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen	Seltenheit der Standorteigenschaften und Naturnähe
§ 2 Abs. 2 Nr. 1 b) BBodSchG: <i>"Bestandteil des Naturhaushalts, insbesondere mit seinen Wasser- und Nährstoffkreisläufen"</i>	
BNH1: Bestandteil des Wasserkreislaufs	Fähigkeit des Oberbodens zur Wasseraufnahme
BNH2: Bestandteil des Nährstoffkreislaufs	Fähigkeit zur Nährstoffabgabe an die Vegetation
§ 2 Abs. 2 Nr. 1 b) BBodSchG: <i>"Abbau-, Ausgleichs- und Aufbaumedium für stoffliche Einwirkungen auf Grund der Filter-, Puffer- und Stoffumwandlungseigenschaften, insbesondere auch zum Schutz des Grundwassers"</i>	
AAA1: Ausgleichsmedium für stoffliche Einwirkungen (Schwermetalle)	Fähigkeit zur Bindung von Schwermetallen
AAA2: Ausgleichsmedium (org. Schadstoffe)	Fähigkeit zur Bindung org. Schadstoffe
AAA3: Abbaumedium für stoffliche Einwirkungen (org. Schadstoffe)	Fähigkeit zum mikrobiellen Abbau organischer Substanzen
AAA4: Ausgleichsmedium auf Grund der Puffereigenschaften (Säureinträge)	Fähigkeit zur Säureneutralisation
§ 2 Abs. 2 Nr. 2) BBodSchG: <i>"Archiv der Natur- und Kulturgeschichte"</i>	
AF1: Archiv der Naturgeschichte	Naturnähe und Seltenheit des Bodens
AF2: Archiv der Kulturgeschichte	Erhaltungsgrad und Art vorindustrieller über den normalen Ackerbau hinausgehender anthropogener Einwirkungen auf den Boden
§ 2 Abs. 2 Nr. 3) BBodSchG: <i>"Standort für land- und forstwirtschaftliche Nutzung"</i>	
LPG1: Standort für landw. Nutzung (Produktivität)	Landwirtschaftliches Ertragspotenzial (Bodenschätzung)

5 Integration

Das Ergebnis der Bodenfunktionsbewertung sind zunächst 11 Teilergebnisse für jede Teilfläche; ein viel zu komplexes Ergebnis für die meisten Planungsvorhaben. Daher werden im ersten Schritt die Ergebnisse der Teilfunktionen entsprechend der Bodenfunktionen des BBodSchG zusammengefasst (Kürzel s. Tab. 1):

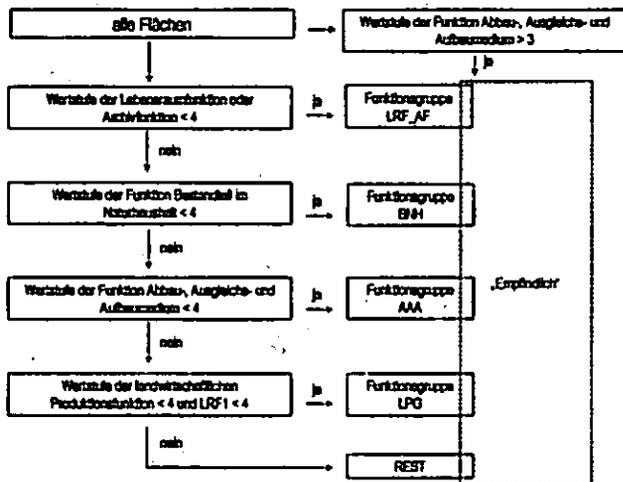
- LRF = Das schlechteste Ergebnis entscheidet
- BNH = gerundetes Mittel
- AAA = gerundetes Mittel
- AF = Das beste Ergebnis entscheidet
- LPG = Teilfunktion

Im Zweiten Schritt kann eine Gewichtung erfolgen: Das Verfahren macht hierzu einen Vorschlag von

¹ Institut für Bodenkunde, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg, info@bodenbewertung.de - www.bodenbewertung.de

dem aber je nach Planungsziel abgewichen werden kann. Danach wird jede Teilfläche nach einem hierarchisch gegliederten Ablaufschema (Abb. 1) einer Funktionsgruppe zugewiesen:

Abb. 1: Ablaufschema zur Abwägung der Funktionsergebnisse.



Jeder Teilfläche kann dann gemäß ihrer Funktionsgruppe ein bodengerechtes Planungsziel zugewiesen werden. Flächen der Gruppe 'Lebensraum und Archiv' (LRF_AF) sollten z.B. auf jeden Fall erhalten, bzw. extensiviert werden. Flächen der Gruppe 'Landwirtschaft' (LPG) sollten vorrangig landwirtschaftlich genutzt werden und Restflächen (REST) unterliegen keinen besonderen Restriktionen sind also geeignet für bodenverbrauchende Nutzungen.

6 Prognose

Soll, etwa im Rahmen der Eingriffsregelung oder der UVP, der funktionale Verlust (oder auch Gewinn) bestimmt werden, ist es notwendig zusätzlich zur Ist-Zustandsbewertung eine prognostische Bewertung des Zustands nach der Veränderung vorzunehmen. Da diese immer auf Annahmen beruht können hierfür keine starren Vorgaben erstellt werden. Die Prognosebewertung soll aber dem folgenden Ablauf entsprechen:

1. Anpassung der Teilflächen: Die geplante Maßnahme erzwingt u.U. eine Anpassung der Teilflächen, z.B. bei der Planung einer Verkehrsstrasse. Die geplanten Flächengrenzen werden mit den Teilflächen verschnitten deren Attribute der Ist-Zustandsbewertung erhalten bleiben.

2. Analyse der bodenwirksamen Maßnahmen: Das geplante Vorhaben wird gutachterlich auf seine Auswirkungen hinsichtlich der Bodeneigenschaften untersucht.

3. Vorhersage der Parameter-Werte: Auf der Basis von 2) erfolgt die Vorhersage des Parametersatzes für jede Teilfläche.

4. Wertstufenberechnung: Die Wertstufenberechnung der Prognosebewertung wird mit den gleichen Methoden wie zur Bewertung des Ist-Zustands auf Basis des prognostizierten Parametersatzes durchgeführt.

5. Vergleich mit Ist-Zustand: Für jede Teilfläche kann nun die Differenz zwischen Ist-Zustand und geplantem Zustand berechnet werden. Danach kann der funktionale Verlust bestimmt und Ausgleichsmaßnahmen festgelegt werden.

7 Ausblick

Das Verfahren wurde gegenüber 1999 deutlich verbessert und ergänzt. Dennoch basieren viele Bewertungsmethoden auf ungeprüften Annahmen (z.B. Lebensraumfunktion). Dort ist weitere bodenkundliche Forschung gefragt. Ebenso wichtig ist jedoch die Anwendung des Verfahrens in konkreten Planungsprozessen. Ebenso wie der Schutz anderer Umweltkompartimente muss der Schutz des Bodens bei Nutzungsänderungen zur Selbstverständlichkeit werden. Wichtigste Voraussetzung eines wirksamen Bodenschutzes ist aber die Reduzierung des Flächenverbrauchs. Hierzu muss die "Eingriffsintensität in die Bodenfunktionen von den Wohlfahrtswirkungen der Inanspruchnahme von Boden entkoppelt" werden [J. Trittin in: Bodenschutz 2/99].

8 Literatur

- [1] Gröngröft, A.; Hochfeld, B. & G. Miehlich [1999]: Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen. Unveröff. Abschlussber. i.A. Umweltbehörde Hamburg.
- [2] Dickschas, U. [2001]: Bestimmung der Säureneutralisationskapazität natürlicher und anthropogener Substrate. Zur Beurteilung ihrer Prognostizierbarkeit und Erstellung einer Klassifizierung für eine funktionale Bodenbewertung norddeutscher Böden. Unveröff. Diplomarbeit an der Univ. Hamburg
- [3] Dreves, A. [2002]: Beurteilung von Verfahren zur Bestimmung der Infiltrationsrate von Böden im Rahmen der planerischen Bodenbewertung. Unveröff. Diplomarbeit an der Univ. Hamburg.
- [4] Fittschen, R. & Gröngröft, A. [2000]: Einrichtung zweier Spülflächen im Rahmen der Unterhaltungsbaggerung Schwinge/Stader Hafen. Bodenkundliche Untersuchung und gutachterliche Stellungnahme zur Prüfung der Schutzgüter Wasser und Boden. Unv. Bericht an das Wasser- und Schifffahrtsamt Hamburg.
- [5] Gröngröft, A. & Däumling, T. [2003]: Umweltverträglichkeitsstudie zur geplanten Rückdeichung "Borghorster Wiesen" - Fachgutachten Boden. Unveröff. i.A. EGL, Hamburg.
- [6] Hochfeld, B.; Gröngröft, A. & Miehlich, G. [2000a]: Machbarkeitsstudie zur Ableitung von Kennwerten für nicht unmittelbar ökotoxikologisch wirksame Stoffe und für nichtstoffliche Einwirkungen auf die natürlichen Bodenfunktionen. Umweltbundesamt FKZ 299 71 207.
- [7] Hochfeld, B.; Gröngröft, A. & Miehlich, G. [2000b]: Darstellung von Vorranggebieten für den Bodenschutz in Hamburg. Unveröff. i.A. Umweltbehörde Hamburg.
- [8] Hochfeld, B.; Gröngröft, A. & Miehlich, G. [2002]: Klassifikationssystem zur Bewertung der Leistungsfähigkeit und Schutzwürdigkeit der Böden als Entscheidungshilfe für die Raumplanung unter Berücksichtigung des Bodenschutzes. Umweltbundesamt FKZ 299 74 235.

Untersuchungen zur prähistorischen Landnutzung und ihrem Einfluss auf die Bodengeneese am Beispiel spätlatènezeitlicher Viereckschanzen von Sallach / Niederbayern

Anja Hoffmann & Jörg Völkel

Im Rahmen des DFG-GRK 462 an der Universität Regensburg werden in interdisziplinärer Zusammenarbeit von Bodenkunde und Archäologie Umweltveränderungen infolge prähistorischer Siedlungstätigkeit untersucht. Forschungsobjekte dieser Arbeiten sind zwei benachbarte spätlatènezeitliche Viereckschanzen im Lößhügelland südöstlich von Regensburg. Beide Viereckschanzen weisen eine sehr gut erhaltene, allseitige Erdwall-Graben-Anlage auf. Die größere der beiden Erdwerke ist eine seltene Mehrfachschanze. Nach derzeitigem Kenntnisstand handelte es sich um multi-funktionale Gutshöfe (WIELAND 1999). Intensive Besiedlungsspuren im Innenraum beider Schanzen konnte bereits mit Hilfe der geomagnetischen Prospektion belegt werden. Diese zeigt zahlreiche Pfostenspuren von einstigen Gebäuden. Die Deutlichkeit der zutage tretenden Hausgrundrisse im Magnetikbild weist zusammen mit Oberflächenfunden darauf hin, dass die Gebäude durch Brand zerstört worden sind.

Der Einfluss prähistorischer Landnutzung im Umfeld dieser Bauwerke kann durch einen Vergleich der Bodengeneese im umfriedeten Innenraum gegenüber dem Außenraum erfasst werden. Die Viereckschanzen liegen auf einem Höhenrücken und werden von zwei Trockentälern flankiert. Somit wird Bodenerosion durch Kappung im Rückenbereich und kolluviale Sedimentation in den Trockentälern (Sedimentationsfallen) belegt. Durch diese Untersuchungen sollen außerdem Rückschlüsse auf bislang ungeklärte Fragen hinsichtlich der Funktion dieser Erdwerke erzielt

werden. Belege zur Bodenerosion infolge spätlatènezeitlicher Landnutzung im direkten Umfeld einer Viereckschanze wurden andernorts von VÖLKELE et al. (1998, 2001) und LEOPOLD (2003) bereits erbracht.

Methoden der bodenkundlichen und archäologischen Untersuchungen

Auf Basis der feldbodenkundlichen Profilsprache von Catenen aus Schürffgruben und Rammkernbohrungen, unterstützt durch die laboranalytische Kennzeichnung (Korngrößenanalyse, pH-Wert, organischer Kohlenstoffgehalt und Karbonatgehalt), sollen Erkenntnisse zur Intensität der Einflussnahme auf Relief- und Bodenentwicklung gewonnen werden.

Schwerpunkte der Untersuchungen sind:

- Native Böden im Innenraum der Erdwerke,
- fossile Böden im Liegenden der Wälle,
- Bodengeneese im Aufschüttungsmaterial der Wälle und Grabenfüllungen,
- Böden außerhalb der Viereckschanzen: Erosions- und Sedimentationsareale.

Die bodenkundlichen Arbeiten ermöglichen es in Verbindung mit archäologischer und geophysikalischer Prospektion, Luftbildarchäologie, punktueller archäologischer Ausgrabung und Absolutdatierung, die Nutzung der Erdwerke, ihr Verhältnis zueinander, sowie den inneren Zusammenhang der Mehrfachschanze aufzuklären. Denn sehr wenig ist über die Beziehung benachbarter Anlagen bekannt: Haben sie nacheinander oder gleichzeitig existiert?

Geodätische Vermessung weist auf Bodenerosion

Eine großmaßstäbliche Reliefanalyse belegt nach geodätischer Vermessung erhebliche Höhensprünge zwischen Schanzeninnenraum und Außenraum. Dieser Befund deutete bereits auf nutzungsbedingte Bodenerosion im Außenraum hin.

Wall - Graben - Schnitt / Kleine Viereckschanze

Um den Verlauf der ursprünglichen Geländeoberfläche zum Bauzeitpunkt des Erdwerks zu erfassen, wurde ein Wall-Graben-Schnitt angelegt. Im Bereich des Walls trat nach der Grabung über einem

dreigliedrigen Lößprofil sowie fossilen Bt-Horizont eine hellgraue, 25 cm mächtige, an Holzkohlestücken und latènezeitlichen Graphitonscherben reiche Kulturschicht zutage. Beim Vergleich der ursprünglichen Geländeoberfläche mit der heutigen Oberfläche im Außenraum bestätigt sich der Vermessungsbefund. In Verbindung mit ersten Ergebnissen der Sedimentologie kann für diesen Außenraumbereich eine Abtragung bis 100 cm festgestellt werden. Keramikfunde aus der Kleinen Schanze und ihrem Umfeld geben in Verbindung mit ¹⁴C-Daten von Holzkohlen einer kolluvialen Grabenfüllung erste Hinweise auf deren Datierung. Bemerkenswert ist, dass drei gemessene ¹⁴C-Alter zwischen 50 und 105 cm zeitlich dicht zusammenfallen, was auf ein einmaliges Ablagerungsereignis hinweist (gewichtetes Mittel: cal. 1 Sigma: BC 196 - 62). Demnach existierte die Kleine Schanze in der Anfangszeit der Viereckschanzen, im Übergang der Mittel- zur Spätlatènezeit.

Kolluvium am Oberhang

Geländebefunde im südlichen Umfeld der Kleinen Viereckschanze belegen eine unerwartete Verteilung von flächenhaften Erosions- und Sedimentationsarealen. Ein mächtiges Kolluvium liegt im Oberhangbereich und weist eine Stärke von 80 cm auf. Das Sediment enthält Holzkohle und latènezeitliche Graphitonscherben. Mit Hilfe der ¹⁴C-Datierung ist eine Holzkohleprobe aus 24 cm Tiefe in das Frühmittelalter (cal. 1 Sigma: AD 897 - 1019, Erl. 5745) sowie eine Probe aus 45 cm Tiefe in die frühe bis mittlere Latènezeit (cal. 1 Sigma: BC 389 - 209, Erl. 5746) datiert. Eine OSL - Datierung aus 60 cm Tiefe ergab ein mittel-spätbronzezeitliches Alter (3370 +/- 180 a, DK-Lab. 035403). Im Tiefengradienten des Kolluviums ist durch Korngrößenanalyse eine stetige Zunahme des Tongehaltes nachweisbar. Der Tongehaltsunterschied zwischen Al- und Bt-Horizont beträgt 13%. Diese pedogene Überprägung wird als postablagerungszeitliche Tonverlagerung interpretiert und unterstreichen ein hohes Akkumulationsalter (vgl. LEOPOLD & VÖLKEL 2002).

Kolluvien entlang von Mittel- und Unterhang
Weitere kolluviale Sedimente sind in einem Trockental zwischen beiden Erdwerken zu finden. Ein Kolluvium von 140 cm Mächtigkeit lässt sich mit Hilfe der Körnungparameter in zwei Ablagerungsphasen differenzieren. Der untere Teil umfasst 60 cm und enthält Holzkohlen, die in die frühe bis mittlere Bronzezeit (cal. 2 Sigma: BC 2455 - 2035, Hv. 24630 und cal. 2 Sigma: BC 1510 - 1265, Hv. 24631) datieren. Für den darüber liegenden, mächtigeren Sedimentkörper liegen keine Altersdaten vor. Tonverlagerung ist im gesamten kolluvialen Sediment nicht belegbar. Damit liegen erste Nachweise zu Umweltveränderungen infolge der Errichtung der Viereckschanzen, aber auch einer prälatènezeitlichen Landnutzung vor, die im weiteren Verlauf dieser interdisziplinären Studie geklärt wird.

Literatur

- LEOPOLD, M. [2003]: Multivariate Analyse von Geoarchiven zur Rekonstruktion eisenzeitlicher Landnutzung im Umfeld der spätlatènezeitlichen Viereckschanze von Poign, Lkr. Regensburg. Dissertationsschrift Universität Regensburg, 260 S.; <http://www.bibliothek.uni-regensburg.de/opus/volltexte/2003/233/>
- LEOPOLD, M. & J. VÖLKEL [2002]: Zu Fragen der Eignung kolluvialer Sedimente als Paläoklimaindikatoren. - Zbl. f. Geol. Paläont. Teil I 2001 3/4: 317-334.
- VÖLKEL et al. [2001]: Neue Befunde zur Landschaftsentwicklung im niederbayerischen Donaauraum während der Zeitenwende (keltisches Oppidum von Manching, Viereckschanze von Poign bei Bad Abbach). - Z. Geomorph. N.F., Suppl. 128: 47-66.
- VÖLKEL et al. [1998]: Methoden zur Bilanzierung spätlatènezeitlicher Bodenerosion am Beispiel der Viereckschanze von Poign, Lkr. Regensburg. - Küster, H.; Lang, A. & P. Schauer (Hrsg.): Archäologische Forschungen in urgeschichtlichen Siedlungslandschaften (Festschrift G. Kossack zum 75. Geb.): Regensburger Beiträge zur prähistorischen Archäologie 5: 541-558.
- WIELAND, Günther [1999]: Keltische Viereckschanzen - Einem Rätsel auf der Spur. Stuttgart, 221 S.

Identifizierung und Quantifizierung von Exstaub in urban-industriellen Böden im Ruhrgebiet

Silke Höke

1. Einleitung

Exstaub (sedimentierter Staub, der über einen längeren Zeitraum an einem Ort verbleibt) im Boden kann in urban-industriellen Gebieten hohe Anteile erreichen. Weder die Massen noch die Verteilungsmuster von Exstaub im Boden können aus den standardisierten Staubbiederschlagsmessungen (Bergerhoff-Methode) abgeleitet werden.

Um die Verbreitung und die ökologischen Eigenschaften von Exstaub auf und in den Böden beschreiben zu können, muss dieser zunächst identifiziert und quantifiziert werden. Um hierfür eine Methode zu entwickeln, wurden 4 ehemalige Standorte der Montanindustrie sowie daran angrenzende Areale im Ruhrgebiet untersucht:

- 1) Der Landschaftspark Duisburg-Nord, ein Hochofenwerk.
- 2) Eine Schlackenwirtschaftsfläche in Duisburg.
- 3) Das Brückentorviertel in Oberhausen, ein Wohngebiet direkt benachbart zur Montanindustrie.
- 4) Der Eingangsbereich (Schlackenparkplatz und Werksmauer) der Kokerei Zollverein in Essen.

2. Material und Methoden

Es wurden 230 Proben aus Böden, Substraten und von (teil)versiegelten Oberflächen (z.B. Dächern, Mauern, Regenrinnen, Bürgersteigen) entnommen.

Die Entnahmetiefe folgte den Horizont- oder Schichtwechselln und betrug in visuell ungeschichtetem Material 0-2, 2-5, 5-10, 10-20, 20-X cm.

Die Korngrößenverteilung wurde nach DIN 19683 (ohne Karbonatzerstörung) und die königswasserlöslichen Metallgehalte nach DIN/ISO 11466 bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Mit Hilfe einer Clusteranalyse (Ward-Methode, quadrierte euklidische Distanz) können Probegruppen (Cluster) mit ähnlichen Korngrößenverteilungen gebildet werden. Diese Cluster geben Hinweise zur Identifizierung von montanindustriellem Exstaub in Böden und Substraten. Es ist möglich Probegruppen abzugrenzen, die aus fast reinen Exstäuben bestehen und solche, die nicht, schwach oder deutlich von Exstaub beeinflusst sind. Aus den Clustern lassen sich auch Hinweise ableiten, in welche Art Ausgangssubstrat (Schlacke, technischer Sand, natürlicher Boden) der Staubeintrag ehemals erfolgte (vgl. Abb. 1).

Korngrößenverteilungen sind aber zur Identifizierung von Exstaub im Boden als einziges Kriterium nicht ausreichend, da nicht äolische, feinkörnige Ascheeinträge, verwitterter Ziegelbruch, abgekippter Filterstaub

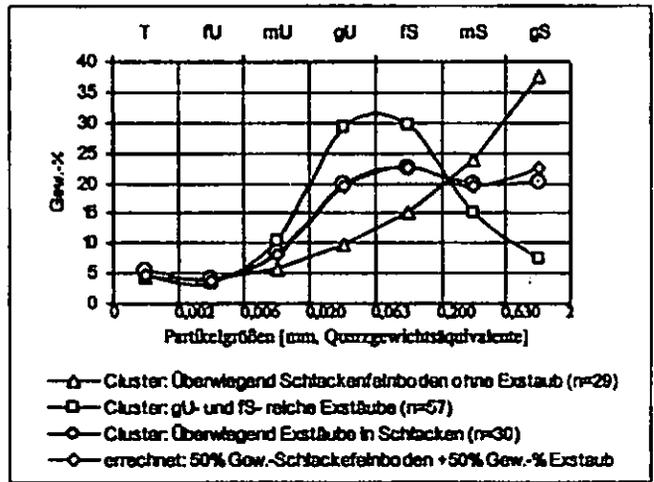


Abb. 1: Mischungen mittlerer Partikelgrößenzusammensetzungen von Exstaub und Schlacke.

und natürliche relikte Staubbilagerungen (Löße, Flugsande) i.d.R. anhand der Körnung nicht vom montanindustriellem Exstaub zu trennen sind.

Auch ist die Stabilität der Körnungszusammensetzung von Exstaub noch nicht untersucht.

So müssen an einigen Standorten Elementtieffengradienten (z.B. der Metallgehalte) und die Probelage im Gelände zur letztendlichen Einordnung der Proben in Gruppen aus reinem Exstaub und solche die nicht, schwach oder deutlich von Exstaub beeinflusst sind, hinzugezogen werden. Die gebildeten Gruppen erlauben eine Untersuchung z.B. der Schwermetall- oder der C- Gehalte sowie anderer Komponenten in Abhängigkeit vom Exstaubanteil (s. HÖKE 2003).

Durch die Untersuchung der montanindustriellen Exstaubbakkumulate können auch die damaligen Elementgehalte im Staubbiederschlag rekonstruiert werden. Sowohl in den Untersuchungsgebieten in Duisburg als auch in Oberhausen liegt eine gute Übereinstimmung der aus Exstäuben rekonstruierten Metallgehalte mit den damals gemessenen Werten im Staubbiederschlag (Bergerhoff-Methode) vor (vgl. Tab. 1). Somit können auch die damaligen Metallgehalte an z.B. Fe, Mn, Zn, Cu und andere Eigenschaften aus den aktuell untersuchten Exstaubbakkumulaten gebietspezifisch rekonstruiert werden.

Tab. 1 : Vergleich mittlerer Metallgehalte von Exstäuben mit denen von Staubbiederschlägen in Duisburger Untersuchungsgebiete.

Element	Einheit	Staub*		Exstäube LSP-Duisburg \bar{x}
		LSP Duisburg \bar{x}	Schlackenwirtschaft \bar{x}	
As	mg kg ⁻¹	16,2		87
Cd	mg kg ⁻¹	6,7	5,7	5,7
Cr	mg kg ⁻¹	176	168	181
Ni	mg kg ⁻¹	87	95	105
Pb	mg kg ⁻¹	606	582	630

* Bergerhoff- Methode, Pb & Cd von 1988-95; Ni & As von 1990-92 u. 95; Cr 1995, Quelle: LIS 1992-97

Dadurch wird es an einigen Standorten möglich, über Mischungsrechnungen mit Metallen (s. Formel 1)

Exstaubanteile in (auch skelettreichen) Böden und Substraten zu kalkulieren.

Formel 1: Mischungsrechnung

$$\% \text{ Exstaub} = \frac{\text{Gehalt im Gemenge} - \text{Gehalt im Ausgangssubstrat}}{\text{Gehalt im Staub} - \text{Gehalt im Ausgangssubstrat}} \cdot 100$$

(aus: MAUS & STAHR 1977, modifiziert)

Sichere Aussagen über die Exstaubanteile im Boden über Mischungsrechnungen können aber nur dann getroffen werden, wenn die berechneten Resultate für verschiedenen Metalle ähnlich sind.

Differierende Werte können auf zusätzliche (ehemalige und/oder lokale) Staubquellen verweisen oder auch durch (ehemalige) Barrieren oder unterschiedliche (Mikro)Reliefpositionen bedingt sein (vgl. HÖKE 2003).

Abb. 2 zeigt beispielhaft die berechneten mittleren Exstaubanteile im Oberboden von 3 Profilen auf der Schlackenwirtschaftsfläche. Die Schlackeproduktion (gießen und brechen) auf dieser Fläche wurde 8-12 Jahre vor der Beprobung eingestellt. Danach wurde das Areal abgeschoben, so dass tiefere Lagen der Schlacke eine neue Oberfläche bildeten.

Das Foto 1 zeigt die Fläche 1997 im Jahr der Beprobung. In den Senken (z.B. hellerer Bereich im linken Bildvordergrund) steht nach höheren Niederschlägen das Wasser.

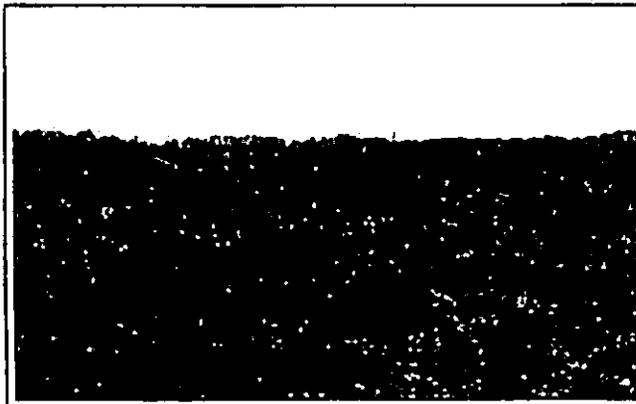


Foto 1: Übersicht Schlackenwirtschaftsfläche in Duisburg

Die 3 Profile liegen in unterschiedlicher Kleinreliefposition. Während auf den Kuppen nur 3-7 % Exstaub in der Moosaufgabe berechenbar ist, ist es in ebenen Flächenbereichen und in den Senken zwischen 7-19 % Exstaub. Somit zeigt sich bereits nach 8-12 a eine Abhängigkeit der Exstaubanteile im Substrat von der Kleinreliefposition. Dieses Ergebnis wird durch weitere Profile auf der Fläche bestätigt. In der Senke lässt sich über Pb ein Exstaubanteil von 33 % berechnen (vgl. Abb. 2). Pb deponiert überwiegend nass und nur zu geringem Anteil trocken (GEORGII et al. 1983). Dadurch erfolgt eine überproportionale Pb- Akkumulation dort, wo das Wasser zusammenläuft.

4. Schlussfolgerungen

An geeigneten Standorten können die Exstäube in den Böden identifiziert und quantifiziert werden.

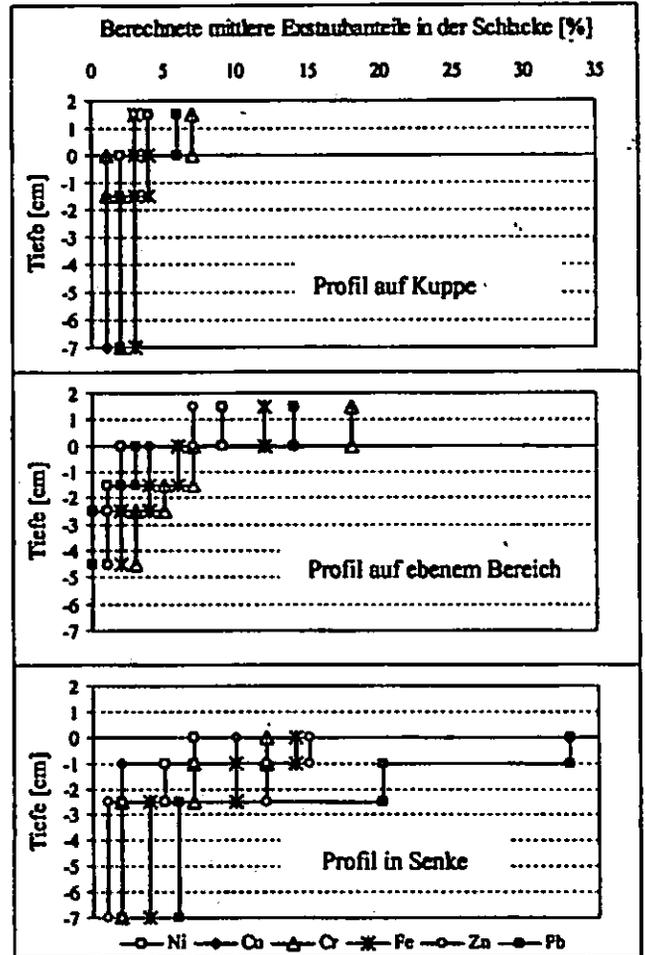


Abb. 2: Berechnete mittlere Staubanteile in 3 Profilen einer Schlackenwirtschaftsfläche in Duisburg

Eine Rekonstruktion der Metallgehalte im relikten Staubbiederschlag aus Exstaubakkumulationen und damit eine Kalkulation der Exstaubanteile im Boden ist auch in Gebieten möglich, wo keine Staubbiederschläge untersucht wurden oder wo sich die Zusammensetzung bereits wieder stark verändert hat.

Viele Schadstoffe werden an Staub gebunden in die Böden eingetragen. Somit kann der Exstaubanteil den Schadstoffgehalt bestimmen. Das ist sowohl für die Schadstoffbelastungskartierung als auch im Hinblick auf die "zulässigen zusätzlichen Schadstoffeinträge über alle Wirkungspfade" gemäß BBodSchV (1999) von Bedeutung.

5. Literatur

GEORGII, H.W.; C. PERSKEKE; E. ROHBOCK (1983): Feststellung der Deposition von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. UBA (Hrsg.). Berichte 6/83. Teilprojekt A.
 HÖKE, S. (2003): Identifizierung, Herkunft, Mengen und Zusammensetzung von Exstäuben in Böden und Substraten des Ruhrgebiets. Essener Ökologische Schriften, Bd 20. Dissertation.
 LIS (1992-97): Landesanstalt für Immissionsschutz. Limes Jahresberichte von 1992-1997, Reihe A - Staubbiederschlag und Inhaltsstoffe.
 MAUS, H. & K. STAHR (1977): Auftreten und Verbreitung von Lößbeimengungen in periglazialen Schuttdecken des Schwarzwaldwestabfalls. Catena 3: 369-386.

Gelöstes N₂O in einer charakteristischen Pedochore des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald)

Bettina S. Höll¹, Sabine Fiedler, Hermann F. Jungkunst und Karl Stahr

1. Einleitung

Das klimarelevante Gas N₂O, dessen atmosphärischer Anteil zu 70 % über bodenbiologische Prozesse produziert wird (Mosier, 1998), kann von Böden nicht nur direkt sondern auch indirekt (Austausch zwischen Boden-Hydro-Atmosphäre) emittiert werden. Die Einschätzung der indirekten Emissionen unterliegt noch einer hohen Unsicherheit.

2. Ziel und Hypothesen

Da vor allem wechselfeuchte Böden als N₂O-Quelle dienen, kann in einer derartigen Bodengesellschaft der N₂O-Austrag von Bedeutung sein. Das Ziel der Studie war, die Relevanz des indirekten Austrags in einer stauwasserdominierenden Bodengesellschaft zu erfassen.

Folgende Arbeitshypothesen wurden formuliert:

- (i) Es besteht ein Zusammenhang zwischen N₂O-Emissionen und N₂O-Konzentrationen.
- (ii) Die Böden unterscheiden sich hinsichtlich ihrer N₂O-Konzentrationen.
- (iii) Gelöstes N₂O wird aus dem Untersuchungsgebiet über die angrenzenden aquatischen Systeme ausgetragen.

3. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt 20 km östlich von Freiburg auf einer Hochfläche des Mittleren Schwarzwaldes im Gewann „Wildmooswald“ (Stahr, 1979). Die fünf hydromorphen Böden ((Norm-)Stagnogley (SGn), Moorstagnogley (SGo), Übergang(nieder)moor (HNu), Erdübergang(nieder)moor (HNuv), (Hang-)Oxigley (GGx)) mit angrenzender Quelle und Bach befinden sich an einem nordexponierten Hang, mit konvex bis konkaver Horizontalwölbung (Fiedler et al., 2002). Die Jahresmitteltemperatur liegt bei 6 °C und der mittlere Jahresniederschlag beträgt 1600 mm.

Beprobung der Bödenlösung

Da es keine einheitliche und standardisierte Methode zur Beprobung von gelöstem Gas gibt, wurde eine einfache Methodik gewählt, die die Wassersäule integrierte (0-100 cm unter Flur). Deshalb lässt sich kein Tiefenbezug herstellen. Die Bodenlösung wird mittels geschlitzter PVC-Rohre (3 pro Standort) und einem Pumpen-Schlauchsystem beprobt. Die Beprobung erfolgte wöchentlich über einen Zeitraum von einem Jahr (1.08.02-31.07.03). Vor der Entnahme wurde das Wasser in den PVC-Rohren vollständig ausgepumpt. Nach Erreichen des

ursprünglichen Wasserstands erfolgte (0.5-2 h) die Beprobung.

Hierzu wurde in einer Glasflasche ein Unterdruck erzeugt, der die Bodenlösung über einen Schlauch ansaugte. Der Schlauch wurde abgeklemmt, eine Kanüle angesteckt und diese in einen Vakutainer injiziert. Nach halber Füllhöhe wurde erneut abgeklemmt und die Vakutainer ausgetauscht (3 Wiederholungen).

Die Vakutainer wurden vor der Probenentnahme mit N₂ gespült und evakuiert. Mikrobielle Umsetzungen wurden durch die Zugabe von 0.5 ml einer HgCl₂-Lösung (0.1 %) verhindert. Vor der gaschromatographischen Analyse wurde der Unterdruck im Vakutainer mit N₂ ausgeglichen. Die Berechnung der gelösten Gaskonzentration erfolgte mittels der Gleichung nach Tiedje (1982).

Zeitgleich wurden die Netto-N₂O-Emissionen mittels closed-chamber-technik (2 x 1 m² pro Standort) erfasst (Jungkunst et al., 2003a).

Beprobung des aquatischen Systems

Zur Bestimmung der indirekten N₂O-Emissionen (gelöst, gasförmig) wurden, die sich im westlichen Teil der Catena angrenzenden aquatischen Systeme, beprobt. Die Ermittlung der N₂O-Konzentrationen in Quelle/Bach erfolgte mit Hilfe von Doppelkanülen und Vakutainern (je 5 Wiederholungen). Der Gasfluss an der Quelle wurde mittels closed-chamber-technik gemessen. Nach dem Schließen der Haube wurden die Gasproben in einem Zeitabstand von 20 Minuten (0, 20, 40, 60) gezogen. Ab Oktober 02 erfolgte ein längerer Zeitabstand (0, 30, 60, 90).

Einflussfaktoren

Zusätzlich wurden wöchentlich in separaten Wasserproben folgende Parameter erfasst: NO₃⁻, NH₄⁺, pH, Temperatur, DOC, sowie der Wasserstand und die Abflussrate bestimmt. Weitere Informationen wie Redoxpotentiale, Boden-/Lufttemperatur und Niederschlag wurden von Jungkunst et al. (2003b) übernommen.

4. Ergebnisse und Diskussion

In Abhängigkeit von Bodentyp wurden durchschnittliche N₂O-Emissionen zwischen 0.2 und 26.3 µg N m⁻² h⁻¹ gemessen. Im Vergleich von bodentypenspezifischen N₂O-Emissionen und gelöstem N₂O ergab sich kein Zusammenhang (p<0.01). Die N₂O Konzentrationen lagen bei allen Böden in einem niedrigen Bereich nahe der Gleichgewichtskonzentration mit der Atmosphäre (Mittelwert 0.36 µg N l⁻¹). Da auch Konzentrationen unter der Gleichgewichtskonzentration gemessen wurden, liegt die Vermutung nahe, dass sobald Lachgas in Lösung geht der Denitrifikationsweg vervollständigt wird. In der Bodenlösung wurden nur sehr geringe Konzentrationen an Nitrat (Mittelwert 0,2 mg N l⁻¹), bei gleichzeitig mittlerem atmosphärischem NO₃⁻-Eintrag von 40 mg N pro Woche (NH₄⁺-Eintrag 11 mg N pro Woche) über 21 Wochen, gemessen.

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, e-mail: b-hoell@uni-hohenheim.de

Im Vergleich der Bodentypen (Abb. 1), zeigte sich dass mit sinkendem Redoxmilieu und steigender Wassersättigung (Fiedler et al., 2003) die N₂O-Konzentrationen sinken (SGn→SGo→HNu). Die N₂O-Hauptemittenten HNuv und SGn zeigten die höchsten Mediane der bodenspezifischen N₂O-Konzentrationen von 1.2 bzw. 0.9 µg N l⁻¹.

Literatur

FIEDLER S, HÖLL BS und JUNGKUNST HF (2003): Gelöstes Methan innerhalb einer hydromorphen Bodengesellschaft des Mittleren Schwarzwald („Wildmooswald“) (s. Beiträge d. Kommissionssitzung V in diesem Band)

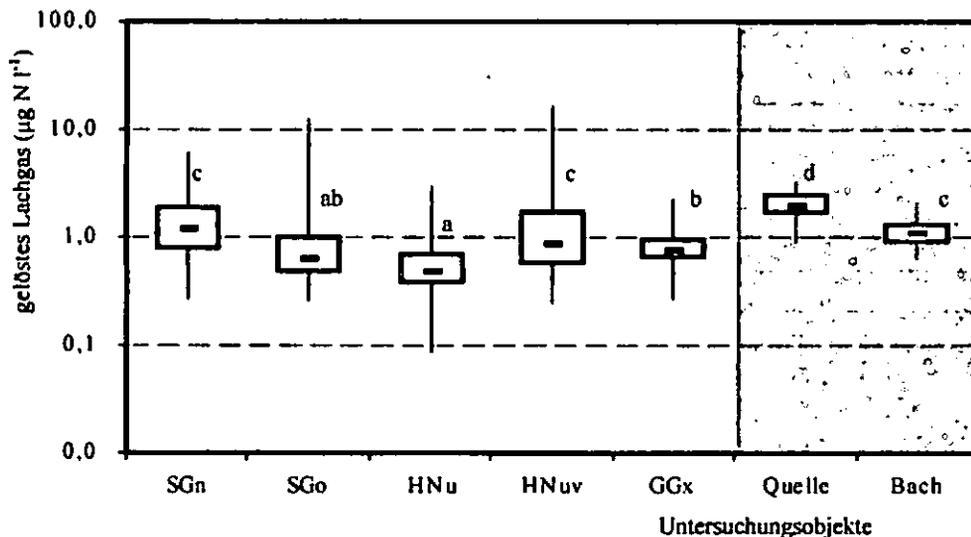


Abb. 1: Konzentrationen an N₂O in der Bodenlösung und dem aquatischen System. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede für p < 0.01 (1.08.02 – 31.07.03). Boxplots mit Minimum, Q₁ = 25 %, Median, Q₃ = 75 %, Maximum.

Die höchsten N₂O- und NO₃⁻-Konzentrationen (Mediane 2.0 und 484 µg N l⁻¹) wurden in der Quelle ermittelt. Dies könnte über eine N₂O-Anlieferung aus angrenzend Böden erklärt werden, oder über eine gesteigerte Nitrifikation auf dem Weg zur und in der Quelle. Nach Petersen et al. (2001), können besonders kleinere offene Gewässer für einen hohen N-Umsatz von Bedeutung sein. Auf dem Transport zwischen Quelle und Bach verringerte sich der gelöste N₂O-Anteil um 42 %.

Die N₂O-Gasflüsse an der Quelle zeigten zeitliche Schwankungen (1.2 µg m⁻² h⁻¹ bis 134.7 µg m⁻² h⁻¹). Hierbei war die Höhe des Gasverlustes sowohl von der gelösten N₂O-Menge (r² = 0.35, p < 0.01) als auch der Abflussrate (r² = 0.37, p < 0.01) abhängig.

5. Fazit

Bodentypen zeigen nicht nur spezifische N₂O-Emissionen sondern auch N₂O-Konzentrationen in der Bodenlösung. Da sich jedoch kein Zusammenhang zwischen Emissionen und Konzentrationen zeigte, kann somit die Menge an gelöstem Lachgas nicht über die Höhe der Emissionen abgeschätzt werden. Beide Parameter sollten bei N-Bilanzierungen erfasst werden. Das gelöste N₂O lag insgesamt nahe der Gleichgewichtskonzentration mit der Atmosphäre (Mittelwert 0,36 µg N l⁻¹). Dies lässt darauf schließen, dass die Bodenlösung eine effektive NO-Senke darstellt. Trotz des erhöhten N-Umsatzes in der Quelle sind die indirekten N₂O-Emissionen (19 g a⁻¹) im Vergleich zu den direkten (geschätzt 10 kg a⁻¹) um drei Größenordnungen geringer. Daher besitzen die indirekten Emissionen im „Wildmooswald“ keine ökologische Relevanz.

FIEDLER S, JUNGKUNST HPF, JAHN R, KLEBER M, SOMMER M and STAHR K (2002): Linking soil classification and soil dynamics – pedological and ecological perspectives. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165. 517-529

JUNGKUNST HF, FIEDLER S, HÖLL BS und STAHR K (2003a): Vom Punkt zur Fläche auf der Basis der Bodensystematik - N₂O-Emissionen aus Waldböden des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald) (s. Beiträge d. Kommissionssitzung V in diesem Band)

JUNGKUNST H, FIEDLER S and STAHR K (2003b): Black forest soil: sources and sinks of nitrogen oxide. *J. Geophys. Res.*, (submitted)

MOSIER AR (1998): Soil processes and global change. *Biol. Fertil. Soils* 27. 221-229

PETERSON BJ et al. (2001): Control of nitrogen exports from watersheds by headwater streams. *Science* 292. 86-90

STAHR K (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. In: Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre Universität Freiburg (Hrsg.): *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen*. Heft 9. Freiburg i. Br.

TIEDE JM (1982): Denitrification. In: Page et al. (eds.): *Methods of soil analysis, Part 2. Chemical and microbiological properties – Agronomy Monograph no.9.* Soil Sci. Soc. Am. Madison. 1011-1026

Vorschlag einer einfachen Substrat-systematik für die World Reference Base of Soil Resources (WRB) - Erzielbare Auswertungen demonstriert für die nFK der Leitbodenformen am Beispiel der internationalen BK 50, Blatt Zittau

R. Jahn¹, H. Joisten² & C. Kabala³

Eutri-anthropic Regosols (Leitbodenformen) welche sich alle gut durch ihr unterschiedliches Ausgangsmaterial und Textur unterscheiden lassen. WRB differenziert auf dem zweiten und dritten Klassifikationsniveau nur in einigen reference soil groups nach der Bodenart (siltic, arenic, skeletal, hyperskeletal; wenn nicht andere qualifiers Vorrang haben). Eine Information über das Ausgangsmaterial (mit Ausnahme von calcareous, gypsireous and anthropogeomorphic materials), welche insbesondere die physikalischen Eigenschaften von Böden prägen, werden nicht systematisch gegeben.

2 Lösung

Vergleichbar zur Deutschen Substratklassifikation (DBG, 1998) wurde eine stark vereinfachte Substratsystematik zur Anwendung mit WRB entwickelt um Informationen über Textur, Ausgangsmaterial und Schichtung in Verbindung mit den hauptsächlich genetisch begründeten reference soil units zu „reference soil series“ zu verbinden. Dabei wurden bestehende Texturklassen (FAO, 1990), Steingehaltsklassen (WRB, 1998) und eine erweiterte hierarchische Gesteinsliste nach SOTER (FAO, 1995) mit den dort gegebenen Kodierungen verwendet.

1 Problemstellung

Während der Arbeiten an der internationalen BK 50, Blatt Zittau, war festzustellen, daß Bodenformen, welche auf Grund des Substrates nach DBG 1998 gut zu unterscheiden waren, in der Ansprache nach World Reference Base for Soil Resources (WRB; FAO, 1998) nicht zu differenzieren sind. Z.B. beinhaltet die Karte mit 60 Kartiereinheiten 7 Einheiten von Dystric Cambisols und 9 Einheiten von

3 Beispiel (Leitbodenform 12)

Dystric Cambisol, silt loam from loess over skeletal sand from glacio fluvial gravelly sand

dyCM: SiL(UE1, UV2)skS(UV2)

1 2 3 4 5

1 = Coding of soil unit after WRB (FAO, 1998).

2 = Coding of texture class of total soil for upper part of the soil body. The texture class for the fine earth is used according to FAO (1990) and combined with the content of coarse fragments:

SiL = silt loam with coarse fragments <10 %

skSiL = skeletal silt loam with coarse fragments of 10-40 % (by weight)

silSK = silt loamy skeleton with coarse fragments of >40-90 % = skeletal after WRB (1998), and

SK = hyperskeletal after WRB (1998).

3 = The parent material is given in descending order of importance from left to right within brackets. For coding purposes, an extended hierarchical lithology list (SOTER; FAO, 1995) is used.

4 = A change of material in depth (either by texture or by parent material or by both) is coded with:

.../... as "shallow ... over" if occurring in a depth between 0-3 dm,

.../... as "over" if occurring in a depth between 3-7 dm (the intermediate of 5 dm is corresponding with WRB -epi and -endo), and

...//... as "over deep" if occurring in a depth between 7-12 dm.

5 = The lower part of the soil body is described according to 2 and 3.

Further rules in describing texture and parent material are:

e.g.: skSiL(UE1, UV2/UV2) if no change in texture but in parent material,

e.g.: SiL/skSiL(UE1, UV2) if no change in parent material but in texture,

e.g.: .../R(and lithology) means: over massive rock.

Horizons are combined to one complex and described with the average if not more than one of the three parameters: (i) texture (fine earth) (ii) coarse fragments and (iii) lithology differs for one class. Thin (extension < 2 cm) horizons are neglected.

4 Beispielhafte Auswertung für nFK

Substratangaben beinhalten wichtige Informationen über Bodeneigenschaften. Insbesondere physikalische und mineralogische Daten sind daraus ableitbar und können zur Bodenfunktionsbewertung verwendet werden. Getestet wurde die Verfahrensweise anhand der Ermittelbarkeit der nFK.

Als Referenzwerte wurden hierzu anhand der erweiterten Legende der BK 50 Zittau (siehe Beitrag von Joisten et al.) die nFK horizontweise bis 1m Tiefe bestmöglichst ermittelt. Da Messwerte noch ausstehen, wurde die nFK nach AG Boden (1994) unter Berücksichtigung der Legendenangaben über Textur, Steingehalte und Humus im Oberboden berechnet. Für Ah- und Ap Horizonte wurde pt1-2 angenommen, für Sd- und C-Horizonte pt4-5, für die restlichen Horizonte pt3.

Zur Verwendung nach oben dargestellter Substratsprache wurden die KA4-Werte der nFK auf die Bodenarten nach FAO (1990) interpoliert. Entsprechend der Substratsprache der Kurzlegende wurde dann schichtweise (0-1,5-5-10 dm) die nFK einheitlich für pt3 ohne Berücksichtigung von Humus berechnet und mit den nach Deutscher Profilsprache detaillierter ermittelten Werten ver-

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Weidenplan 14, D-06108 Halle (Saale), e-mail: jahn@landw.uni-halle.de

² Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Halsbrücker Str. 31a, D-09599 Freiberg

³ Agricultural University of Wroclaw, Institute of Soil Science and Agricultural Environment Protection, Wroclaw (Poland)

glichen. Desweiteren wurden Angaben nach FAO & IIASA (2000) der nFK von Böden nach der FAO-Legende, die nach 3 Texturklassen (coarse, medium, fine) differenzieren, herangezogen.

5 Ergebnis

Mit den hier vorgeschlagenen „reference soil series“ (reference soil unit nach WRB und Substratklassifikation) lassen sich alle Bodenformen in der Kartenlegende auch nach WRB hinreichend genau differenzieren. Die Auswertmöglichkeiten einer Bodenkarte nach WRB und die Erstellung thematischer Karten erhöhen sich damit gravierend.

Nach Berechnung mit der vereinfachten Substratsystematik fallen 80 % (47 von 59) der Leitbodenformen in die selbe nFK-Klasse (Fig. 1, Karte 1a und b). 24 % (14) weisen eine Abweichung von >20 %, 30 % (18) von 10-20 % und 46 % (27) weisen eine Abweichung von <10 % der KA4-nFK auf (Fig.1). Das Kartenbild ändert sich hierdurch kaum. Die Abweichungen sind insbesondere durch die nur 4 Steingehaltsklassen und die größeren FAO-Texturklassen (insbes. SiL und SL) bedingt.

Die Einschätzung nach FAO & IIASA (2000) ist demgegenüber wesentlich schlechter (Fig. 1, Karte 1c). Hier bleiben nur 24 Einheiten (41 %) in der selben nFK-Klasse und das Kartenbild fällt deutlich anders aus. Vier Einheiten werden um 2 Klassen, 19 Einheiten um 1 Klasse zu hoch und 12 Einheiten um eine Klasse zu niedrig gegenüber den Referenzwerten eingeschätzt. Problematisch ist hier neben der Verwendung von nur 3 Texturklassen die sehr unzulängliche Berücksichtigung der Steingehalte.

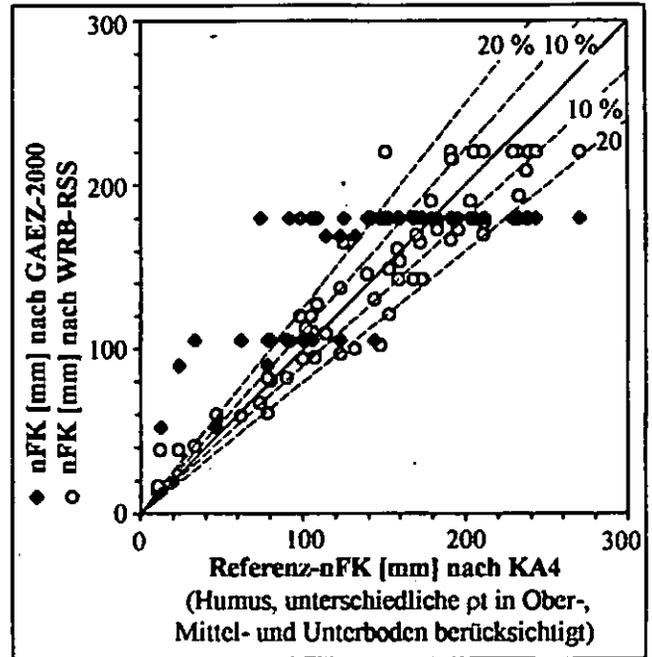


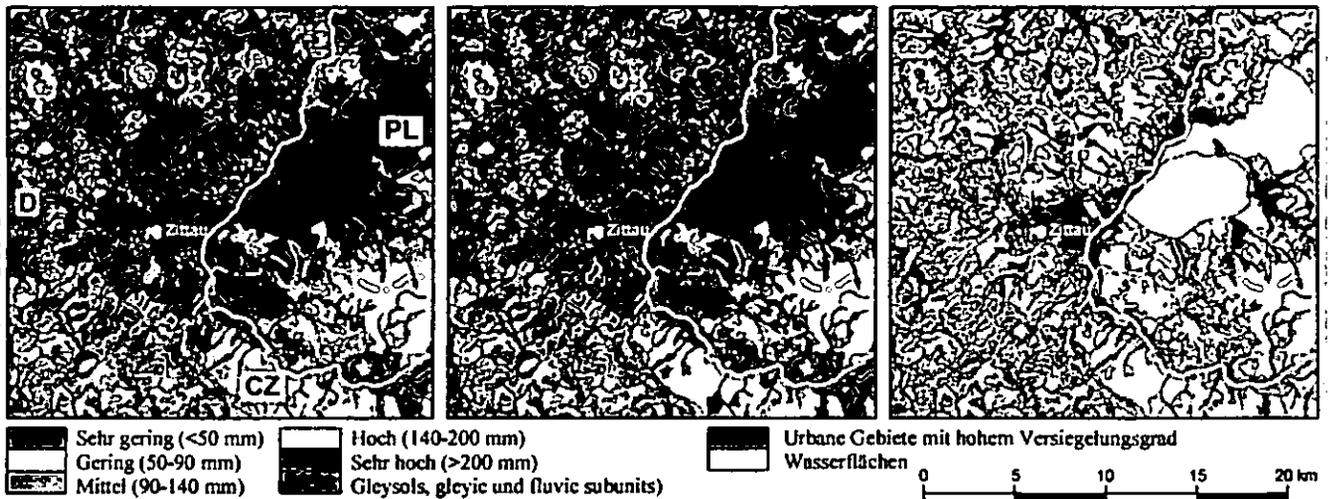
Fig.1: Gegenüberstellung der mit unterschiedlichen Methoden geschätzten nFK-Werte

Karte 1a, b, c: Räumliche Verbreitung der mit unterschiedlichen Methoden geschätzten nFK der Leitbodenformen

a) Horizontweise Berechnung der nFK (1 m Tiefe) für die Leitbodenformen auf der Basis der Langlegende nach KA4

b) Schichtweise Berechnung der nFK (1 m Tiefe) für die Leitbodenformen auf der Basis der oben dargestellten Substratsystematik (nFK-Werte KA4 interpoliert für FAO-Texturklassen)

c) nFK nach Global Agro-Ecological Zones - 2000 (FAO & IIASA 2000)



6 Literatur

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl.
 DBG; AK für Bodensystematik der DBG (1998). Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteilg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 86, 180S.
 FAO; FAO, ISRIC (1990): Guidelines for Profile Description. 3rd Edition, Rome, Italy.
 FAO; UNEP, ISSS, ISRIC, FAO (1995): Global and National Soils and Terrain Digital Database (SOTER). Rome.

FAO; ISSS, ISRIC, FAO (1998): World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84.
 FAO & IIASA (2000): Global Agro-Ecological Zones - 2000. <http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/GAEZ/index.htm>

Erste internationale gemeinsame Bodenkarte von Deutschland, Tschechien und Polen im Maßstab 1:50.000, Blatt Zittau

H. Joisten ¹⁾, R. Jahn ²⁾, R. Sinapius ³⁾, C. Kabala ⁴⁾, M. Tomášek ⁵⁾, A. Kowalkowski ⁶⁾

Einführung

Das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG) führt im Rahmen der Bodenkundlichen Landesaufnahme seit seiner Gründung im Jahre 1991 Bodenkartierungen im Maßstab 1:50.000 durch. Ziel ist die Erstellung eines flächendeckenden Kartenwerkes (BK50) zur Nutzung vielfältiger Aufgaben des Bodenschutzes. Ein Drittel des Freistaates Sachsen wurde bisher nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (KA4) kartiert. Die Ergebnisse liegen digital in Form von Punkt-, Flächen- und Labordaten in einer Bodendatenbank vor und stehen damit weiteren Auswertungen, z.B. mit Hilfe der Methodenbank, zur Verfügung.

Aufgrund der schon seit langem bestehenden guten geowissenschaftlichen Kontakte zu den Nachbarländern Tschechien und Polen hat sich in den letzten Jahren u.a. auch eine intensive Zusammenarbeit auf dem Gebiet länderübergreifender Bodenkartierungen entwickelt. Neben der 'Georeferenced Soil Database of Europe, 1:250.000, NM 33-4 Chemnitz' (Pilotprojekt) entstand die 'Erste Internationale gemeinsame Bodenkarte von Deutschland, Tschechien und Polen im Maßstab 1:50.000, Blatt Zittau'.

Methodik

Die unterschiedlichen Bodenklassifikationssysteme der drei Länder führten zu der Entscheidung alle Bodeneinheiten nach der internationalen Bodenklassifikation 'World Reference Base for Soil Resources (WRB)' zu transformieren.

Da die WRB-Bodensystematik ursprünglich für Bodenübersichtskarten kleiner Maßstäbe entwickelt wurde und die nationalen Klassifikationssysteme in ihren Horizontbeschreibungen, Texturen und anderen Parametern häufig wesentlich detaillierter sind, ergab sich das Problem der Umsetzbarkeit.

Auch sind die Kriterien für die Substrat- und Bodentypendifferenzierungen teilweise sehr unterschiedlich, so dass eine Methode entwickelt werden musste, die unter Berücksichtigung bestimmter Generalisierungen eine Transformation der Legendeneinheiten in das WRB-System ermöglicht. Die tschechischen und polnischen Teilgebiete des Blattes Zittau wurden nach dem landeseigenen Bodenklassifikationssystem kartiert. In allen Kartiersystemen wurden die aufgenommenen Böden für jede Legendeneinheit nach der dominierenden Leitbodenform und maximal 5 Begleitbodenformen gegliedert, wobei die bodenbildenden Substrate, die Bodentypologie und die Texturen (Feinboden-, Grobbodenarten) bei der Aggregation die höchsten Prioritäten bildeten. Die tschechischen und polnischen Kartiereinheiten wurden mit den deutschen nomenklatorisch abgeglichen, d.h. es erfolgte zuerst eine Übersetzung in die deutsche Bodensystematik und danach in das WRB-System. Die Substratbeschreibung erfolgte nach der 'SOTER-Gesteinsliste' (SOTER = Global and National Soils and Terrain Digital Databases, Hrsg. FAO, 1995), da die WRB zum Bodenausgangsgestein und den Texturen keine detaillierten Aussagen gibt.

Ergebnisse

Nach WRB wurden 10 verschiedene 'reference soil groups' ('1st level'), 26 '2nd level units' und 18 '3rd level units' als Leitböden differenziert. Nach der deutschen Klassifikation ergaben sich 9 verschiedene Bodenklassen, 11 Typen, 22 Subtypen sowie 4 Varietäten. Die Anpassung der nationalen Bodensystematiken an die WRB zeigte sich, bezogen auf die bodentypologische Einordnung, demnach weniger problematisch als ursprünglich angenommen. Andererseits wurden

¹⁾Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Abteilung Boden / Angewandte Geologie, Halsbrücker Str. 31 a, 09599 Freiberg;

Email: Holger.Joisten@lfug.smul.sachsen.de

²⁾Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, 06099 Halle (Saale);

Email: jahn@landw.uni-halle.de

³⁾Bodendienst Voigtsdorf, Am Kirchberg 2, 09619 Voigtsdorf

⁴⁾Institute of Soil Science and Agricultural Environment Protection, Agricultural University of Wrocław, Wrocław, Poland, 50-357 Wrocław, ul. Grunwaldzka 53, Poland

⁵⁾Půdoznalecká služba – Soil Service - , Eliášova 31, 160 00 Praha 6, ČR

⁶⁾Tu. Kielce, Stacja Monitoringu, Wyzsza Szkoła Pedagogiczna, Poland

nach den nationalen Bodenklassifikations-systemen 60 Kartiereinheiten ausgewiesen um die substrat- und morphologisch bedingte Heterogenität der Bodenverhältnisse zum Ausdruck zu bringen. Diese Differenzierung würde in der derzeitigen WRB-Klassifikation nicht zur Geltung kommen.

Fazit

Es besteht daher ein Erweiterungsbedarf des internationalen bodensystematischen Regel-werkes, insbesondere für Karten größerer Maßstäbe. Die künftige Berücksichtigung des Ausgangssubstrates für die Bodenbildung, in Anlehnung an die 'SOTER-Gesteinsliste', könnte diesen Bedarf der stärkeren Differenzierung von Kartiereinheiten decken.

Tab. 1: Leg. 1 – Klassifikation WRB

Legende 1							
Soils of low lands or hill regions from leuca and leuca derivatives							
LA	Cartier-Einheiten: Leuca/LE, 0-9m leuca (C=0-4, V, BE, UE1)						
Land characteristics							
1. Organizational dispersion	uniform, nodal to southeast of sheet						
2. Landform	plateau, plain, smooth slope						
3. Slope	<1-0%						
4. Underlying rock	lims, glacio fluvial and fluvial sands and gravel						
5. Effective soil depth	extremely deep (>2 m)						
6. Groundwater table (m)	-						
7. Drainage	imperfectly drained						
8. Moisture	wet						
9. Organic surface layers	-						
10. Old-mound topsoil	3-4 %						
11. Base saturation	20-80%, dyptic to udic						
12. Erosion type and degree	rII and sheet erosion, slight to severe						
13. Slope width and association	compact						
14. Land use	open agriculture						
15. Special features	-						
Short soil descriptions							
Horizon	Depth	Texture	Organic	Moisture	Lithology	Carbonates %	Coef
m	cm	class	Vol %	Vol %			%
Ap	0-30	SL	0	0	UE1	0	0
E/Bt	0-60	SL	0	0	UE1	0	0
Bt	0-85	SL	0	0	UE1	0	0
Btg	1-30	SL	0	0	UE1	0	0
Cg/Cv	1-75	SL	0	0	UE1	0	0

Tab. 2: Leg. 1 – Klassifikation KA4

Legende 1							
Soils of low lands or hill regions from leuca and leuca derivatives							
LA	Cartier-Einheiten: Leuca/LE, 0-9m leuca (C=0-4, V, BE, UE1)						
Land characteristics							
1. Organizational dispersion	uniform, nodal to southeast of sheet						
2. Landform	plateau, plain, smooth slope						
3. Slope	<1-0%						
4. Underlying rock	lims, glacio fluvial and fluvial sands and gravel						
5. Effective soil depth	extremely deep (>2 m)						
6. Groundwater table (m)	-						
7. Drainage	imperfectly drained						
8. Moisture	wet						
9. Organic surface layers	-						
10. Old-mound topsoil	3-4 %						
11. Base saturation	20-80%, dyptic to udic						
12. Erosion type and degree	rII and sheet erosion, slight to severe						
13. Slope width and association	compact						
14. Land use	open agriculture						
15. Special features	-						
Short soil descriptions							
Horizon	Depth	Texture	Organic	Moisture	Lithology	Carbonates %	Coef
m	cm	class	Vol %	Vol %			%
Ap	0-30	SL	0	0	UE1	0	0
E/Bt	0-60	SL	0	0	UE1	0	0
Bt	0-85	SL	0	0	UE1	0	0
Btg	1-30	SL	0	0	UE1	0	0
Cg/Cv	1-75	SL	0	0	UE1	0	0

Tab. 3: Leg. 1 – Klassifikation CZ

Legende 1							
Soils of low lands or hill regions from leuca and leuca derivatives							
LA	Cartier-Einheiten: Leuca/LE, 0-9m leuca (C=0-4, V, BE, UE1)						
Land characteristics							
1. Organizational dispersion	uniform, nodal to southeast of sheet						
2. Landform	plateau, plain, smooth slope						
3. Slope	<1-0%						
4. Underlying rock	lims, glacio fluvial and fluvial sands and gravel						
5. Effective soil depth	extremely deep (>2 m)						
6. Groundwater table (m)	-						
7. Drainage	imperfectly drained						
8. Moisture	wet						
9. Organic surface layers	-						
10. Old-mound topsoil	3-4 %						
11. Base saturation	20-80%, dyptic to udic						
12. Erosion type and degree	rII and sheet erosion, slight to severe						
13. Slope width and association	compact						
14. Land use	open agriculture						
15. Special features	-						
Short soil descriptions							
Horizon	Depth	Texture	Organic	Moisture	Lithology	Carbonates %	Coef
m	cm	class	Vol %	Vol %			%
Ap	0-30	Prachová hlína	0	0	prachová hlína	0	0
per/Bt	0-60	Prachová hlína	0	0	prachová hlína	0	0
per/Bt	0-85	Prachová hlína	0	0	prachová hlína	0	0
Btg/Bt	1-30	Prachová hlína	0	0	prachová hlína	0	0
Cg/Cv	1-75	Prachová hlína	0	0	prachová hlína	0	0

Tab. 4: Leg. 1 – Klassifikation PL

Legende 1							
Soils of low lands or hill regions from leuca and leuca derivatives							
LA	Cartier-Einheiten: Leuca/LE, 0-9m leuca (C=0-4, V, BE, UE1)						
Land characteristics							
1. Organizational dispersion	uniform, nodal to southeast of sheet						
2. Landform	plateau, plain, smooth slope						
3. Slope	<1-0%						
4. Underlying rock	lims, glacio fluvial and fluvial sands and gravel						
5. Effective soil depth	extremely deep (>2 m)						
6. Groundwater table (m)	-						
7. Drainage	imperfectly drained						
8. Moisture	wet						
9. Organic surface layers	-						
10. Old-mound topsoil	3-4 %						
11. Base saturation	20-80%, dyptic to udic						
12. Erosion type and degree	rII and sheet erosion, slight to severe						
13. Slope width and association	compact						
14. Land use	open agriculture						
15. Special features	-						
Short soil descriptions							
Horizon	Depth	Texture	Organic	Moisture	Lithology	Carbonates %	Coef
m	cm	class	Vol %	Vol %			%
Ap	0-30	pr	0	0	pr	0	0
E/Bt	0-60	pr	0	0	pr	0	0
Bt	0-85	pr	0	0	pr	0	0
Btg	1-30	pr	0	0	pr	0	0
Cg/Cv	1-75	pr	0	0	pr	0	0

Bodenphysikalische Eigenschaften anthropogener Böden im Stadtgebiet von Rostock

von

Kahle P.

FRAGESTELLUNG

Böden urbaner Räume erfahren als Folge verstärkter Flächeninanspruchnahme und damit korrespondierender Umlagerung vielfältige Veränderungen. Basis für die Bodenbildung sind daher anthropogene und/oder natürliche Substrate sowie deren Mischungen. Die Kenntnisse über Genese, Aufbau und chemische Eigenschaften dieser Böden und Substrate haben in den zurückliegenden Jahren deutlich zugenommen. Ein Informationsdefizit besteht hingegen bezüglich der physikalischen Eigenschaften.

Ziel der eingeleiteten Untersuchungen ist es:

- den Kenntnisstand zu physikalischen Eigenschaften anthropogener Böden zu erweitern,
- die Möglichkeiten zur Ableitung ökologisch relevanter Kenngrößen aus einfach zu bestimmenden bodenkundlichen Grundgrößen zu erkunden und
- diesbezüglich vorhandene Ansätze zu prüfen.

MATERIAL UND METHODEN

Das Untersuchungsmaterial bilden 38 über das Stadtgebiet von Rostock verteilte Untersuchungsstandorte mit zumeist natürlichen umgelagerten und mit technogenen Komponenten durchsetzten Substraten. Beprobte wurden 99 Horizonte (31 Ober- und 68 Unterböden) von Böden verschiedener Nutzungsarten.

Das Laboruntersuchungsprogramm beinhaltete die Bestimmung des Skelettgehaltes (Ske), der Körnung: Sand, Schluff, Ton (S, U, T), der Trockenrohddichte (ρ_d), der Festsubstanzdichte (ρ_F), der Wasserretention (Wasservolumenanteil bei pF1,8 und pF4,2), des pH-Wertes, des Gehaltes an Carbonat und organischer Substanz (OBS). Rechnerisch abgeleitet wurden die Porosität (PV), die Feldkapazität (FK), die Luftkapazität (LK) und die nutzbare Feldkapazität (nFK). Diese Größen wurden nach *KA4* (1994) klassifiziert und als Messwertklasse ausgewiesen.

Statistische Berechnungen zu den Beziehungen zwischen Zielvariablen (Wasserhaushaltskennwerte: nFK, LK) und Eingangsvariablen (Grundkennwerte: Trockenrohddichte, Körnung [S, U, T], OBS, Skelett) wurden mittels multipler linearer Regressionsgleichungen (SPSS, Version 10) durchgeführt. Die Aufnahme der Eingangsvariablen erfolgte über den „Forward Stepwise Modus“ in das Regressionsmodell, bis keine weitere signifikante Verbesserung ($\alpha = 5\%$) mehr erzielt werden konnte. Als Kriterium der Schätzgenauigkeit diente der mittlere Schätzfehler als mittlere Abweichung zwischen Schätz- und Messwerten.

ERGEBNISSE

DATENGRUNDLAGE

Die untersuchten Böden erwiesen sich größtenteils als skelettarm ($< 2\%$) mit Ziegelbruchstücken und Mörtelresten als wichtigste Skelettkomponenten.

Bei hoher Variationsbreite der Anteile einzelner Korngrößenfraktionen (1 – 95 % S, 2 – 79 % U, 1 – 18 % T) dominierte insgesamt die Sandfraktion (Median: 75 % S, 20 % U, 5 % T).

Für das Gesamtmaterial ergaben sich geringe Trockenrohddichten (Median: $1,42 \text{ g cm}^{-3}$), die bei differenzierter Betrachtung Abhängigkeiten von der Bodentiefe und Beziehungen zum OBS-Gehalt erkennen ließen.

Beurteilt nach den Vorgaben der *Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4)* (1994) überspannten die FK die Größenbereiche von gering bis hoch bei eindeutiger Dominanz (69 %) mittlerer Werte (26 – 39 %).

Im Hinblick auf die LK zeigten sich in 56 % der Horizonte hohe bzw. sehr hohe Werte ($> 12\%$), während geringe LK ($< 4\%$) nur in einzelnen hydromorph geprägten Unterböden vorkamen.

MÖGLICHKEITEN ZUR ABSCHÄTZUNG ÖKOLOGISCH RELEVANTER KENNWERTE (TAB. 1)

Bei der Ermittlung von Regressionsbeziehungen wurde die Datengrundlage einerseits als Gesamtheit aller Horizonte betrachtet und andererseits eine Differenzierung in Ober- und Unterböden vorgenommen. Für nutzungsabhängige Gruppierungen reichte der Stichprobenumfang nicht aus.

Die Ergebnisse lassen die Trockenrohddichte als bestimmende Größe für die Schätzung von nFK und LK erkennen, während die Einflussfaktoren Körnung, Gehalte an OBS und Skelett in spezifischer Weise zurücktreten. Dies entspricht Erfahrungen von *Taubner u. Horn* (1999), die an verschiedenen anthropoge-

nen Substraten und Schüttungen erstmals Wasserhaushaltskennwerte mittels multipler Regressionen abschätzten.

Die Oberbodenhorizonte widerspiegeln den erwarteten stärkeren Einfluss der OBS auf die LK. Für die nFK der Ober- und Unterböden sind neben der Trockenrohdichte die Gehalte an Skelett und Ton relevant. Die mittleren Schätzfehler betragen 5,6 % (LK) bzw. 8,2 % (nFK) und sind jeweils in Relation zur Höhe des Schätzwertes zu betrachten.

Tab. 1: Regressionsgleichungen zur Schätzung von nFK und LK

Regressionsgleichung	r
(1) Gesamtmaterial	
nFK=49,29 - 12,56 pd - 0,162 Ske - 0,582 T	0,659*
LK = 48,34 -21,5 pd -0,19 U + 0,08 Ske - 0,53 OBS	0,677*
(2) Oberbodenhorizonte	
nFK= 46,76 - 10,61 pd - 0,181 Ske - 0,689 T	0,648*
LK = 63,89 - 33,75 pd - 1,34 OBS + 0,171 Ske	0,825*
(3) Unterbodenhorizonte	
nFK = 52,59 -14,9 pd - 0,156 Ske - 0,496 T	0,671*
LK = 37,88 - 12,98 pd - 0,336 U	0,672*

Die berechneten Korrelationskoeffizienten waren bei der jeweiligen Stichprobengröße und Anzahl von Variablen signifikant (Signifikanzniveau 5 %).

VERGLEICH VON SCHÄTZ- UND MESSWERTKLASSE (TAB. 2)

Die FK und LK natürlicher Böden werden anhand der KA 4 (1994) geschätzt. Nunmehr wurde geprüft, ob dieser Ansatz auch für anthropogen beeinflusste Böden verwendbar ist.

Zu diesem Zweck wurden FK und LK anhand der laboranalytisch erfassten Angaben zu Körnung, OBS-Gehalt und Trockenrohdichte kalkuliert, nach KA 4 (1994) zusammengefasst (Schätzwertklasse) und mit der jeweiligen Messwertklasse verglichen.

Bei der FK zeigten 58 % aller Horizonte übereinstimmende Schätz- und Messwertklassen; bei 39 % ergaben sich Abweichungen um eine Klasse. Für die LK zeigten sich analog 44 % bzw. 43 %. Abweichungen um mehr als eine Klasse wurden in 3 % (FK) bzw. 12 % (LK) aller Horizonte festgestellt. Die nutzungspe-

zifische Betrachtung (Tab. 2) lieferte für die skelett-reicheren (technogen und natürlich) Horizonte der

Tab. 2: Vergleich von Schätz- und Messwertklasse

Nutzung	n	gleich	Klasse	
			± 1	± >1
Feldkapazität				
Hausgarten	37	24	13	0
Park	12	6	5	1
Friedhof	7	6	1	0
Wohngebiet	34	18	14	2
Schießplatz	3	2	1	0
Ruderalfläche	4	0	4	0
Spülfeld	2	1	0	1
Luftkapazität				
Hausgarten	37	15	19	3
Park	12	6	5	1
Friedhof	7	3	4	0
Wohngebiet	34	17	13	4
Schießplatz	3	3	0	0
Ruderalfläche	4	0	0	4
Spülfeld	2	0	2	0

Hausgärten, Wohngebiete und Ruderalflächen häufiger und zudem stärkere Diskrepanzen zwischen Schätz- und Messwertklasse als bei den übrigen Nutzungen.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Multiple Regressionsrechnungen bestätigen die prinzipielle Eignung der in der KA 4 (1994) ausgewiesenen Parameter und Ansätze zur Abschätzung der FK und LK von Böden mit geringer anthropogener Beeinflussung. Für Böden mit Skelettgehalten >2 % sind zur Erzielung größerer Schätzgenauigkeiten erweiterte Datengrundlagen bei Einbeziehung qualitativer Aspekte der Skelettkomponenten erforderlich.

LITERATUR

- AG Bodenkunde der Geologischen Landesämter (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, Schweitzerbart., Stuttgart, 4. Aufl., 392 S.
- Taubner, H.; Horn, R. (1999): Schätzung der nutzbaren Feldkapazität und der Luftkapazität von anthropogenen Bodenhorizonten aus einfach zu bestimmenden Kennwerten. J. Plant Nutr. Soil Sci. 162, 33-40.

Substrat-Horizontgruppen Bausteine zur Kennzeichnung von Bodeneinheiten

W. Kainz¹

Die Vorhersage von Bodenprofilen und ihren Eigenschaften ist ein grundlegendes Problem der Kartierung und Modellierung.

Böden bestehen gleichzeitig aus Sedimenten und Horizonten. 70% der Bodeneigenschaften werden durch die Sedimente bestimmt. Die Horizontentwicklung ist durch das Filtergerüst der Sedimente und ihre chemischen Eigenschaften vorgegeben. Die Boden-(horizont)bildung ihrerseits verändert die Sedimente durch Mineral- und Humusbildung, Stoffverlagerung und Gefügeveränderungen. Diese Wechselwirkung ist so stark, dass der Boden durch nur einen der beiden Aspekte unzureichend zu beschreiben und schon gar nicht eindeutig definierbar ist.

Die Analyse der Schichtprofile zeigt die Bindung bestimmter Horizonte an stratigraphische Lagen und einzelne Sedimente. Diese Eigenheit der mitteleuropäischen Bodenprofile wurde bereits in den 60er Jahren erkannt. In Beziehung mit der bekannten quartären Entwicklung der Landschaften ergibt sich aber ein neues Modell der Bodenentwicklung.

In den Ablagerungen des Ascherslebener Sees, wurde für die Weichselkaltzeit eine fast lückenlose Sedimentfolge nachgewiesen, deren Sedimentation durch Klimaschwankungen gesteuert wurde [MANIA & STECHEMESSER 1970]. Diese Aussage gilt auch für die umliegenden Hochflächen. Hier allerdings ist die Fazies, die Art der Ablagerung, anders und lückenhafter, da Hochflächen potentielle Abtragungsgebiete sind. Kalt-aride Klimaphasen wechseln mit kühlen bis gemäßigten humiden. Dieser Wechsel zeigt sich in sich wiederholenden Abfolgen aus äolischen Sedimenten – Boden(horizont)bildungen – Fließerdebildungen oder Kryoturbation. Mit diesem Ansatz lassen sich terrestrische Horizontrelikte und Horizontdeformationen in den Sedimenten zwanglos erklären. Absolute Altersbestimmungen in Profilen mit hoher Sedimentationsrate stützen diese Auffassung. Die Bodenentwicklung verläuft zyklisch. Es ist der allgemeinste Ansatz, und er ist bislang ohne Widerspruch durch die Praxis.

Die genetische Einheit von Schicht und Horizont erlaubt es, die Bodenprofile in einzelne Segmente, die **Substrat-Horizont-Gruppen**, zu zerlegen und

bestimmte gruppen- und sedimenteigene Eigenschaften und Parameter zu regionalisieren. Hierzu gehören die Korngrößenzusammensetzung, Kalk- und Humusgehalte, bestimmte Spurenelementgruppen u. a.. Das heißt, dass jede einzelne Gruppe eigenständige landschaftsbezogene, auch nutzungsabhängige Gültigkeitsbereiche aufweist. Aus der Kenntnis dieser Bereiche und den Eigenschaften der Gruppen ist es möglich Bodenprofile zu modellieren und sie in Form gemittelter oder erwarteter Profile zur Einschätzung von Bodenfunktionen und Gefährdungspotentialen zu verwenden. Dieser Ansatz wird in Sachsen-Anhalt seit den 90er Jahren für Bodenübersichtskarten realisiert.

Bodensubstrate sind in der Regel Lockersedimente. Es ist nützlich, insbesondere für Bodenkarten der Maßstäbe 1:50.000 bis 1:10.000, bei der Substratabgrenzung nicht schematisch Bodenart, Kalkgehalt und Humus zu kombinieren, sondern den Landschaftsbezug und die stratigraphische Position zu berücksichtigen. Dieser kann durch die Genese erzeugt werden, die die Fazies kennzeichnet. Es ist sinnvoll pedogenetisch verschiedene wirkende Fazies, wie z. B. Terrassen-, Schmelzwasser-, Niederungs- und Flusssande, eindeutig zu kennzeichnen. Sie bilden auf den Bodenkarten eigenständige Bodenbildungsbereiche. Die aufgrund dieser Gruppierung ermittelte „natürliche“ Varianz ist unabhängig von der Aufschlussdichte.

Die Berücksichtigung der Fazies und ihrer Veränderung im Raum (der Landschaft) und in der Zeit (in den Schichten) schafft den Bezug der Bodenprofile zu definierten Landschaftsräumen und erlaubt Rückschlüsse auf die Landschaftsentwicklung. In der praktischen Anwendung ergeben sich dadurch

- Gültigkeitsbereiche für die Modellierung von Bodenprofilen unter Verwendung bodenkundlich nicht eindeutiger Daten, wie z. B. den Daten der Bodenschätzung.
- Angaben zu bestimmten Bodenvergesellschaftungen, z. B. Braunerde-Lessivé-Gesellschaften, die sich aufgrund des Auskeilens bzw. der Erosion einzelner Schichten im Bodenprofil einstellen.
- Kenntnisse über das aktuelle ökologische Potential ganzer Landschaftsbereiche und die Möglichkeit ihrer Nutzungsumwidmung.

Für diese Ziele ist die regelhafte und wiederholbare Ableitung der Substrat- und Horizontkürzel nicht nur aus technologischen Gründen der Datenhaltung, sondern auch für die Auswertung und Parameterberechnung wichtig. Unter Berücksich-

¹ Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt

tigung der oben genannten Überlegungen wurde ein Modul entwickelt, das die Substratkürzel aus den Daten der Profilaufnahme und den Analysenergebnissen erzeugt. Voraussetzung ist die saubere Ansprache der Lagen und der (geologischen) Genese sowie der Datenfelder STRAT, PETR, GENESE, SKEL, StoffSk.

Nach den Erfahrungen der Profilauswertung in Sachsen-Anhalt, der Wichtung der Substrat-eigenschaften für die Pedogenese und dem Prinzip der feineren Bodenartenansprache im Oberboden werden unterschiedliche Feinheitsgrade der Gruppierung der Bodenarten zu Substraten gewählt.

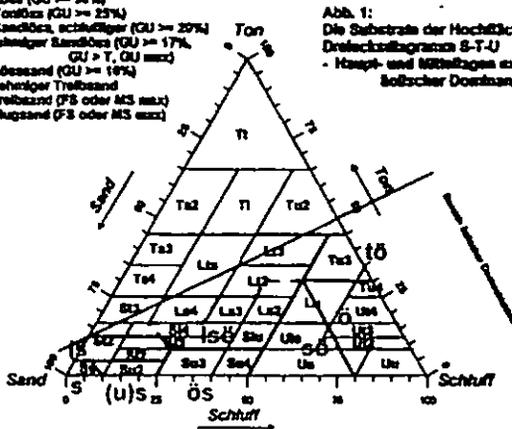
Die Substrate werden nach folgendem Schema gruppiert und gegliedert:

1.Rezenter Auflagehumus (STRAT: rezent; GENESE: og)

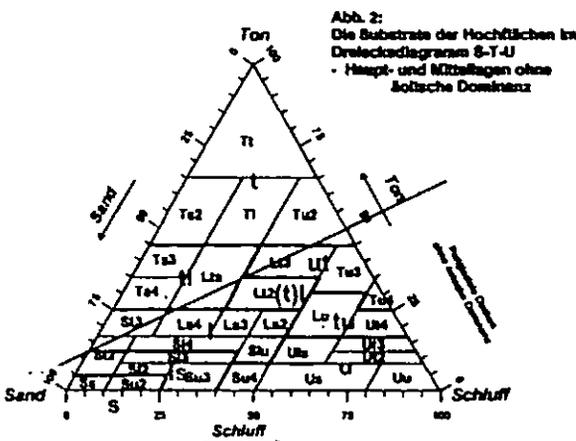
~> weitere Bestimmung nach Ct/Nt und Dialog

2.Spätglaziale (Oberlage), holozäne und rezente Abschwemmmassen, Kolluvien, Dünen (STRAT: OL, qh, rezent; GENESE: z, u, uk, a, as)

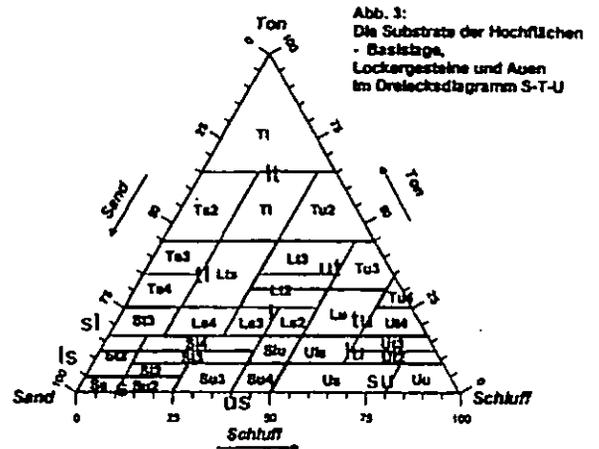
- 6 Löss (GU >= 30%)
- 10 Tonlöss (GU >= 25%)
- 16 Sandlöss, schluffiger (GU >= 20%)
- 18 lössiger Sandlöss (GU >= 17%, GU > T, GU max)
- 20 Lösssand (GU >= 10%)
- 12 lössiger Treibsand
- 10a Treibsand (FS oder MS max)
- 9 Flugsand (FS oder MS max)



3.Ober-, Haupt- und Mittelagen der Hochflächen (STRAT: OL, HL, HL_o, HL_u, ML):
a äolisch dominiert nach Abb. 1
b solifluidal und deluvial dominiert nach Abb. 2

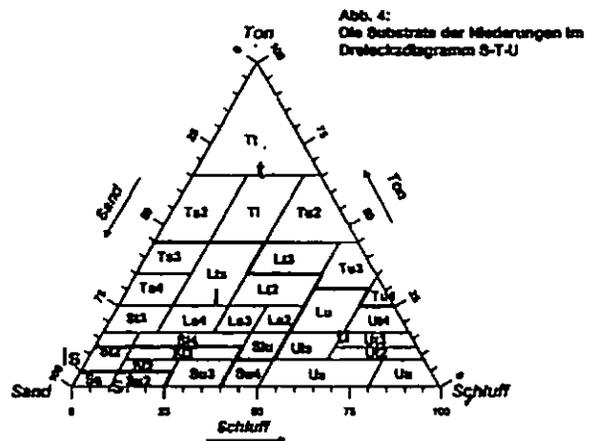


4.Basislage und anstehende Lockergesteine (STRAT: BL, AZ, EZ) oder (GENESE: g, gfl, gl, f, gf, s, t) nach Abb.3



5.Holozäne Decken der Auen und weichselzeitliche Hochflutbildungen (GENESE: fo, fw, fh, fra, fb, del) nach Abb. 3

6.Holozäne Decken der Niederungen und ältere Niederungsbildungen (STRAT: qh, rezent) oder/und (GENESE: l, og, pal, pc) nach Abb. 4



7.Anthropogene Substrate (STRAT: rezent; GENESE: o*).

Literatur:

MANIA, D. & H. STICHEMESSER (1970): Jungpleistozäne Klimazyklen im Harzvorland. - Ergänzungsheft Nr. 274 zu Petermanns Geographischen Mitteilungen, S. 39-55; Gotha (Hermann Haack).

Zur Klimaindikation jungquartärer Paläoböden aus kalkreichen Lössen und Hangsedimenten im Becken von Persepolis / Südiran

Martin Kehl & Armin Skowronek¹

Einführung

(Paläo)Böden sind wertvolle Informationsquellen für die Rekonstruktion der Klimaentwicklung. Die Bodenausprägung und -bildungsintensität stehen in enger Beziehung zu den jeweiligen Klimaverhältnissen und zu der Zeitdauer der Bodenbildung, die sich in bodenchemischen und mikromorphologischen Eigenschaften widerspiegeln und durch absolute Altersbestimmung der Böden erfasst werden können.

In dem intramontanen Becken von Persepolis sind kalk- und z.T. tonreiche Lössen und Hangsedimente des Jungquartärs aufgeschlossen, die von humosen, braunen oder durch Staunässe geprägten Paläoböden durchzogen werden (Kehl et al. 2001). Hier soll die Frage diskutiert werden, inwieweit diese Böden als Indikatoren der Klimaentwicklung des durch semiaride Klimaverhältnisse (JN: 250–400 mm, JT: 12,5–16,5 °C) geprägten Raumes dienen können.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Eine ausführliche Beschreibung des Untersuchungsgebiets sowie der Paläobodenhorizonte geben Kehl et al. (2001) und Kehl & Skowronek (2002). Die C_{org} - und $CaCO_3$ -Gehalte wurden mit dem Wösthoff-Gerät bestimmt. Die mit ICP-OES gemessenen Gehalte an oxalat- oder dithionitlöslichem Eisen (Fe_o , Fe_d) sowie Gesamteisen (Fe_t) sind auf carbonathaltigen Feinböden bezogen. Zur chronostratigrafischen Einstufung der Paläoböden und Lockersedimente erfolgten Lumineszenzmessungen und ^{14}C -Datierungen.

Ergebnisse und Diskussion

Die bereits im Gelände beobachtete relative Stratigrafie der Lössen und Paläoböden wird durch die absoluten Altersbestimmungen i.W. bestätigt. Die mittels IRSL und TL bestimmten Lumineszenzmessungen ergeben vergleichbare Sedimentalter, die von den Ergebnissen der ^{14}C -Datierungen plausibel ergänzt werden (Frenken 2003). Im Zeitraum zwischen ~25 und ~15 ka vor heute lassen sich demnach nur sedimentartige fAh-Horizonte nachweisen, während der Übergang zur holozänen Bodenentwicklung im Zeitraum von ~15 - ~8.5 ka mit z.T. kräftigen fAh-Horizonten angezeigt wird. Die Bt- und Btv-Horizonte der

0,28 und ein niedriger Bodenbildungsindex von < 10 (Tab. 1) spiegeln den geringen Eisenumsatz in diesen Böden wider, der sich nicht deutlich von den jeweiligen Ausgangsmaterialien unterscheidet. Die o.g. Kennwerte der (f)Btv- und Bt-Horizonte aus Lössen sowie der in geringmächtigen Hanglehmen auf Karbonatfestgestein erhaltenen fBv-Tc sowie fBv-Tcu-Horizonte zeigen eine höhere Bildungsintensität an. Diese geht einher mit einer deutlichen Ausbildung der Mikrostruktur und der Aggregiertheit und reicht bis zu einem omnisepischen Doppelbrechungsgefüge. In diesen Fällen ist die Entkalkung weit fortgeschritten und auch Rekalzifizierung aufgetreten.

Eine Toposequenz der auf den Flussterrassen des Kor entwickelten Böden zeigt, dass der klimaphytomorphe Boden („klimatischer Klimax-Boden“) des Holozäns einen Btv-Horizont im Unterboden aufweist, der hinsichtlich seiner Bildungsintensität mit einem in 13 m Tiefe unter Flur erhaltenen fBtv-Horizont vergleichbar ist. Letzterer wird als eemzeitlicher Boden angesehen, der unter semiariden, den heutigen Verhältnissen vergleichbaren Klimabedingungen entstanden ist. Die o.g. schwächer entwickelten Paläobodenhorizonte repräsentieren interstadiale Böden, für die sich (sub)rezente Vergleichshorizonte in jungen nicht klimaphytomorphen Böden der Toposequenz finden lassen. Als Klimaindikatoren sind diese interstadialen Böden daher von geringerem Wert. Sie bezeugen dennoch Phasen morphodynamischer Stabilität, in denen die klimatischen Bedingungen zur Bodenbildung günstig waren.

Der Vergleich der fossilen und rezenten Böden aus Hanglehmen deutet ebenfalls auf ehemals feuchtere Verhältnisse hin, in denen eine stärkere Tonmobilisierung möglich war. Eine Datierung der lokal deutlich in drei verschiedene Bildungsphasen getrennten Böden mit zugehörigen Kalkkrusten ist z.Zt. nicht möglich.

Die im Gelände beobachtete relative Stratigrafie der Lössen und Paläoböden wird durch die absoluten Altersbestimmungen i.W. bestätigt. Die mittels IRSL und TL bestimmten Lumineszenzmessungen ergeben vergleichbare Sedimentalter, die von den Ergebnissen der ^{14}C -Datierungen plausibel ergänzt werden (Frenken 2003). Im Zeitraum zwischen ~25 und ~15 ka vor heute lassen sich demnach nur sedimentartige fAh-Horizonte nachweisen, während der Übergang zur holozänen Bodenentwicklung im Zeitraum von ~15 - ~8.5 ka mit z.T. kräftigen fAh-Horizonten angezeigt wird. Die Bt- und Btv-Horizonte der

¹ Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

Tab. 1: Spannbreite der C_{org} -, $CaCO_3$ -, Fe_d - und Fe_e -Gehalte sowie des Verhältnisses von Fe_e/Fe_d und eines den unterschiedlichen Tongehalt der Böden berücksichtigenden Bodenbildungsindex. (nach Günster 2001)

Bodenhorizonte	C_{org} (%)	$CaCO_3$ (%)	Fe_d (%)	Fe_e/Fe_d (-)	Fe_e (%)	Fe_e-Fe_d (Fe_e/Ton) ¹
aus kalkreichen Lössen und Alluvionen						
fAh	0,45 - 1,10	10 - 50	0,17 - 0,47	0,04 - 0,15	2,4 - 4,7	2 - 8
(f)Bv	0,05 - 0,27	16 - 57	0,32 - 0,85	0,07 - 0,18	1,9 - 3,2	2 - 9
(f)Cv-Sw	0,00 - 0,51	26 - 61	0,40 - 0,66	0,17 - 0,28	2,7 - 3,1	5 - 8
(f)Btv	0,00 - 0,30	17 - 40	0,45 - 0,99	0,02 - 0,06	2,2 - 4,8	6 - 9
Bt	0,11 - 0,42	2 - 19	0,99 - 1,19	0,10 - 0,13	3,8 - 5,2	11 - 12
Cv	0,00 - 0,31	22 - 61	0,27 - 0,78	0,02 - 0,22	1,5 - 3,7	2 - 8
aus Hanglehmen und steinhaltigen Schwemmfächermaterialien						
fBv-Tc	0,05 - 0,50	16 - 36	0,80 - 1,20	0,01 - 0,07	3,2 - 4,2	10 - 14
fBv-Tcu	0,89	19	1,55	0,01	4,4	19

Tab. 2: Mikromorphologische Kennzeichnung der Böden (Beschreibung nach Bullock et al. 1995)

Bodenhorizonte	Doppelbrechungsgefüge	Mikrostruktur	Pedofeatures	Aggregiertheit
aus kalkreichen Lössen und Alluvionen				
fAh	asepisch	schwammartig bis polyedrisch	Phytolithe	moderat
(f)Bv	asepisch	massiv bis schwach polyedrisch	Calcit ausfällungen	schwach
(f)Cv-Sw	asepisch	massiv	Fe-/Mn-Konkretionen	keine
(f)Btv	insepisch bis mosepisch	polyedrisch	-	moderat bis stark
Bt	lattisepisch (tw. omnisepisch)	polyedrisch	Toncutane	stark
Cv	asepisch - insepisch	massiv	-	keine bis schwach
aus Hanglehmen und steinhaltigen Schwemmfächermaterialien				
fBv-Tc	mosepisch (tw. lattisepisch)	polyedrisch	Calcit ausfällungen	moderat bis stark
fBv-Tcu	omnisepisch	fein polyedrisch	Stresscutane, Calcit ausfällungen	stark

holozänen Böden haben sich schließlich in max. ~ 9.5 ka alten Sedimenten entwickelt. Demnach sind auch die zunächst als reliktsch eingeschätzten Bt-Horizonte am Standort Asupas (s. Kehl et al. 2001) holozänen Alters. Diese durch hohe Tonmobilisierung geprägten Horizonte entstanden unter höheren Niederschlägen (~ 400 mm/a) und temperaturbedingt geringerer Evapotranspiration als die schwächer entwickelten Btv-Horizonte (~ 300 mm/a).

Insgesamt fügen sich unsere Ergebnisse in die anhand von Pollenprofilen durch van Zeist & Bottema (1991) aufgezeigte klimatische Entwicklung des westlichen Zagros ein, die von einer Artemisia-Steppe im Hochglazial zu dem vor 6 ka etablierten Zagros-Eichenwald führte.

Literatur:

Bullock, P. et al. (1985): Handbook for Soil Thin Section Description. - Wolverhampton, 153 pp.; Frechen, M. (2003): mündl. Mitteilung.; Günster, N. (2001): mündl. Mitteilung.; Kehl, M. et al. (2001): Fossile und rezente Böden aus Lössen und Hangsedimenten intramontaner Becken des südwestlichen Zagros / Iran. - Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 96(2), 517-518.; Kehl, M. & A. Skowronek (2002): Zur jungquartären Relief-, Sediment- und Bodenentwicklung im Becken von Persepolis/Südiran. - Trierer Geogr. Stud. 25: 33-46. van Zeist, W.v. & S. Bottema (1991): Late quaternary vegetation of the Near East. - Beihefte zum TAVO, Reihe A 18.

Danksagung

Wir danken den iranischen Kollegen Herrn Dr. A. Abtahi und Herrn Dr. F. Khormali für vielfältige Unterstützung während der Geländearbeiten im Iran. Der Deutschen Forschungsgemeinschaft gilt unser Dank für großzügige finanzielle Förderung.

Die Behandlung von Überschwemmungsschäden durch die Bodenschätzung

Bernhard Keil

1. Einleitung

Die Bodenschätzung ist die derzeit einzige flächendeckende großmaßstäbige Kartengrundlage für die landwirtschaftlich genutzten Böden Deutschlands. Sie sieht auch die Erfassung und Bewertung von Überschwemmungsschäden vor. Die zutreffende Beurteilung ertragsmindernder Einflüsse in Überschwemmungsgebieten setzt eine sorgfältige Erfassung der Einzeltatbestände und ein einheitliches Beurteilungsschema für Grünland und Ackerland voraus.

2. Grundsätzliches zur Methodik

Bei der angewandten Methodik zur Bewertung von Überschwemmungsschäden werden folgende Punkte beachtet:

- enge Zusammenarbeit mit den Wasserwirtschaftsämtern,
- Berücksichtigung der Nachhaltigkeit (Zeiträume >10 Jahren),
- Berücksichtigung von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen (Flussregulierungen, Bau von Vorhaltebecken u.a.), die den Charakter der Überschwemmungen verändert haben.

3. Kriterien zur Bewertung von Überschwemmungsschäden

Die Bewertung der Überschwemmungsschäden wird nach Tabelle 1 vorgenommen. Bei abweichenden Bodenverhältnissen sind die Wertzahlen mit den maßgeblichen Korrekturfaktoren zu multiplizieren. Die Abrechnungen werden nur als gerade Zahl vergeben und als v.H.-Satz von der Grünlandgrundzahl (bzw. Bodenzahl) der jeweiligen Bodenklasse abgezogen (z.Bsp. MSt Nr.2622.53 Eichen L I a 2 62/56; Abrechnung WaÜ -10 v.H.). Die Schadenshöhe selbst ist abhängig von vier Kriterien.

3.1 Überschwemmungszeitpunkt

Es werden nur Überschwemmungsereignisse berücksichtigt, die in die Vegetationsperiode von Anfang April bis Ende Oktober (210 Tage) fallen. Insbesondere bei Grünland sind Winter-

überschwemmungen erfahrungsgemäß von geringer Bedeutung. Dabei wird unterstellt, dass die Vorteile der Aufbringung düngender Sinkstoffe die Nachteile weitgehend kompensieren.

3.2 Überschwemmungshäufigkeit

Maßstab für die Überschwemmungshäufigkeit ist der nachhaltige Durchschnitt der Anzahl der Überschwemmungen innerhalb einer Vegetationsperiode (WaÜ-Anzahl). Dabei können Überschwemmungen

- selten bis häufig (im Tidegebiet der Nordseeküste sogar extrem häufig) und
- unregelmäßig bis regelmäßig auftreten. Diesen differenzierten Bedingungen wird die Bodenschätzung mit ihren Abrechnungen gerecht. Die Tabelle 1 sieht vier Hauptgruppen und für den Nordseeküstenbereich weitere drei Nebengruppen vor, deren Abrechnungen aus den Tabellenwerten der Hauptgruppe mit der höchsten Überschwemmungsfrequenz abgeleitet werden.

3.3 Überschwemmungsdauer

Der schädigende Wirkung ist von der Dauer des Überschwemmungsereignisses abhängig (Überschwemmungstage = WaÜ-Tage). Die mittlere Dauer der Überschwemmungen (WaÜ-Dauer) errechnet sich bei allen Überschwemmungen, die länger als einen Tag dauern, nach folgender Formel:

$$\text{WaÜ-Dauer} = \frac{\text{WaÜ-Tage}}{\text{WaÜ-Anzahl}} + 2$$

Dabei wird der Quotient aus WaÜ-Tagen in der Vegetationszeit und der Anzahl an Überschwemmungen in diesem Zeitraum um zwei Tage erhöht, um dem nach Unterschreiten der maßgeblichen Pegelmarke langsamen Abfließen des Wassers und der mangelnden Begehbarkeit der Fläche Rechnung zu tragen. Bei Überschwemmungen im Einflussbereich von Ebbe und Flut entfällt die Erhöhung um zwei Tage. Dafür zählen Überschwemmungen in einer Zeitspanne von 24 Stunden, auch wenn sie nur wenige Stunden dauern, als volle WaÜ-Tage.

Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass bereits nach wenigen Tagen der Überschwemmung infolge Unterbrechung der biologischen Vorgänge erste Anzeichen von Wachstumsschädigungen auftreten und dass sich bei zunehmender Überschwemmungsdauer ernste Narbenschäden entwickeln können, wurde mit Rücksicht auf den jeweils zu erwartenden Grad der Schädigung eine Gliederung der Tabelle 1 nach der WaÜ-Dauer in drei Gruppen vorgenommen.

Anschrift

Bernhard Keil
OFD Frankfurt am Main
Adickesallee 32
60322 Frankfurt am Main

3.4 Wasserqualität

Außerdem hat die Wasserqualität (Konzentration an schädlichen Verunreinigungen, mitgeführte düngende Bodenbestandteile, mitgeführ-

tes Treibgut) Einfluss auf die Abrechnung für Überschwemmungsschäden. Aus landwirtschaftlicher Sicht sind die Hauptschadensquellen die Verschmutzung des Futters sowie die Ablagerung von Treibgut.

Tabelle 1: Ermittlung von Abrechnungen wegen Überschwemmungsschäden, Basis: Grünlandgrundzahl 50

Überschwemmungshäufigkeit in der Vegetationszeit (WaÜ-Anzahl)	mittlere Dauer der Überschwemmungen während der Vegetationszeit (WaÜ-Dauer in Tagen)		Belastung des Wassers mit Sink- und Schwebstoffen und Treibgut				
			gering		hoch		
			<i>Abrechnungen in v.H.</i>				
0,2 bis unter 1	bis unter 4		2		3 - 5		
	4 bis unter 10		3 - 5		6 - 9		
	10 und darüber		6 - 9		10 - 14		
1 bis unter 3	bis unter 4		3 - 5		6 - 9		
	4 bis unter 10		6 - 9		10 - 14		
	10 und darüber		10 - 14		15 - 25		
3 bis unter 10	bis unter 4		6 - 9		10 - 14		
	4 bis unter 10		10 - 14		15 - 25		
	10 und darüber		15 - 25		26 - 40		
10 bis unter 20	bis unter 4		10 - 14		15 - 25		
	4 bis unter 10		15 - 25		26 - 40		
	10 und darüber		26 - 40		41 - 60		
20 bis unter 40 40 bis unter 80 80 und darüber	bis unter 4		15 - 25		+ 30 v.H. + 60 v.H. + 100 v.H.		
Grünlandgrundzahl	< 25	26 - 35	36 - 45	46 - 55	56 - 65	66 - 75	> 75
Korrekturfaktor	1,4	1,2	1,1	1,0	0,9	0,85	0,8

4. Bewertung von Überschwemmungsschäden hat sich bewährt

In der Vergangenheit hat sich die Bewertung von Überschwemmungsschäden durch die Finanzverwaltung bewährt. Im gesamten Bundesgebiet existieren zur Zeit ca. 50 Musterstücke bei denen der Schätzungsbeirat beim BMF Abrechnungen für Überschwemmungsschäden berücksichtigt hat. Diese Abrechnungen liegen meist im Bereich von -2 bis -10 v.H und können im Einzelfall bis -36 v.H. erreichen. Auf Ebene der Oberfinanzdirektionen liegen außerdem entsprechende, vom jeweiligen Gutachterausschuss bewertete Landesmusterstücke vor. Darüber hinaus existieren auf Finanzamtsebene in Überschwemmungsgebieten entsprechende Vergleichsstücke.

Extrem katastrophische Überschwemmungen, die Bodenprofile flächenhaft völlig verändern können, wie sie teils im Sommer 2002 in den neuen Bundesländern aufgetreten sind („Jahrhunderthochwasser“), führen dazu, dass u.U. landwirtschaftlich genutzte Flächen in Über-

schwemmungsgebieten als sogenannte Neukulturen nachgeschätzt werden müssen (§ 12 Bodenschätzungsgesetz).

Literatur

- (1) Rösch-Kurandt, Bodenschätzung, Carl-Heymann Verlags KG, fotomechanischer Nachdruck 1991.
- (2) Arbeitsunterlagen für den Schätzungsbeirat beim Bundesministerium für Finanzen (Referat IV C 2).

Ermittlung der Sickerwasserrate aus dem Boden auf der Grundlage der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200)

Krug, D., Stolz, W., Stegger, U. & Eckelmann, W.¹

Einleitung

Für länderübergreifende Aussagen zu Bodennutzung und Bodenschutz entsteht mit der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) derzeit die erste detaillierte, bundesweit einheitliche und flächendeckende Informationsgrundlage. Die BÜK 200 wird von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) in Zusammenarbeit mit den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) der Länder in insgesamt 55 Blättern erarbeitet. Die Daten der BÜK 200 werden in der Flächendatenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde der BGR (FISBO BGR; ECKELMANN et al. 2003; KRUG et al. 2001) standardisiert aufgenommen und bei den jeweils zuständigen Ländern gespiegelt.

Während die Fachdaten der BÜK 200 von den Ländern erarbeitet werden, ist es Aufgabe der BGR, die Einhaltung der gemeinsam mit den SGD entwickelten Standards zur Entwicklung der Kartenblätter und der Datenbankinhalte sicher zu stellen. Auf diese Weise entsteht ein homogenes Kartenwerk mit einem gemeinsamen Datensatz.

Anlass

Eine der Aufgaben der BGR besteht in der länderübergreifenden Bereitstellung und Auswertung geo-wissenschaftlicher Daten für die Umsetzung des Boden- und Grundwasserschutzes entsprechend den Anforderungen z.B. des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) oder auch für Zwecke der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL). Die bodenkundlichen Basisflächendaten der BÜK 200 bilden für diese Anforderungen eine wichtige Grundlage.

Die Entwicklung von bundesweit einheitlichen bodenkundlichen Auswertungsmethoden ist eine weitere Aufgabe der BGR. Ein Beispiel hierfür ist das TUB-BGR-Verfahren (WESSOLEK et al. 2003) zur Ermittlung der Sickerwasserrate aus dem Boden (SWR). Sie wurde für das erste methodische Beispiel einer Auswertung der BÜK 200 ausgewählt, für ein Kartenblatt ermittelt und flächenhaft dargestellt.

Datengrundlage und Methode

Als bodenkundliche Grundlage der SWR-Berechnung wurden die Daten des BÜK 200-Blattes Stuttgart-Süd ausgewählt. Die Wahl fiel auf dieses Kartenblatt, da

für dieses Kartenblatt bereits ein vollständiger Datensatz vorliegt, was derzeit noch nicht für alle vorliegenden BÜK 200-Blätter zutrifft. Außerdem sind auf dem Gebiet des Blattes sehr unterschiedliche bodenkundliche, morphologische und klimatische Unterschiede anzutreffen, was für einen methodischen Test vorteilhaft ist.

Als klimatische Informationen gingen die mittleren korrigierten Niederschlagshöhen des Sommers und des Gesamtjahres in die Berechnung der SWR ein. Diese Daten standen in einem 1 km-Raster zur Verfügung. Die darüber hinaus benötigten Landnutzungsdaten lieferte das Landnutzungsmodell CORINE Land Cover (250 m-Raster), die Reliefdaten das DGM 50 (50 m-Raster) der von der BGR entwickelten Geomorphographischen Karte 1:1.000.000.

Zur Ermittlung der SWR wurde das in Zusammenarbeit von TU Berlin und BGR entwickelte TUB-BGR-Verfahren verwendet. Das Flussplandiagramm (Abb.1) veranschaulicht das Berechnungsverfahren der SWR. Verbesserungen der Ergebnisse gegenüber früheren Verfahren beruhen u.a. auf

- der Berücksichtigung der Geländeneigung bzw. des Oberflächenabflusses,
- der besseren Berücksichtigung grundwassernaher Böden bzw. der kapillaren Nachlieferung aus dem Grundwasser,
- der neuen, bundesweit vorliegenden Korrektur der Niederschlagshöhe,
- der neuen, bundesweit einheitlichen FAO-Gras-Referenzverdunstung ET_0 (anstelle der Haude-Verdunstung).

Das TUB-BGR-Verfahren ermöglicht bundesweit verlässliche Schätzungen der SWR. Im Unterschied zu früheren Verfahren werden die nicht linearen Abhängigkeiten der SWR vom pflanzenverfügbaren Bodenwasser und den klimatischen Einflüssen am jeweiligen Standort vom neuen Regressionsmodell deutlich besser abgebildet.

Die SWR wird nicht nur für das Leitprofil, sondern auch für alle Begleitprofile einer BÜK 200-Legendeinheit berechnet (Abb.2). Da die Profile nutzungsspezifisch und flächengewichtet vorliegen, lässt sich die SWR für die Verschneidungsflächen aus BÜK 200 und CORINE Land Cover unter Berücksichtigung der Landnutzung und der flächenbezogenen Bedeutung der einzelnen Profile berechnen.

Die Berechnung und Darstellung der Zielgröße SWR erfolgte rasterbezogen, da die Landnutzungs-, Relief- und Klimainformationen in den einzelnen Bodeneinheiten der BÜK 200 teilweise so sehr variierten, dass eine Ergebnisdarstellung in den Grenzen der Bodeneinheiten eine zu weite Streuung der SWR in den einzelnen Bodeneinheiten zur Folge gehabt hätte.

¹ alle: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Stilleweg 2, 30655 Hannover

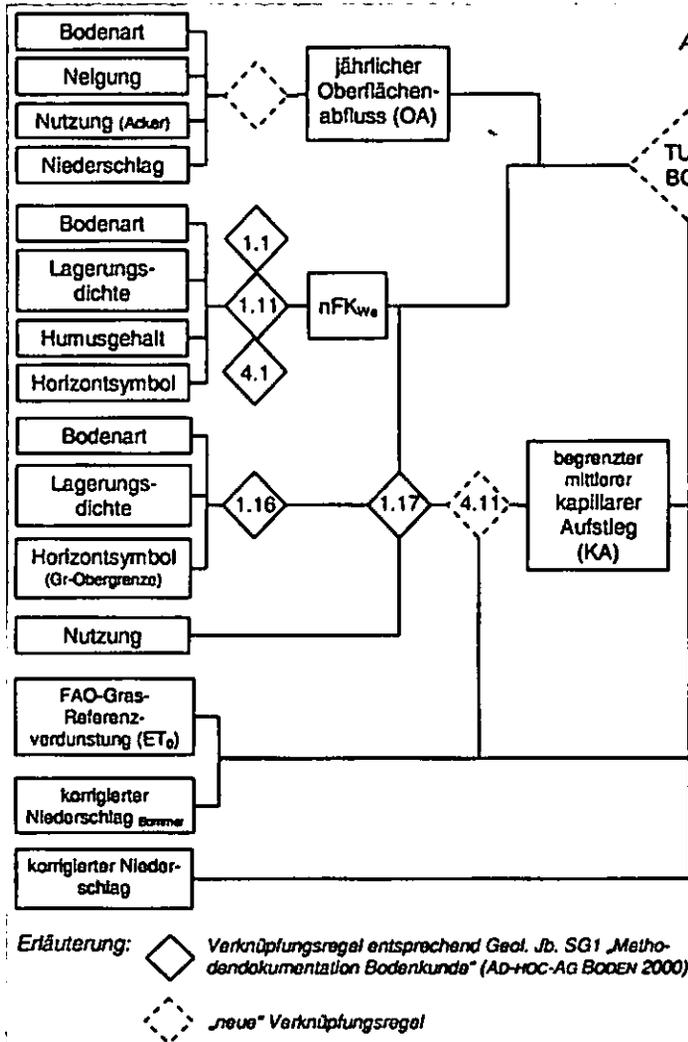


Abb. 1: Vereinfachtes Flussplandiagramm zur Ableitung der jährlichen Sickerwasserrate aus dem Boden (SWR)

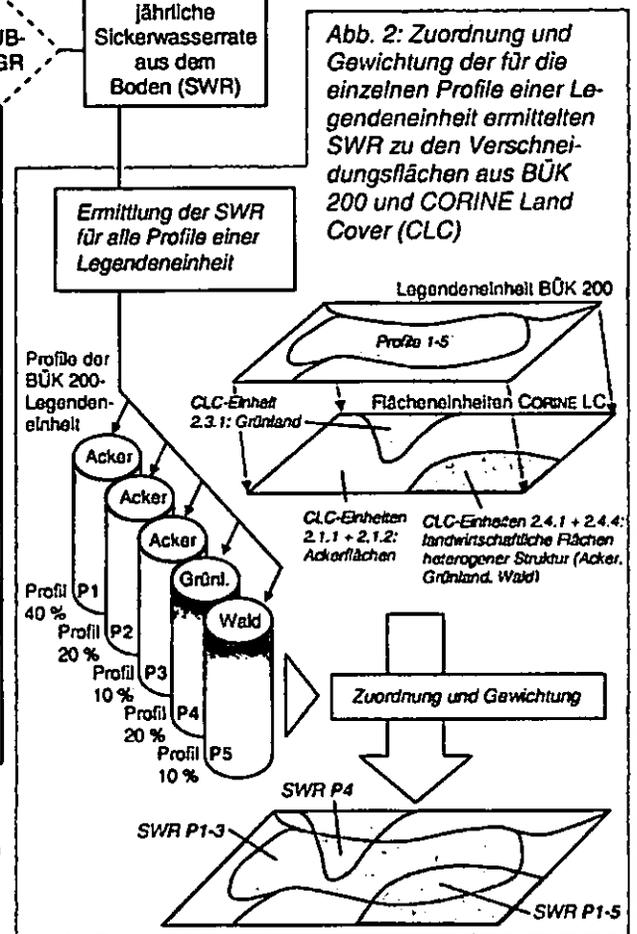


Abb. 2: Zuordnung und Gewichtung der für die einzelnen Profile einer Legendeinheit ermittelten SWR zu den Verschneidungsflächen aus BÜK 200 und CORINE Land Cover (CLC)

Ergebnisse und Ausblick

Die räumliche Verteilung der langjährigen mittleren Sickerwasserrate aus dem Boden (SWR) in Deutschland ist in erster Linie vom Niederschlag abhängig und wird erst danach von den Einflussgrößen Nutzungsart und Bodeneigenschaften bestimmt. Vor allem die Bodeneigenschaften werden umso bedeutender für das Raummuster der SWR, je geringer der Niederschlag ist. Dies zeigt sich auf dem Gebiet des Blattes Stuttgart-Süd und entspricht den Ergebnissen der Berechnungen für die Karte „Sickerwasserrate aus dem Boden“ i. M. 1:1.000.000 (DUJNISVELD et al. 2003). Die SWR weist auf dem Blatt Stuttgart-Süd eine große Spannweite von 50 bis 900 mm/a auf. Während die Minimalwerte bei Ulm und südlich von Stuttgart sowie bei Tübingen auftreten, liegen die Maximalwerte auf Grund der hohen Niederschläge und geringen Verdunstung erwartungsgemäß in den Hochlagen der Schwäbischen Alb.

Die erste Auswertung der BÜK 200 dieser Art ließ in einzelnen Bereichen Verbesserungsmöglichkeiten bei der Flächendatenbank erkennen. Insgesamt gesehen, lässt sich jedoch feststellen, dass die BÜK 200 - Datenbank für komplexe thematische Auswertungen wie die Ermittlung der SWR geeignet ist. Bei den verwendeten Methoden für die Ermittlung der boden-

hydrologischen Kennwerte wurde weiterer Forschungsbedarf erkennbar - besonders bei nicht ackerbaulicher Nutzung, z. B. bei der Ermittlung des Oberflächenabflusses oder des kapillaren Aufstieges bei geschichteten Profilen.

Literatur

AD-HOC-AG BODEN (2000): Methodendokumentation Bodenkunde. – 2. Aufl., Geol. Jb. SG1; Hannover.
 DUJNISVELD, W.H.M., HENNINGS, V., STOLZ, W., MARTIN, N., RICHTER, A. & J. BEHRENS (2003): Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden. – In: BMU (Hrsg. 2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland, 3. Lfg., Freiburg i. Br.
 ECKELMANN, W., HARTWICH, R., KRONE, F., KRUG, D., SIEBNER, C.S., STEGGER, U. & STOLZ, W. (2003): FISBo BGR – Das Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR – Status 2003. – Mitt. Dt. Bodenk. Ges.; Oldenburg (in diesem Band).
 KRUG, D. & R. HARTWICH (2001): Die Flächendatenbank der Bodenübersichtskarte 1:200.000: Basisdaten für den länderübergreifenden Bodenschutz. – Z. angew. Geol., 47/2: 114-120; Hannover.
 WESSOLEK, G., DUJNISVELD, W.H.M. & S. TRINKS (2003): Die Entwicklung eines neuen Verfahrens zur bundesweit einheitlichen Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden. Wasser und Boden (In Vorbereitung).

Zusammenfassung und Strukturierung relevanter Methoden und Verfahren zur Klassifikation und Bewertung von Bodenfunktionen für Planungs- und Genehmigungsverfahren mit dem Ziel der Vergleichbarkeit.

K. Kruse, H. Lambrecht, A. Rohr *

1. Einleitung

Die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) hat im Jahr 2002 die Durchführung eines Projektes mit dem Themenschwerpunkt "Empfehlungen zur Klassifikation von Böden für räumliche Planungen" im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms Wasser und Boden 2002 beauftragt. Das Projekt wurde im Juli 2003 mit dem vorliegenden Endbericht abgeschlossen. Im Rahmen des Projektes wurden u.a. folgende Ziele realisiert:

- Vervollständigung der vorliegenden Informationen zu den Bodenbewertungsmethoden, einschließlich ergänzender Erfassung von weiteren Methoden
- Recherche der für die Bodenbewertungsmethoden verfügbaren Datengrundlagen in den Bundesländern
- Ausarbeitung von Vorschlägen zur Vereinheitlichung wesentlicher Begriffe
- Darstellung der Grundlagen zur Anwendung von Bodenbewertungsmethoden in Planungs- und Zulassungsverfahren
- Vergleichende Strukturierung relevanter Bewertungsmethoden
- Bewertung und Zuordnung der Bodenbewertungsmethoden hinsichtlich ihrer Anwendung in Planungs- und Zulassungsverfahren

Die Durchführung des Projekts wurde mit der Erarbeitung des „Methodenkatalogs zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen, der Archivfunktion des Bodens und der Gefahr der Entstehung schädlicher Bodenveränderungen sowie der Nutzungsfunktion ‚Rohstofflagerstätte‘ nach BBodSchG“ (kurz: „Methodenkatalog Bodenfunktionsbewertung“), der von dem Personenkreis „Grundlagen der Bodenfunktionsbewertung“ der Ad-hoc-AG Boden der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe erstellt wurde, koordiniert. Der Methodenkatalog [1] liegt mit Stand Juli 2003 vor (online unter :

www.bgr.de/saf_boden/adhocag/adhocag.html).

Der Bericht zu dem vorliegenden Projekt kann in Verbindung mit dem Methodenkatalog Bodenfunktionsbewertung als Orientierungsrahmen und Ar-

beitshilfe für die praktische Anwendung von Methoden zur Bodenfunktionsbewertung in Planungs- und Zulassungsverfahren verwendet werden (online verfügbar ab November 2003 auf den Internetseiten der Umweltbehörde Hamburg).

2. Begriffe

Im Rahmen des Projekts wurden ausgehend von den im § 2 Abs. 2 Nr. 1 u. 2 BBodSchG genannten Bodenfunktionen Vorschläge (abgestimmt mit dem Personenkreis „Grundlagen der Bodenfunktionsbewertung“ der Ad-hoc-AG Boden) für eine Vereinheitlichung der für die praktische Durchführung von Bodenbewertungen wesentlichen Begriffe „Bodenfunktionen“, „Bodenteilfunktionen“, „Kriterium“ und „Parameter“ ausgearbeitet.

3. Bewertungsmethoden u. fachlich-planerische Grundlagen

Hierzu wurden in Abstimmung mit dem o.g. „Methodenkatalog Bodenfunktionsbewertung“ [1] 64 Methoden zur Bewertung der natürlichen und der archivarischen (Teil)Funktionen des Bodens berücksichtigt. Der Bericht zu diesem Projekt enthält zusammenfassend die wesentlichen Angaben zu den verschiedenen Bewertungsmethoden, um die bundesweite Anwendbarkeit und Eignung der Methoden in Planungs- und Zulassungsverfahren beurteilen zu können. Die Detailangaben sind dem Methodenkatalog [1] zu entnehmen.

In den Verfahren bestimmt sich der entscheidungsrelevante Inhalt der Bodenschutzbelange nach den Anforderungen aus planerischen Vorgaben zum Bodenschutz und aufgrund des bodenbezogenen Konfliktpotenzials der Planung bzw. eines Vorhabens. Im Hinblick auf die praktische Anwendbarkeit und Zuordnung der Bewertungsmethoden wurden die für den Bodenschutz relevanten Planungs- und Zulassungsverfahren systematisiert. (Zuordnung von Planungs- und Verfahrenstypen zu Planungs- und Maßstabsebenen). In diesem Zusammenhang wurden für wesentliche Vorhabentypen die möglichen Beeinträchtigungsfaktoren / Wirkungen wie Bodenversiegelung, Erosion, Bodenabtrag oder -verdichtung hinsichtlich ihrer Relevanz für die jeweiligen Bodenteilfunktionen beurteilt. Hierbei wurde auch ein Vorschlag für die bei einer Standortauswahl zu beurteilenden Bodenfunktionen ausgearbeitet.

4. Datengrundlagen

Es wurde eine umfassende Recherche (Stand Frühjahr 2003) der bundesweit verfügbaren bodenkundlichen Datengrundlagen durchgeführt. Dabei wurde systematisch ermittelt, welche Parameter in den bodenkundlichen Kartenwerken der Ländern regelmäßig vorhanden sind und welche flächenbezogene Verfügbarkeit (analog u. digital) gegeben ist. Des Weiteren wurde ermittelt bis wann ggf. eine Vervollständigung der bodenkundlichen Datengrundlagen erfolgt. Schließlich wurde bundesweit auch der Stand zur Bodenschätzung sowie zur

* Planungsgruppe Ökologie + Umwelt GmbH,
Kronenstr. 14, 30161 Hannover
www.planungsgruppe-hannover.de
k.kruse@planungsgruppe-hannover.de

Forstlichen Standortkartierung recherchiert. Im Ergebnis wurde die Datenverfügbarkeit bodenkundlicher Kartenwerke der Bundesländer auf den unterschiedlichen Maßstabsebenen sowie die Zuordnung der Bodenkarten mit den darin dargestellten bzw. ableitbaren Parametern zu den Planungsebenen dargestellt.

5. Anwendbarkeit u. Eignung der Bewertungsmethoden

Auf der Grundlage der recherchierten analog verfügbaren bodenkundlichen Daten wurde die derzeit mögliche Anwendbarkeit der einzelnen Bewertungsmethoden in den Bundesländern ermittelt. In Verbindung mit den differenzierten fachlichen Bewertungen zu den Methoden, die im „Methodenkatalog Bodenfunktionsbewertung“ [1] vorgenommen wurden sowie ergänzend auf Basis der Ergebnisse des Forschungsvorhabens „Klassifikationssystem zur Bewertung der Leistungsfähigkeit und Schutzwürdigkeit der Böden als Entscheidungshilfe für die Raumplanung unter Berücksichtigung des Bodenschutzes“ [2] wurden die verschiedenen Bewertungsmethoden zusammenfassend qualitativ vergleichend im Hinblick auf ihre Eignung zur Bewertung von Bodenfunktionen beurteilt.

Eine Bewertung erfolgte

- nach der zahlenmäßigen Anwendbarkeit der Bodenbewertungsmethoden in den Bundesländern nach Planungsebenen bezogen auf die nach dem vorliegenden Bericht verfügbaren bodenkundlichen Daten,
- in Bezug auf die Eignung und planungsbezogene Anwendbarkeit der Bodenbewertungsmethoden bezogen auf die nach dem vorliegenden Bericht verfügbaren bodenkundlichen Daten
- nach den Möglichkeiten zur Bewertung der Kriterien in den Bundesländern auf den verschiedenen Planungsebenen

Da sich die vorgenommene Auswertung nur auf die erfasste Verfügbarkeit der bodenkundlichen Daten bezieht, kann sich tatsächlich eine z.T. noch geringere Anwendbarkeit der Methoden ergeben, wenn weitere im Rahmen dieses Projekts nicht recherchierte Daten (z.B. Klimadaten) nicht oder nur eingeschränkt verfügbar sein sollten.

6. Bodenbewertung in Planungs- u. Zulassungsverfahren

Für die im Rahmen des Projekts berücksichtigten ca. 35 Planungs- und Zulassungsverfahren bzw. Vorhabentypen wurde vor dem Hintergrund der rechtlichen und fachlichen Anforderungen beurteilt, inwieweit die differenzierten Boden- bzw. Bodenteilfunktionen und die diesen zuzuordnenden Kriterien für die Bewertung der Funktionsfähigkeit des Bodens von Relevanz sind. Entsprechende Aussagen wurden auch bezüglich der Relevanz

von Empfindlichkeitsbewertungen getroffen. Dabei wurden folgende Kategorien unterschieden:

- I.d.R. ist eine verbal-argumentative Aussage auf der Ebene der Bodenteilfunktion erforderlich bzw. ausreichend. Die Beurteilung von Einzelkriterien ist nur ggf. relevant.
- Das Einzelkriterium ist regelmäßig relevant.
- Das Einzelkriterium ist nur ggf. relevant.
- Das Kriterium bzw. die Bodenteilfunktion ist i.d.R. nicht relevant.

Die vorgenommenen Einstufungen dienen im Sinne einer Entscheidungshilfe der Orientierung für die Beurteilung der Frage, ob im Einzelfall eine entsprechende Bewertung der Bodenfunktionen bzw. der Empfindlichkeiten erforderlich ist.

Entsprechend den Beurteilungen zur Eignung und Anwendbarkeit der Bewertungsmethoden wurden zudem die für eine differenzierte Beurteilung geeigneten Methoden angegeben.

7. Ergebnis

Im Ergebnis zeigen sich für die praktische Durchführung von Bodenbewertungen zum Teil erhebliche Restriktionen durch Defizite bei der Verfügbarkeit bodenkundlichen Grundlageninformationen (insbesondere bei länderübergreifend bedeutsamen Bewertungen) sowie in bodenkundlich-fachlicher Hinsicht durch Forschungs- und Entwicklungsbedarf bei Methoden zur Bodenfunktionsbewertung. Für eine differenzierte Beurteilung der Bodenfunktionen sind schließlich nicht für alle Kriterien planungsebenenspezifisch auch besonders geeignete Methoden verfügbar. Vereinzelt ist auch nur eine orientierende Beurteilung möglich (wenngleich in Einzelfällen eine orientierende Beurteilung ausreichend sein kann). Für den aus den ermittelten Defiziten abgeleiteten Handlungsbedarf wurden entsprechende Empfehlungen formuliert.

8. Literatur

[1] Ad-hoc-AG Boden (der Staatlichen Geologischen Dienste und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Personenkreis „Grundlagen der Bodenfunktionsbewertung“) (2003): Methodenkatalog zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen, der Archivfunktion des Bodens, und der Gefahr der Entstehung schädlicher Bodenveränderungen sowie der Nutzungsfunktion „Rohstofflagerstätte“ nach BBodSchG. – Hannover, Juli 2003, = „Methodenkatalog Bodenfunktionsbewertung“, Arbeitshefte Boden 2003/2, Hannover.

[2] IfB (Institut für Bodenkunde) der Universität Hamburg (2002): Klassifikationssystem zur Bewertung der Leistungsfähigkeit und Schutzwürdigkeit der Böden als Entscheidungshilfe für die Raumplanung unter Berücksichtigung des Bodenschutzes. Forschungsvorhaben (FKZ 299 74 235) im Auftrag des Umweltbundesamtes, Abschlußbericht, November 2002.

Die Flächendatenbank zur Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg 1 : 300 000 – Möglichkeiten und Grenzen zur Ableitung von Bodenpotenzial- und Bodenfunktionskarten

Dieter Kühn & Albrecht Bauriegel¹

Fragestellung:

Der nun vorliegende Flächendatensatz zur Bodenübersichtskarte Landes Brandenburg 1 : 300 000 (BÜK 300) soll das dringende Nutzerinteresse nach einer digitalen flächendeckenden, von Bewirtschaftungszielen unabhängigen Darstellung mit verknüpfter Flächendatenbank (s. Abb. 1) befriedigen. Die Karte zeigt ebenfalls die Böden für das Land Berlin. Sie soll nicht nur als Übersicht dienen, sondern bereits Grundlagen für konkrete Aufgaben wie z. B. die Landes-, Bodenschutz- oder Raumplanung in Brandenburg liefern. Im Folgenden werden die inhaltlichen Differenzierungsmöglichkeiten als Grundlage für die Ableitung von thematischen Karten erläutert, die ihrerseits wieder die Basis für die Ausweisung von Bodenfunktionen bilden können. Da die Ausweisung und vor allem die Bewertung der Bodenfunktionen politischen Zielstellungen in der jeweiligen Planung folgen, besteht die Aufgabe eines Staatlichen Geologischen Dienstes lediglich darin, objektive Grundlage dafür zu erstellen. Mit der BÜK 300 wurden ebenfalls die Voraussetzungen für die Entwicklung einer bundesweiten BÜK 200 bzw. einer künftig EU-weiten BÜK 250 geschaffen, die entsprechende Ableitung auch auf Bundesebene erlauben werden.

Material und Methode:

Im Unterschied zu anderen Landesübersichten baut sich der Flächendatenbestand zur BÜK 300 aus unterschiedlichen inhaltlichen Informationsniveaus auf, die je nach Fragestellung unterschiedlich aggregierte Daten liefern können (s. Abb. 1).

Je nach Nutzerwunsch können zusätzlich thematische Ableitungen mit einem unterschiedlichen inhaltlichen und räumlichen Differenzierungsgrad geliefert werden. Auf der Basis des Niveaus der Blattlegendeneinheiten (Niveau 3) wurden bisher 3 Auswert- und Themenkarten (Ertragspotenzial, Speichervermögen, Vernässung) und auf der Grundlage des Niveaus 2, den Generallegendeneinheiten, eine Themenkarte (Vernässung) erstellt. Als Themenkarten werden jene bezeichnet, die nicht durch eine Auswertungsmethode sondern durch einen inhaltlichen bzw. thematischen Auszug aus der Grundkarte (BÜK 300) entstehen.

Zur Bewertung des Ertragspotenzials und des Speichervermögens wurden die inhaltlich und flächenhaft dominierenden Flächenbodenformen (i. W. die Leitböden) herangezogen. In einer ersten Auswertung wurden für das Ertragspotenzial die Bodenzahlen nach dem Schätzungsrahmen der Bodenschätzung für die Leitböden einzelner Blattlegendeneinheiten als Maß für dieses Potenzial abgeleitet. Für das Speichervermögen wurden Profildaten vergleichbarer Bodenformen zur Kationenaustauschkapazität herangezogen und klassifiziert. Für die Bewertung der Bodenwasserverhältnisse wurde das gesamte Flächenbodenformeninventar der Blatt- bzw. Generallegendeneinheiten bewertet (Themenkarte Vernässung in 2 Varianten). Die Abb. 2 zeigt das Ergebnis des inhaltlichen Auszuges aus den bodensystematischen Einheiten der Blattlegendeneinheiten hinsichtlich der Bodenwasserverhältnisse. Die Legendeneinheiten der Abb. 2 stellen wie alle anderen Legendeneinheiten von Auswert- und Themenkarten Flächentypen dar, da sie auf den heterogenen Legendeneinheiten der BÜK 300 beruhen, unabhängig ob es sich um Blatt- oder Generallegendeneinheiten handelt.

Ergebnisse:

Die Flächenbodenformen der Blattlegendeneinheiten (s. Niveau 3) lassen sich bereits auch ohne vorliegende idealisierte Flächenbodenformen mit Horizont-Substrat-Abfolgen sowie abgeleiteten Parametern

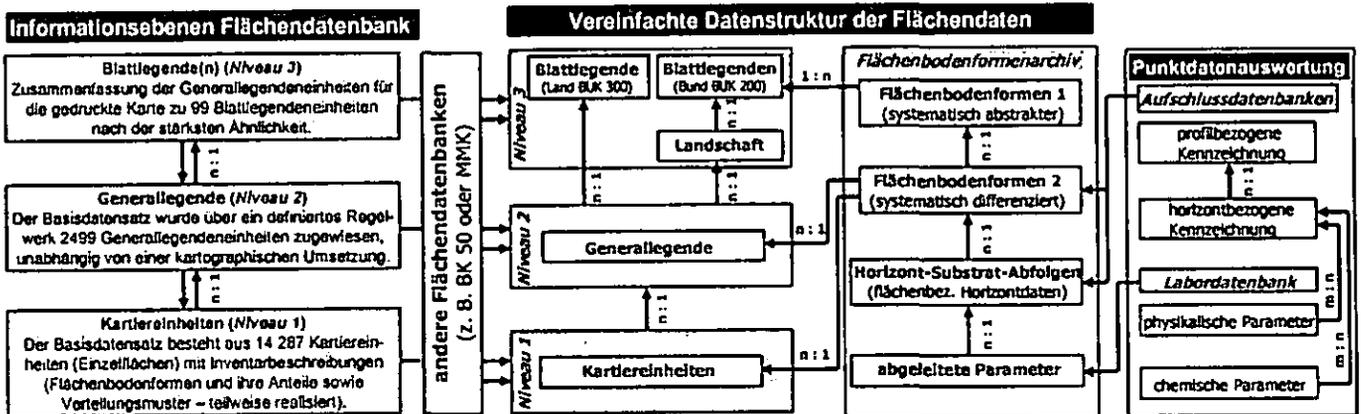


Abb. 1: Informationsebenen der Flächendatenstruktur

¹ Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow, e-mail: kuehn@lgrb.de oder bauriegel@lgrb.de

(BAURIEGEL 2001) bewerten. Die oben beschriebenen Auswertungsprinzipien, angewendet auf die inhaltlich präziseren Generallegendeneinheiten, erhöhen die Aussagekraft. Die Abb. 3 zeigt anhand eines Ausschnittes aus der Abb. 2 (Karte Vernässung) die verschiedenen Bewertungsergebnisse auf der Grundlage der Blattlegendeneinheiten (linker Teil) und auf der

Grundlage von Generallegendeneinheiten (rechter Teil), die sich durch den unterschiedlich starken Zusammenfassungsgrad von Blatt- und Generallegendeneinheiten erklären lassen (s. auch Abb. 1).

Die ebenfalls heterogenen Legendeneinheiten der Auswertungs- und Themenkarten entsprechen Flächentypen mit einem Abstraktionsgrad, der höher ist als bei den Blattlegendeneinheiten der BÜK 300 selbst. Die oben beschriebenen Prinzipien zur Erstellung der Auswertungs- und Themenkarten führen zu weniger Legendeneinheiten. Beim Ertragspotenzial und dem Speichervermögen wird dies zusätzlich durch die Auswertung der inhaltlich und flächenhaft bestimmenden (Leit-)Böden verstärkt. Die bisher nur empirisch-statistische Bewertung von Profildaten zur Interpretation von Flächenbodenformen liefert jeweils einen ersten Überblick, den es in Zukunft durch Anwendung abgestimmter Berechnungsverfahren (HENNING 2000) zu präzisieren gilt. Dies wird möglich sein, sobald die idealisierten Profildaten im Flächenbodenformenarchiv (s. Abb. 1) aus den nutzbaren Profildaten von Gelände- und Laborerhebungen abgeleitet wurden.



Abb. 3: Vergleich der Bewertung von Blatt- (links) und Generallegendeneinheiten (rechts) anhand des Ausschnittes in Abb. 2

Karte der Vernässung (Bodenwasserverhältnisse)

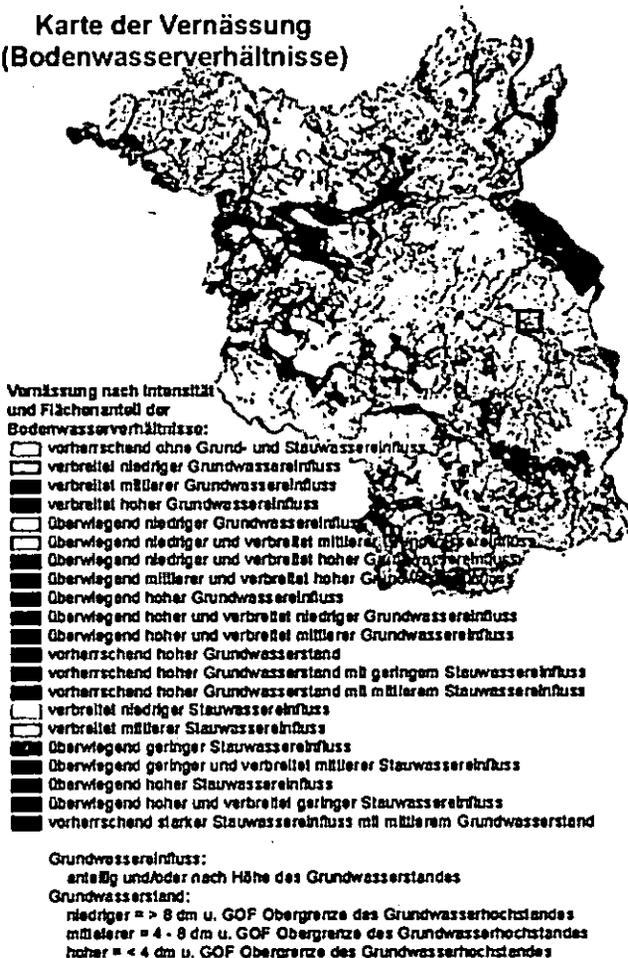


Abb. 2: Auswertung der Blattlegendeneinheiten hinsichtlich der Bodenwasserverhältnisse

Schlussfolgerungen:

Das Beispiel der beiden Varianten der Karte der Vernässung (s. Abb. 3) zeigt, dass bei der Bewertung der verschieden stark aggregierten Legenden die Aussagen bei Einzelflächen variieren können. Die Blattlegendeneinheiten mit einem höheren Zusammenfassungs- und Abstraktionsgrad sind nur für Übersichtszwecke geeignet. Bei Betrachtung konkreter Kartiereinheiten ist die Nutzung der Generallegendeneinheiten, die Einzelflächen präziser kennzeichnen, zu bevorzugen. Künftig wird angestrebt, für jede Einzelfläche eine Inventarbeschreibung zu erstellen, welche die Aussagegenauigkeit von Ableitungen bei deren Auswertung weiter erhöhen kann. Die Kennzeichnung der Flächenbodenformen mit Parametern auf Grundlage von Labordaten wird die Themenanzahl für Auswertungs- und Themenkarten vergrößern, denn sie erlauben u. a. die Anwendung von bundesweit abgestimmten Auswertungsmethoden (HENNING 2000). Damit können die unterschiedlichsten Potenzialkarten erstellt werden, die Grundlagen für Bodenfunktionskarten bilden können.

Quellen:

BAURIEGEL, A. (2001): Methode zur regelhaften Ableitung von Flächenbodenformen (Idealprofile) zur Nutzung in Flächendatenbanken. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesell., Bd. 96, H. 2, S. 471-472, Oldenburg.

BAURIEGEL, A.; KÜHN, D.; SCHMIDT, R.; HERING, J. & HANNEMANN, J. (2001): Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg 1 : 300 000.- Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg in Zusammenarbeit mit dem Landesvermessungsamt Brandenburg, Kleinmachnow / Potsdam.

HENNING, V. (Koordinator)(2000): Methodendokumentation Bodenkunde – Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. - 2. Auflage, Reihe G, Geol. Jahrb., Heft 1, Hannover, Verlag Schweizerbart

HANNEMANN, J.; BAURIEGEL, A. & KÜHN, D. (1999): Bildung von Flächenbodenformen für die Verwendung in Karten und geographischen Informationssystemen. - Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesell., Bd. 91/II, S. 1005-1008, Oldenburg.

Internetpräsentation der BÜK 300:
<http://www.lgrb.de/boden/>

Vorschlag zur Neueinordnung von Braunerde-Lessivés und Lessivé-Braunerden in die deutsche Bodensystematik

Peter Kühn

1. Einleitung

Neue Ergebnisse vergleichender bodengenetischer Untersuchungen zur Entwicklung von Braunerde-Lessivés auf weichseleiszeitlichen Sedimenten in Deutschland zeigen (Abb.1), dass auf erosionsstabilen Standorten die Ausbildung von Lessivés auf spätglaziale und holozäne Tonverlagerung zurückgeführt werden kann (KÜHN 2003). Bei zahlreichen Braunerde-Lessivés handelt es sich dabei um in die holozäne Pedogenese einbezogene spätglaziale Lessivés und damit um polygenetische *teilreliktische* Böden. Die spätglaziale Mächtigkeit der Böden betrug selten mehr als 60-80 cm. Bodensystematisch sollte nicht unberücksichtigt bleiben, dass ein Leitbodentyp auf weichseleiszeitlichen Sedimenten eine entscheidende Vorprägung im Spätglazial erhalten hat.

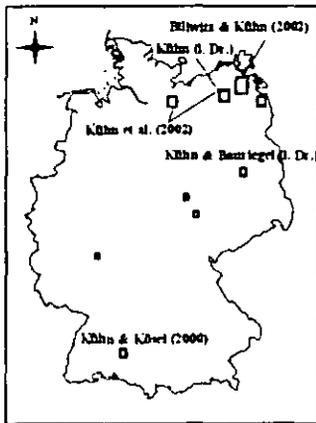


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete mit publizierte Einzelergebnissen

Anhand von mehr als 400 2m-Bohrungen aus drei Arbeitsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern und etwa 200 nach KA4 aufgenommenen Profilgruben

2. Methoden

Anhand von mehr als 400 2m-Bohrungen aus drei Arbeitsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern und etwa 200 nach KA4 aufgenommenen Profilgruben

wurden 22 Profile ausgewählt, pH-Werte, CaCO₃ und Korngrößen ermittelt sowie systematisch-mikromorphologische Untersuchungen durchgeführt.

An 7-10 Profilen wurden KAK_{pot}, Fe_d, Fe_o, Haupt- und Spurenelemente und die Tonmineralgarnitur bestimmt. Die Leitprofile aus weiteren Bundesländern wurden in Zusammenarbeit mit den Kartierern der dortigen Geologischen Landesämter ausgewählt und untersucht. An ausgewählten Profilen wurden von A. HILGERS (Uni Köln) Lumineszenzdatierungen durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Vor allem die Ergebnisse der mikromorphogenetischen Analyse ergab in Zusammenhang mit den an 3 Profilen durch Lumineszenzdatierung ermittelten Modellaltern für die Sedimentablagerungszeiträume des Ausgangssubstrates der Bodenbildung, dass die immer mehrphasig stattfindende Lessivierung schon im Spätglazial begonnen hat. Die Ergebnisse führten zur Entwicklung eines einfachen Modells zur Lessivégenese im Jungmoränengebiet in Mecklenburg-Vorpommern (Abb. 2). Vergleichbare Horizontabfolgen sind auch im Altmoränengebiet und in den Mittelgebirgen zu finden.

Nach KA4 (AG BODEN 1994) können zahlreiche der untersuchten Lessivés nur als Braunerde-Fahlerde mit der charakteristischen Horizontfolge Ah/Bv-Ael/(Ael/Ael+Bt/Bt/C) angesprochen werden. Die häufig vorkommende Zweischichtigkeit dieser Profile (z.B. Decksand über Geschiebemergel) und der eigenständige Bv-Horizont sind nicht berücksichtigt. Der AK Bodensystematik (1998: 70) veränderte die Horizontabfolge für die Braunerde-Fahlerde in Ah/Bv-Ael/(II)(Ael/Ael+Bt/Bt/C). Der Zweischichttypus der Profile ist jetzt berücksichtigt, aber nicht

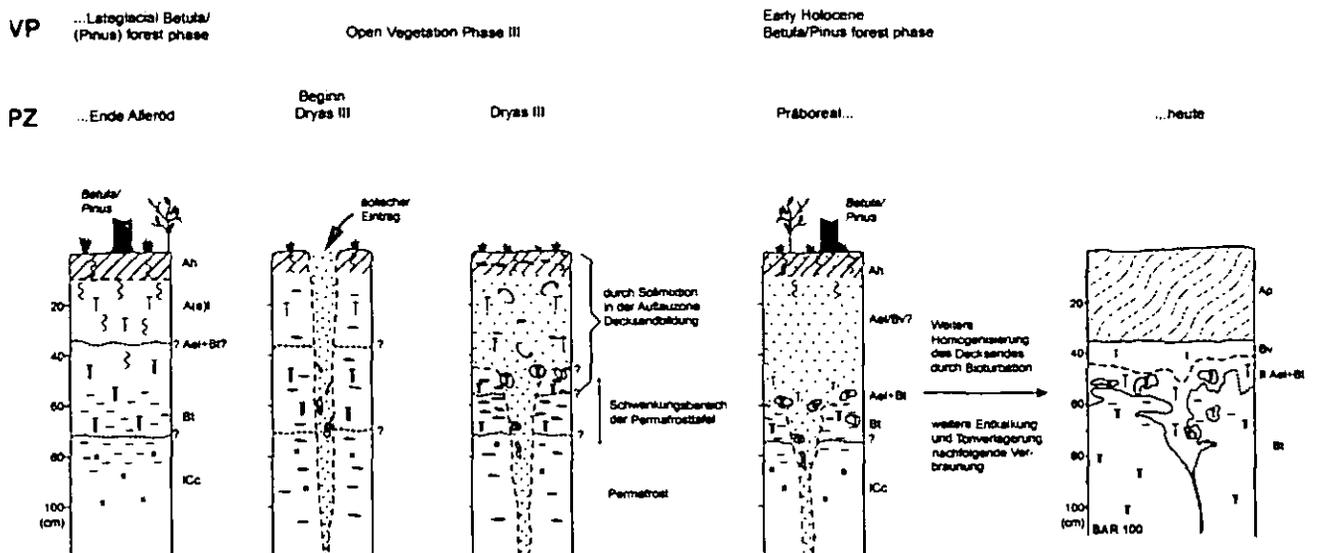


Abb. 2: Modell zur spätglazial/holozänen Genese der Lessivés auf den Grundmoränenplatten in Mecklenburg-Vorpommern. Als Beispiel dient Profil BAR 100 (KÜHN 2003: 33ff). Vegetationsphasen (VP) aus DE KLERK (2002). Palynozonen (PZ) aus BILLWITZ et al. (2000)

der charakteristische eigenständige Bv-Horizont. Zurzeit lassen sich damit Braunerde-Lessivés in der Regel nicht entsprechend ihrer häufig vorkommenden Horizontabfolge in die derzeitigen bodensystematischen Vorgaben einfügen. Dies gilt besonders für Braunerde-Parabraunerden.

4. Schlussfolgerung

Um der spätglazialen und holozänen Pedogenese der Lessivés gerecht zu werden, wird für den neuen Klassifikationsvorschlag für Braunerde-Lessivés und Lessivé-Braunerden zunächst der Terminus technicus *teilreliktisch* auf der Grundlage von FELIX-HENNINGSSEN (1979: 86) erneut eingeführt und definiert:

„Horizonte und Böden, in denen genetisch gleichartige Merkmale aus verschiedenen alten Bodenbildungsperioden nebeneinander auftreten, und die rezent gleichartige Merkmale ausbilden, werden als teilreliktisch bezeichnet.“

Bezüglich der vorgestellten Profile beinhaltet diese Definition sowohl den Paläo-Charakter des liegenden Lessivés, als auch dessen pedogenetische Beeinflussung im Sinne eines pedogenetischen Durchgriffs aus dem geländeoberflächennahen Hangenden.

5. Klassifikationsvorschlag

In der aktuellen Bodensystematik (AK BODENSYSTEMATIK 1998: 67) wird in der Horizontabfolge für die Braunerde-Parabraunerde (BB-LL) zwar ein deutlich verbraunter Bv-Al-Horizont ausgeschieden, aber es fehlen die charakteristischen eigenständigen Bv- und teilweise Al-Horizonte. Dies liegt daran, dass mit dem derzeitigen Subtyp BB-LL eine sich aus einer Braunerde entwickelnde Parabraunerde charakterisiert wird. Dies ist bei den untersuchten Leitböden nicht der Fall. Bei diesen bildet sich die Braunerde nach der Parabraunerde. Für die **Braunerde-Parabraunerde (BB-LL)** wird deshalb folgende Horizontabfolge vorgeschlagen: Ah/Bv/(II) (Bv-Al)/(II) (Al)/Bv/C. Für die **Braunerde-Fahlerde (BB-LF)** wird vorgeschlagen: Ah/Bv/(II) (Bv-Ael)/(II) (Ael) II Ael+Bt/Bt/C. Damit wird der eigenständige Bv-Horizont berücksichtigt.

Zur Kennzeichnung des Teilreliktcharakters, wenn dieser nachgewiesen ist, könnten ein t oder ein tr dem Haupthorizontsymbol als Kleinbuchstaben vorangestellt werden. Beide sind in der deutschen Bodensystematik bisher als Präfix nicht existent. Die für eine **Braunerde-Teilrelikt-Fahlerde (BB-tLF)** typische Horizontabfolge lautete danach beispielsweise: Ah/Bv/(II) (Bv-Ael)/(II)(tAel) II tAel+Bt/tBt/C. Für die **Braunerde-Teilrelikt-Parabraunerde (BB-tLL)** ist damit die Horizontabfolge vorzuschlagen: Ah/Bv/(II) (Bv-Al)/(II)tAl/tBt/C.

Für Lessivé-Braunerden (tLF-BB, tLL-BB) wären mit der Bedingung $Ah/Bv > 40$ cm die entsprechen-

den Horizontabfolgen zu verwenden. Damit sind auch die bestehenden Unschärfen zum bisherigen Subtyp der Parabraunerde-Braunerde (LL-BB) ausgeräumt.

Weiter stellt sich die Frage, ob die Typ-Unterscheidungskriterien nach aktueller Bodensystematik (1998) (Tongehaltsdifferenz zwischen Eluvial- und Illuvialhorizont) zur Abgrenzung von Fahlerde und Parabraunerde ausreichend sind.

Feldbodenkundlich ist für die Fahlerde ein Ael+Bt- oder Bt+Ael-Verzahnungshorizont (AK BODENSYSTEMATIK 1998: 69) charakteristisch. Ein weiteres Merkmal der Fahlerde ist die Ausbildung von fahlgräuem bis weißem Schluffpuder auf Bt-Aggregaten in den oberen 2-3 dm der Bt-Horizonte (noch in KA 4: 103, nicht mehr in AK BODENSYSTEMATIK 1998). In ausgetrocknetem Zustand lässt sich dieses Schluffpuder leicht von den Aggregatoberflächen entfernen. Bei Parabraunerden dagegen fehlen Verzahnungshorizont und das Schluffpuder auf den Bt-Aggregaten. Zwar wird bei der Fahlerde die fahlgraue Farbe des Ael-Horizontes anhand der Value und Chroma-Werte der Munsell Soil Color Charts zunächst als charakteristisch diagnostiziert. Da diese Farbe aber auch durch überlagernde Pedogenese *gefärbt* sein kann (AK BODENSYSTEMATIK 1998: 69), ist dieses diagnostische Merkmal beim Kartieren nicht hilfreich. Dagegen bieten die eben dargelegten feldbodenkundlichen Merkmale hinreichende Argumente für eine Neuformulierung der Typkriterien (KÜHN 2003: Anhang, S. 11).

6. Literatur

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. verb. u. erw. Aufl., ber. Nachdruck 1996; 392 S.; Hannover
- AK BODENSYSTEMATIK (1998): Systematik der Böden. - Mitt D Bodenk Ges, 86: 1-134
- BILLWITZ, K., HELBIG, H., KAISER, K., DE KLERK, P., KÜHN, P. & TERBERGER, T. (2000): Untersuchungen zur spätpleistozänen bis frühholozänen Landschafts- und Besiedlungsgeschichte in Mecklenburg-Vorpommern. - Neubrandenb Geol Beitr, 1: 24-38.
- BILLWITZ, K. & KÜHN, P. (2002): Der Bodenlehrpfad Jägerhof in Vorpommern. - Greifswalder Geogr Arb, 25; 57 S.
- DE KLERK, P. (2002): Changing vegetation patterns in the Edinger Bruch area (Vorpommern, Germany) during the Weichselian Lateglacial and Early Holocene. - Review of Palaeobotany and Palynology, 119: 275-309
- FELIX-HENNINGSSEN, P. (1979): Merkmale, Genese und Stratigraphie fossiler und reliktischer Bodenbildungen in saalezeitlichen Geschiebelehmen Schleswig-Holsteins und Süd-Dänemarks. Dissertation, Universität Kiel; 218 S.
- KÜHN, P. (i. Dr.): Micromorphology and Late Glacial/Holocene Genesis of Luvisols in Mecklenburg-Vorpommern (NE-Germany). - Catena
- KÜHN, P. (2003): Spätglaziale und holozäne Lessivégenese auf jungweichselzeitlichen Sedimenten Deutschlands. - Greifswalder Geogr Arb, 28; 167 S. + Anhang
- KÜHN, P. & BAURIEGEL, A. (i. Druck): Mikromorphologische Befunde zur Lessivégenese im mittleren Brandenburg. - Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge
- KÜHN, P., JANETZKO, P. & SCHRÖDER, D. (2002): Zur Mikromorphologie und Genese lessivierter Böden im Jungmoränengebiet Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns. - Eiszeitalter und Gegenwart, 51: 74-92
- KÜHN, P. & KÖSEL, M. (2000): Spätglaziale Boden- und Substratgenese: Mikromorphologisch-stratigraphische Befunde aus dem südwestdeutschen Alpenvorland. - Trierer Bodenk Schr, 1: 51-57

DIE BK50 IM NIBIS®: EIN NEUER STANDARD

- Die Standards bei der Erstellung der Konzeptkarten -

S. Langner, I. Benne, J. Boess, A. Capelle,
E. Gehrt, H. Sponagel

Im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung liegen zu den wesentlichen bodenkundlichen Fragestellungen digitale Daten verschiedenster Quellen im NIBIS® vor. Hierzu gehören: *Geologische Karte 1:50.000*, *Geomorphographische Karte auf Grundlage des DGM50 von Niedersachsen*, *Forstliche Standortskartierung*, *Daten des ATKIS*, *Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK50)*, *Profildatenbank des NIBIS®*, *Satellitenbilder*. Die Bodenschätzung liegt z. Z. mit etwa 900.000 Flächen mit Klassengrenzen und Klassenzeichen mit zugehörigen Beschrieben nebst Schichtbeschreibung vor. Das entspricht etwa 80 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche Niedersachsens. Die Forstliche Standortskartierung liegt für die Staatsforsten vollständig vor, die Kartierung der Genossenschaftsforsten etwa zu 10 %.

Für die Erstellung der BK50 wurden Abfragen mit Hilfe des vom NLFb entwickelten *Methoden Management Systems (MeMaS®)* entworfen. Dieses ermöglicht die Zusammenstellung von Informationen aus den unterschiedlichen Datenquellen mittels standardisierter Abfragen bis zur Darstellung in themenspezifischen Konzeptkarten. Damit ist eine Vergleichbarkeit und Reproduzierbarkeit für alle Blätter gegeben. Erstellt werden Konzeptkarten mit folgendem Inhalt:

- *Generalisierte Geologie aus GK50*
- *Relief für BK50 aus GMK50 und Neigungsstufen*
- *Anthropogen veränderte Flächen aus GK50, ATKIS, Bodenschätzung und Forstlicher Standortskartierung*
- *Bodenartenhauptgruppen aus Bodenschätzung und Forstlicher Standortskartierung*
- *Bodenlandschaften aus BÜK50 und GK50*
- *Schwarzerdeverbreitung aus Bodenschätzung, Satellitenbildern sowie archäologischen Befunden*
- *Podsolverbreitung aus Bodenschätzung und Forstlicher Standortskartierung*
- *Hydromorphiemerkmale aus Bodenschätzung und Forstlicher Standortskartierung*
- *Bohrpunkte aus der Profildatenbank*
- *Versiegelungsflächen aus ATKIS*

Im folgenden sollen einige Beispiele zum Hintergrund der Konzeptkarten beschrieben werden:

Definition Konzeptkarten: Unter Konzeptkarten werden nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (4. Auflage, KA4) die Zusammenstellung aller bodenkundlich relevanten Unterlagen in einer Karte verstanden. In der Praxis bereitet die Darstellung einer Konzeptkarte Probleme, da räumlich und inhaltlich sinnvolle Informationen aus verschiedenen Unterlagen für eine Konzeptkartendarstellung bewertet und abgeglichen werden müssen. Ansonsten sind die Zusammenstellungen nicht lesbar. Abweichend von der Definition der KA4 wird im Rahmen der BK50 von Niedersachsen die Konzeptkarte als Zusammenstellung aller Unterlagen zu einem Thema verstanden. Diese Teilmenge ist dann in einem Kartenplot gut zu beurteilen. Eine Hauptaufgabe der Kartierung ist es dann bei der Übernahme der Teilinformation, diese mit anderen Teilthemen zu bewerten und abzugleichen.

Geologische Karte: Die Geologische Karte hat eine Leitfunktion für die Bodenkarte (vgl. SPONAGEL et al. 2003, CAPELLE et al. 2003, beide in diesem Band). Die Angaben werden allerdings nicht direkt, sondern erst nach Generalisierung übernommen. Bei der Generalisierung werden die Angaben zu Stratigraphie, Genese und Petrographie jeweils durch Gruppierung auf den bodenkundlich relevanten Anteil reduziert. Für die quartären Lockergesteine werden insbesondere die Genese und Stratigraphie, für die präquartären Gesteine die Angaben zu Stratigraphie und Petrographie übernommen. Bei den Lockergesteinen wurde auf die Auswertung der Petrographie verzichtet, da eine Übertragung der geologischen Angaben in die Bodenarten nach KA4 problematisch ist und relativ gute Ableitungen aus den Labor- bzw. Profildatenbanken möglich sind. Die Petrographie der Festgesteine wurde auf wenige Gruppen reduziert. Neben der Angabe der dominanten Gesteine wurden in Anlehnung an die Auswertung der Geologischen Karte aber auch Gruppen mit Wechsellagerungen (Kalkstein bis Mergelstein, Sandstein bis Tonstein) zugelassen. Die Stratigraphie wurde stark zusammengefasst. Bei den Lockergesteinen ist insbesondere die Unterscheidung holozäner, weichsel-, warthe- und drenthezeitlicher Gesteine notwendig. Mit der stratigraphischen Gliederung der Festgesteine sollte insbesondere erreicht werden, dass fazielle Unterschiede der Gesteine abgebildet und entsprechend bodenkundlich interpretiert werden können (z. B. Sandsteine des Bundsandsteins zu denen der Unterkreide). Nach der Gruppierung der Schichtangaben werden die generalisierten Schichtfolgen gebildet und ggf. mittels einer Zuordnungstabelle nochmals zusammengefasst. Die Generalisierung hat den Effekt, dass die Anzahl der Legendeneinheiten pro TK50 um 30 bis 50 % reduziert wird. Die Anzahl der Areale sinkt nur gering (bis ca. 10 %).

Morphologische Verhältnisse: Zur Gliederung der Morphologie werden die Tiefenbereiche, Kulminationsbereiche und die Hänge in vier Neigungsklassen dargestellt. Die Auswertung basiert auf dem Digitalen Geländemodell (DGM50) von Niedersachsen und wurde speziell für den Maßstab 1:50.000 generalisiert. Die Tiefen- und Kulminationsbereiche wurden mit dem Programm SARA ermittelt. Die Tiefenbereiche werden in Gruppen unterschiedlicher Höhe über der Tiefenlinie dargestellt. Die Neigungsklassen umfassen die Bereiche <3,5 %, 3,5-18 %, 18-27 % und >27 %. Diese Klassen wurden gewählt, da hiermit funktionale Einheiten gebildet werden die bodenkundlich gut zu differenzieren sind (z.B. Deckschichten-

ausprägung) und in der räumlichen Auflösung gut im Maßstab 1 : 50.000 darstellbar sind. Bei dem DGM50 ist zu beachten, dass einige spezifische Fehler (Rundung der Daten, unvollständige Übernahme der Isohypsen und Fehler bei der Digitalisierung einen kritischen Abgleich zur Topographischen Karte und anderen Grundlagen notwendig machen. Sieht man von diesen Einschränkungen ab, bietet die Reliefkarte einen guten Standard und eine Leitlinie zur Gliederung der BK50.

Weitere Unterlagen: Die Vorgehensweise bei der Auswertung für die Darstellung anthropogener Veränderungen bzw. Verbreitung von Plaggeneschen wird schon bei CAPELLE et al. (2003, in diesem Band) erläutert. Analog zu den dort beschriebenen Vorgehenswei-

sen sind weitere Themen aus der Bodenschätzung und Standortkartierung abzuleiten.

Festgelegt wurden Abfragen für Hinweise auf Schwarzerden, Podsole und hydromorphe Böden. Generell gilt auch hier, dass die Auswertung z. B. der Bodenschätzung allein für eine Konzeptkarte nicht ausreichend ist. So wird für die Schwarzerdekarte die landesweite Schwarzerdeverbreitungskarte hinterlegt. Definierte Elemente des Reliefs und der GK50 werden als Ausschlussflächen hinzugenommen. Eine Untergliederung der Schwarzerdeareale aufgrund von Erosion und Akkumulation wird für die BK50 nicht vorgenommen, da dies in dem Maßstab nicht darstellbar ist.

Die folgenden Abbildungen zeigen die Karte und die Legende der Konzeptkarte „Hydromorphe Merkmale“.



Abb. 1: Beispiel für eine Konzeptkarte Hydromorphe Merkmale.

Erkennbar ist, dass die Areale mit Hinweisen auf hydromorphe Böden nicht immer ein homogenes Bild ergeben. Eine Interpretation ist nur im Zusammenhang mit der Geologischen oder der Geomorphographischen Karte möglich. Die Areale müssen für die BK50 bewertet und generalisiert werden. Eine inhaltliche Zuordnung zu Grundwasser- und Stauwasserböden bedarf des Expertenwissens und/oder zusätzlicher Geländearbeit.

Zeichenerklärung	
Forst	
■	Forst: WHZ = 5 - 35
BS	
□	L, IS I Wasser = 3
■	L, IS II Wasser = 3
■	L, IS III Wasser = 3
BS	
□	L, IS I Wasser >= 4
□	L, IS II Wasser >= 4
□	L, IS III Wasser >= 4
BS	
■	Feuchte = fr_feu_na_wa
BS	
■	Farbe: Eisen
BS	
■	Hnbod: schli
BS	
■	Humus: amo*, mo*
BS	
■	Farbe: bl_bigr_swbl_grbl_b
BS	
□	Farbe: gb, Entstehung: V

Abb. 2: Beispiel Legende zur Konzeptkarte Hydromorphe Merkmale

Inhalte aus Forstlicher Standortkartierung und Bodenschätzung werden in einer gemeinsamen Legende abgebildet. Während bei der Standortkartierung mit der Wasserhaushaltszahl (WHZ) nur ein Titeldatum ausgewertet werden kann, sind bei der Bodenschätzung sowohl Hinweise aus dem Klassenzeichen als auch Merkmale aus den Schichtbeschrieben zu berücksichtigen.

Methodische Untersuchungen zur Kennzeichnung von Böden mit Funktionen der Natur- und Kulturgeschichte nach dem BBodSchG in Brandenburg am Beispiel der BÜK 1:50.000 (Blatt Potsdam)

Patrick Lantzs¹ & Jutta Zeit²

1. Einleitung und Ziel

Das ungenügende Wissen über Vorkommen, Bedeutung und Schutzwürdigkeit von Archivböden führt immer wieder zu der Situation, dass diese Böden in Planungs- und Zulassungsverfahren nicht ausreichende Berücksichtigung finden. Um zu wissen, was geschützt und warum ein Archivboden geschützt werden soll, bedarf es Bewertungskriterien und -methoden.

Das im Rahmen eines vom Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg geförderten Projektes [1] [2] erarbeitete Verfahren zur Bewertung der Funktion des Bodens als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte soll in einem Untersuchungsraum (Blatt „Potsdam“ der Bodengeologischen Karte (BÜK); Maßstab 1:50.000) getestet und ggf. weiterentwickelt werden.

2. Material und Methoden

Potenzielle Archivböden werden für Brandenburg durch [2] beispielhaft aufgeführt, wobei in die Kategorien Archive der Natur- bzw. Kulturgeschichte sowie Referenzböden unterschieden wird. Für die Bewertung der Archivböden werden fünf Kriterien vorgeschlagen (Tab. 1).

Tabelle 1: Vorschlag für die Bewertung von Böden als Archiv der Naturgeschichte [2] (Auszug)

Archivböden der Naturgeschichte (Beispiele)	Kriterien					Bewertung	
	Filchengröße	Naturnähe	Seltenheit	Repräsentanz	Alter	Priorität A	Priorität a
Schwarzerden der Uckermark				X	X	X	
reliktische Dünenfelder		X		X	X	(X)	X
Auen	X	X				X	
Kalkmoore				X	X	(X)	X
naturnahe Moore		X	X		X	(X)	X

Es erfolgt eine Einstufung in zwei Prioritätsstufen. Die Auseinandersetzung mit dem genannten Bewertungsvorschlag wirft eine Reihe von Fragestellungen auf. Dies betrifft u.a. die Beschreibung der aufgeführten Kriterien sowie deren mögliche Untersetzung mit Parametern. Es

¹ Landesumweltamt Brandenburg, Referat Bodenschutz, Postfach 601061, D-14410 Potsdam, e-mail: patrick.lantzs@lua.brandenburg.de

² Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstraße 42, D-10115 Berlin, e-mail: jutta.zeit@agrar.hu-berlin.de

gilt zu prüfen, welche für Brandenburg existierenden Unterlagen ggf. Informationen für solche Parameter liefern können. Die Untersuchungen sind Bestandteil eines laufenden Promotionsvorhabens.

3. Ergebnisse

Bewertungsverfahren sollen reproduzierbar, transparent und praktikabel sein. Darüber hinaus müssen sie inhaltliche Differenzierungen zulassen. Um in Planungsverfahren bestehen zu können, ist für die aus der Sicht des Bodenschutzes aufgeworfenen Forderungen ein klarer Rechtsbezug erforderlich. Dieser ist mit dem im § 1 BBodSchG verankerten Schutz der Funktion des Bodens als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte gegeben.

In Orientierung an ein von [3] vorgeschlagenes Ablaufschema erfolgt die Darstellung des beabsichtigten Bewertungsverfahrens (Abb. 1). Ausgehend von der o.g. Zielsetzung wird beispielhaft die Funktion „Boden als Archiv der Naturgeschichte“ aufgezeigt. Zur Bewertung dieser Bodenfunktion wird eine Untersetzung in die Unterfunktionen

- Zeugnis der Landschaftsgeschichte/-entwicklung,
- Zeugnis besonderer Boden-/Substratgenese und
- Zeugnis der Klima-/Vegetationsgeschichte/-entwicklung

vorgenommen. Im weiteren Verfahrensablauf erfolgt eine Zuordnung der von [2] genannten Kriterien. Um die einzelnen Kriterien prüfen zu können, werden diese wiederum mit fachlichen Parametern untersetzt. Über eine Verknüpfung der zur Bewertung herangezogenen Parameter werden anschließend Bewertungsklassen für die einzelnen Kriterien gebildet. Um zu einer abschließenden Beurteilung der betrachteten Bodenfunktion zu kommen, sind die Bewertungsergebnisse der untersuchten Kriterien zusammenzuführen. Das Bewertungsergebnis fließt dann in das jeweilige Planungsvorhaben ein.

Beispiel „Beschreibung des Kriteriums Naturnähe“:

Zur Beschreibung des Kriteriums Naturnähe für die o.g. Bodenfunktion werden die bodenbezogenen Parameter

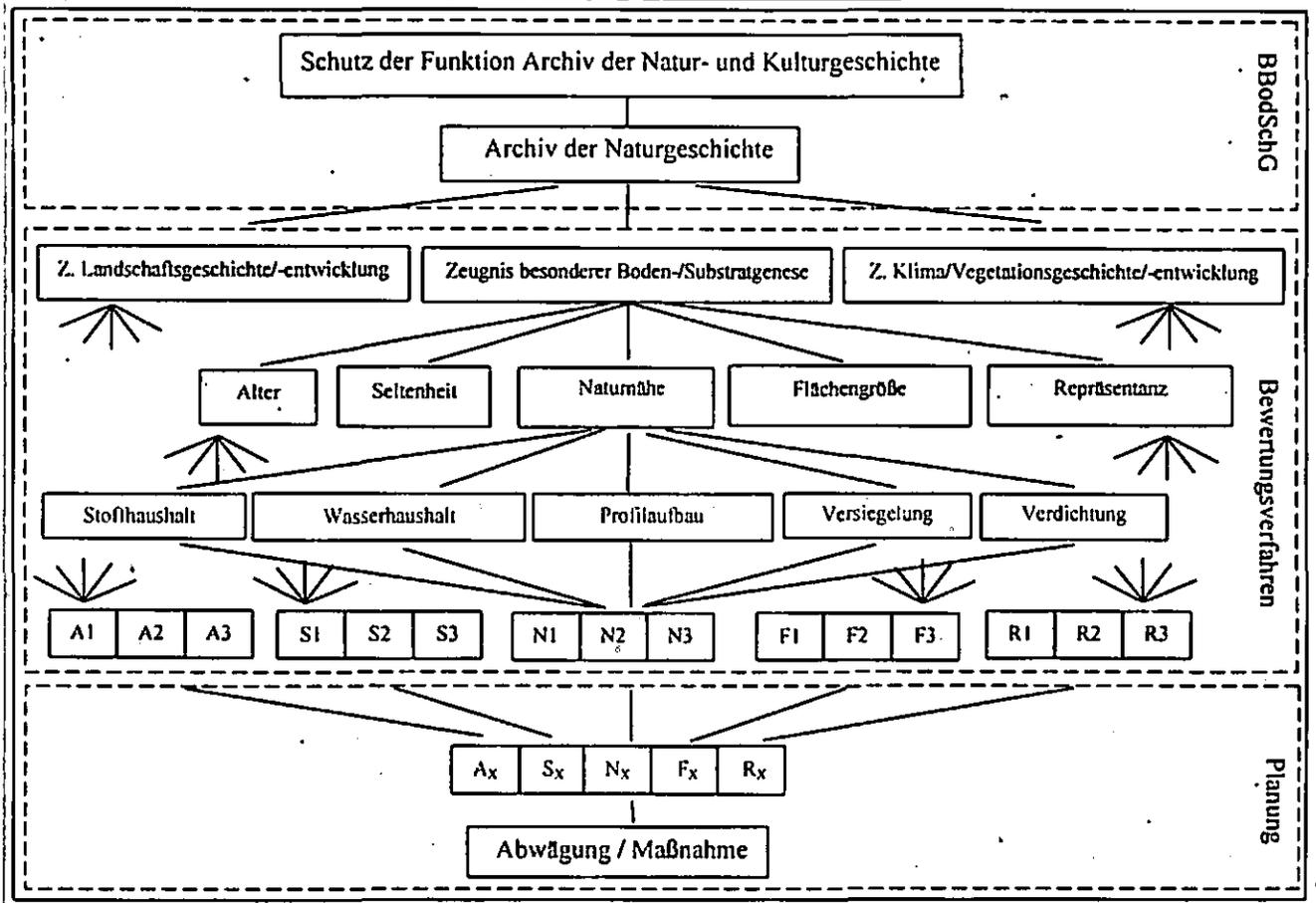
- Versiegelung,
- Verdichtung,
- Stoffhaushalt (Nährstoff-/Schadstoffzufuhr),
- Bodenwasserhaushalt und
- Profilaufbau (Horizont-/Substratabfolge)

vorgeschlagen. Unter dem Blickwinkel, dass insbesondere natürliche, naturnahe bzw. bedingt naturnahe Böden eine hohe Schutzwürdigkeit aufweisen, werden ggw. Brandenburgische Unterlagen ausgewertet, um zu einer Beschreibung der genannten Parameter zu kommen.

Für die beispielhaft ausgewählten naturnahen Niedermoore im Untersuchungsraum erfolgt eine Bewertung anhand der für das Land Brandenburg vorliegenden Moor-Schutzkonzeptkarte [4]. Diese Karte liefert unter anderem Informationen zur Verbreitung und Mächtigkeit von Niedermoorböden, im Verschnitt mit Angaben zur Flächennutzung aus der CIR-Biotopkartierung. Die Karte ist für eine erste Beschreibung der Naturnähe von Niedermooren im Land Brandenburg als nutzbar einzustufen und spiegelt einen Teil der vorgeschlagenen Parameter wider. So sind die als am schutzwürdigsten zu bewerten-

den Niedermoore Bereiche ohne Versiegelung, Verdichtung, mit weitgehend ungestörtem Bodenwasserhaushalt bzw. ungestörten Bodenprofilen. Durch die Darstellung der Niedermoorverteilung können darüber hinaus Aussagen zur Seltenheit dieser Böden getroffen werden.

Abbildung 1: Ablauf Bodenfunktionsbewertung (Beispiel: Archiv der Naturgeschichte; Kriterium Naturnähe)



Beispiel „Beschreibung des Kriteriums Seltenheit“:

Für die Beschreibung des Kriteriums Seltenheit werden im Allgemeinen zwei Ansätze genannt. Einerseits kann dieses Kriterium über den prozentualen Flächenanteil von Bodenformen bzw. Bodengesellschaften innerhalb eines Bezugsraumes (Deutschland, Bundesland, Landkreis, Gemeinde) bestimmt werden. Andererseits wird der Ansatz einer „Roten Liste Böden“ vertreten, in der zum Beispiel seltene Böden, fossile oder reliktsche Böden und besondere Bodenbildungen erfasst werden können.

Die Beschreibung des Kriteriums Seltenheit soll über den prozentualen Flächenanteil der in der BÜK 50 „Blatt Potsdam“ existierenden Bodenformengesellschaften erfolgen. Die Auswertungen hierzu sind noch nicht abgeschlossen. Als ein Vorschlag für eine besondere Bodenbildung, die in eine Rote Liste Böden Brandenburg aufgenommen werden könnte, werden die sogenannten „Fuchserden“ genannt. Hierbei handelt es sich um ziegelrote Böden in der Landschaft Brandenburgs, zu deren Genese und bodensystematischen Einordnung aktuell Untersuchungen am Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg (LGRB) laufen.

4. Schlussfolgerungen / Ausblick

Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass für einen Teil der von [2] vorgeschlagenen Kriterien eine Unter- setzung mit Bewertungsparametern möglich ist. Eine Differenzierung der Bewertungskriterien in drei Klassen erscheint sinnvoll, kann aber nicht auf alle Kriterien angewendet werden. Die für das Untersuchungsgebiet vorliegenden Unterlagen erscheinen teilweise geeignet.

Ihre Auswertung ist jedoch noch nicht abgeschlossen. Insgesamt ermöglicht der ausgewählte Maßstab 1:50.000 für Planungsvorhaben einen ersten Überblick zum Vor- kommen von potenziellen Archivböden im Unters- suchungsgebiet.

5. Literatur

[1] MLUR (2000): Forschungsprojekt „Bodenbewertung für Planungs- und Zulassungsverfahren im Land Brandenburg“
 [2] DOTTERWEICH & SCHMIDT (2000) in [1] Teil: Bewertungsverfahren „Archivböden“.
 [3] HOCHFELD, GRÖNGRÖFT und MIEHLICH (2000) Bodenfunktionsbewertung (BFB) in der Planung – Der Hamburger Ansatz; Materialien 3/2001 Rheinland- Pfalz, Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht
 [4] LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2000): Moor-Schutzkonzeptkarte des Landes Brandenburg

Vorsorgender Bodenschutz in Stadtregionen – Strategien und Instrumente

Andreas Lehmann

Einleitung

Die Bedeutung des Bodenschutzes, auch die des vorsorgenden Bodenschutzes, wird in der kommunalen Verwaltung zunehmend wahrgenommen. Das Augenmerk der Kommunen beim vorsorgenden Schutz der Böden beschränkt sich jedoch in aller Regel auf natürliche Böden. Das Bodenschutzkonzept der Landeshauptstadt München bezieht dagegen auch die anthropogen veränderten Stadtböden mit ein. Im Rahmen der Stadtbodenkartierung wurde im Jahre 2001 die Testversion eines Instruments für die Bewertung anthropogener und natürlicher Böden entwickelt und getestet. Aktuell werden diese Arbeiten im Rahmen des Projektes TUSEC-IP (Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Implementation in Planning Procedures) fortgesetzt. Projektbeginn war der Juli 2003. Ziel von TUSEC-IP ist es, ein Instrument zur Bewertung von Böden in Stadtregionen zu entwickeln, das auf die Anforderungen der Stadtplanung zugeschnitten ist. Unter dem Begriff Stadtregionen sind dabei die eigentlichen Kernstädte mit ihrem Umland subsummiert. Unter Umland ist die Region zu verstehen, deren Flächen vorwiegend von den Aktivitäten der Kernstädte in Anspruch genommen werden, bzw. in Konkurrenz zu den Flächen der Kernstädte stehen. Für das in diesem Sinne definierte Umland hat sich der Begriff "Speckgürtel" eingebürgert. Stadtregion ist ein Synonym für Verdichtungsraum.

Die Förderung von TUSEC-IP erfolgt durch das für den Alpenraum konzipierte INTERREG III B Programm der Europäischen Gemeinschaft. Beteiligt sind die Kommunen Landeshauptstadt München (Leitpartner), Reutlingen, Zürich, Linz und Maribor (Slowenien). Weitere Projektpartner sind das Umweltbundesamt Wien, die Autonome Provinz Bozen sowie die Universitäten Turin, Innsbruck und Hohenheim. Umfassende Informationen hierzu sind unter www.TUSEC-IP.org zu finden. Die inhaltlichen Schwerpunkt der beiden genannten Projekte sind nachfolgend skizziert.

Pilotkartierung München 2001

Methodik der Kartierung

Bei der Pilotkartierung München wurden Freiflächen im Maßstab 1 : 5.000 erfasst. Der Maßstab von 1 : 5.000 wurde gewählt, um eine aussagekräftige Grundlage für stadtplanerische Belange zu erhalten. Die Arbeiten erfolgten in drei, etwa 100 ha großen Gebieten unterschiedlicher Nutzung. Ausgewählt wurde ein Wohngebiet mit einem hohen Waldanteil das mit Einzelhäusern mit teilweise parkähnlichen Gärten bebaut ist und ein weiteres Wohngebiet in Einzelhausbebauung, das noch einen relativ großen Anteil landwirtschaftlicher Nutzfläche aufwies. Stellvertretend für ein anthropogen stark verändertes Arbeitsgebiet fiel die Wahl auf ein Areal mit industrieller und früherer militärischer Nutzung.

Die Kartierung wurde nach den Empfehlungen des Arbeitskreis Stadtböden (1997) durchgeführt, die auf die KA4 (1994) aufbauen. Die Empfehlungen des AKS wurden weiterentwickelt, so dass die im Feld erhobenen Parameter zwanglos in DV-Systeme zu übertragen sind. Die Erfassung der Aggregation wurde verfeinert. Zudem können bei der Aggregation, beim Grobboden und bei der Textur verschiedene Anteile unterschieden werden. Für die Ansprache der Oberböden wurden diese aufgegraben, die tieferliegenden Horizonte wurden mit dem Bohrstock erschlossen. Die Bodentypenbezeichnung erfolgte gemäß KA4, gemäß den Empfehlungen des AKS und mit allgemeinverständlichen Umschreibungen.

Ergebnisse der Bodentypenkarte

Als wesentliches Ergebnis der Kartierung kann festgehalten werden, dass etwa 50% der kartierten Böden als Kolluvisole (vgl. LEHMANN 2002) angesprochen werden können. Diese Feststellung unterstreicht die Bedeutung von urbanen Böden als Quelle und Senke für Kohlenstoff. Der Verzicht auf die Erfassung der versiegelten Böden hat sich als problematisch gezeigt, da es wahrscheinlich ist, dass auch diese Flächen Bodenfunktionen realisieren. Ebenso ist es wahrscheinlich, dass von teilversiegelten, geschotterten Flächen, wie sie für den Gebrauchsfahrzeughandel genutzt werden, Gefahren für die angrenzenden Sphären ausgehen können. Vor diesem Hintergrund ergibt sich die Empfehlung, auch teilversiegelte Flächen mit der Bohrstockkartierung zu erfassen und für vollversiegelte Flächen auf Informationen des Schichtverzeichnisses oder entsprechender Quellen zurückzugreifen.

Methodik der Bewertung

Die Bewertung der Böden wurde so konzipiert, dass auf die Daten aller Bohrpunkte zurückgegriffen wurde. Dies war durch die DV-gerechte Organisation aller im Feld erhobenen Daten möglich.

Um die Funktionalität des Konzeptes zu testen, wurde der Beitrag der Böden zum Hochwasserschutz bewertet. Hierzu wurde die infiltrierbare Niederschlagsmenge eines wassergesättigten Bodens nach 24 Stunden Regenspauze berechnet. Für die Berechnung waren Luftkapazität und Sickergeschwindigkeit mit Schätzverfahren zu ermitteln. Die verwendeten Schätzverfahren basieren auf Vorgehensweisen, wie sie in der KA4, ergänzt durch unveröffentlichte Literatur sowie TAUBNER und HORN (1999) dargestellt sind. Das Schätz- und Rechenverfahren wurde mit einer hierfür programmierten Rechenprozedur realisiert. Die Ergebnisse der Berechnungen waren Mengen versickerbarer Niederschlag. Diese Angaben wurden vier Klassen zugeordnet. Die für die einzelnen Bohrpunkte ermittelten Ergebnisse wurden dann manuell zu Flächen gleicher Klassen zusammengefasst.

Ergebnisse der Bewertung

Der Flächenabgrenzungen in der Karte zum Versickerungspotenzial der Böden wich sehr deutlich vom Grenzverlauf der Bodentypen-Karte ab. Dies verdeutlicht den Kenntniserwerb, der dadurch entstand, dass nicht jeweils ein für eine Legendeneinheit als repräsentativ ausgewählter Bodentyp für die Bewertung herangezogen wurde. Alternativ konnte für die Bewertung auf die Gesamtheit der erhobenen Daten zurückgegriffen werden. Die automatisierte Bewertung erlaubt die Anpassung an den Kenntniserwerb. So kann eine erkennbare Fehleinschätzung zur Weiterentwicklung des Systems genutzt werden. Das Beispiel einer Aue, deren Böden die niedrigste Versickerungsklasse zugeordnet wurde, ließ ein Defizit der gängigen Schätzverfahren erkennen. Der leicht erhöhte Tongehalt im Oberboden führte zu einer Unterschätzung der Sickergeschwindigkeit, da für diese Schätzung die (in diesen Oberböden gut entwickelte) Aggregation nicht separat berücksichtigt wird. Durch die hohe Flexibilität des automatisierten Verfahrens wird zudem die raum- und stadtplanerische Anwendbarkeit der Bodenbewertung begünstigt, da spezifische Fragestellungen mit vertretbarem Aufwand berücksichtigt werden können. Insgesamt hat sich das getestete Verfahren als sehr geeignet erwiesen, insbesondere aufgrund seiner Flexibilität und Genauigkeit.

TUSEC-IP

Inhaltliche Ausrichtung

Erkenntnisse der Pilotphase Stadtbodenkartierung und früherer Arbeiten zu den Böden der Landeshauptstadt München sollen vom Juli 2003 bis zum Juni 2006 im Verbund mit den Partnern im Projekt TUSEC-IP weiterentwickelt und umgesetzt werden. Das Projekt zum Thema Bodenschutz in Verdichtungsräumen zeichnet sich durch eine enge Zusammenarbeit zwischen Planung und Wissenschaft aus, wie sie im Bodenschutz bisher nicht realisiert wurde. Die Leadpartnerschaft der kommunalen Einrichtung "Referat für Gesundheit und Umwelt" der Landeshauptstadt München in dem Projekt mit drei Partner-Universitäten unterstreicht dieses Novum. Diese Konstellation bietet optimale Voraussetzungen, um ein unmittelbar anwendbares Bodenbewertungsverfahren für die Stadtplanung zu entwickeln.

Im Einzelnen lassen sich die Ziele von TUSEC-IP mit folgenden Punkten zusammenfassen.

- gesetzliche Gegebenheiten im Alpenraum analysieren
- eine einfache und anwendungsorientierte Bodenbewertung entwickeln
- Strategien für die Umsetzung der Bodenbewertung im kommunalen Handeln aufzeigen
- mit der Bodenbewertung mehr Planungssicherheit schaffen und damit Anreize für Investitionen bieten
- die wirtschaftliche Entwicklung auf raumordnerisch und ökologisch sinnvolle Standorte lenken
- bodenschonende städtebauliche Konzepte fördern
- Bewusstsein zu Böden und Bodenschutz auf allen politischen Ebenen bilden

Literatur

- AK Stadtböden (1997): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zur bodenkundlichen Kartierung urban, gewerblich, industriell und montan überprägter Flächen (Stadtböden). Teil 1: Feldführer, 2. Auflage. Kiel.
- BLUME, H. P. und U. SCHLEUB (Hrsg. 1997): Bewertung anthropogener Stadtböden. Schriftenreihe Inst. f. Pflanzenernähr. und Bodenk. 38, S. 63-100.
- KA4 oder: AG Bodenkunde der geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in der BRD (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung (4. Auflage). Hannover, 392 S.
- LEHMANN, A. (2002): Tiefhumose und verdichtete Böden im urbanen Raum. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 99, S. 17-18.
- TAUBNER, H. und HORN, R. (1999): Schätzung der nutzbaren Feldkapazität und Luftkapazität von anthropogenen Bodenhorizonten aus einfach zu bestimmenden Kennwerten. – Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkde., 162 (1): 33 – 40, 6 Tab.; Weinheim.

Legendenerweiterung kleinmaßstäbiger Bodenkarten durch Heterogenitätsmaße - Notwendigkeit und Möglichkeiten

Georg Lösel¹, Volker Hennings¹

Problemstellung

Die Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1 Mio. (BÜK1000) (BGR; 1994) gibt Informationen zu den Böden und ihren Eigenschaften in Deutschland. Die 72 Leitbodenassoziationen (LBA) werden in der Kartenlegende verbal beschrieben. Darin finden sich Angaben zum Substrat und den vorkommenden Böden sowie deren topographischer Lage. Jede LBA enthält zusätzlich die Beschreibung des Leitprofils mit Angaben zur Horizontierung sowie wichtigen Profil- und Horizontkennwerten.

Die Angabe zur Heterogenität innerhalb der LBA beschränkt sich auf eine verbale Beschreibung der räumlichen Verteilung der Bodentypen.

Trotz des Übersichtscharakters und der reduzierten Inhaltsangabe wird diese Karte als Grundlage für Modellierungen benutzt. Untersuchungen (HENNING, 2000) zeigten z.B. einen mittleren Fehler von ca. 60 mm (bei einem Mittelwert von 220 mm) bei der Berechnung der mittleren jährlichen Sickerwasserrate im Vergleich zu hoch aufgelösten Informationen im Maßstab 1:5.000. Diese Information über Fehlerraten ist kein Bestandteil der bestehenden Karten. Damit muss der Anwender der Karte bei den darauf basierenden Auswertungen mit einem Fehler der Aussage rechnen, dessen Größe nicht bekannt ist.

Eine Erweiterung der Karte durch Angaben zur Heterogenität stellt deswegen eine notwendige Weiterentwicklung und Verbesserung dar.

Methodik

In zwei niedersächsischen Testgebieten stehen bodenkundliche Informationen in fünf Maßstäben (1:5.000, 1:25.000, 1:50.000, 1:200.000 und 1:1 Mio.) zur Verfügung. Anhand der vorliegenden Informationen wurden zwei Fragestellungen untersucht:

- Welche Heterogenitätsmaße, berechnet aus feiner aufgelösten Bodendaten, sind in der Lage, die Heterogenität der unterschiedlichen LBA zu beschreiben?
- Ist es möglich, diese Maße in ähnlicher Qualität aus Karten kleinerer Maßstäbe (1:50.000 und 1:200.000) zu ermitteln, wenn hoch aufgelöste Daten nicht zur Verfügung stehen?

Die Arbeitsschritte waren:

- Ableitung verschiedener Heterogenitätsmaße auf der Basis der BK5, BK25, BK50 und BSK200 in den Untersuchungsgebieten,
- Auswahl der am besten geeigneten Maße auf Basis der BK5,
- Überprüfung, ob mittelmaßstäbige Daten (z.B. BK50) eine ähnlich gute Aussage wie großmaßstäbige Daten (BK5) ermöglichen,

- Berechnung der Heterogenitätsmaße außerhalb der Testgebiete

Bei der Wahl der Maße wurden verschiedene Aspekte beachtet. Informationen zur Taxonomie sollen dem Anwender Information über Leit- und Begleitböden und die Bandbreite der vorkommenden Böden geben. Kennwertbezogene Maße erweitern die Informationsgrundlage, um die Karte für Auswertungen zu verwenden. Diversitätsmaße geben Informationen zur räumlichen Verteilung und Gestalt der Karteneinheiten.

Zwei Kriterien wurden zu Rate gezogen, um die besten Maße auszuwählen. Aus vorangegangenen Untersuchungen war der Fehler im Vergleich zu großmaßstäbigen Auswertungen, mit dem ein Anwender rechnen muss, für jede einzelne Karteneinheit in den Untersuchungsgebieten bekannt. Eine hohe Korrelation des Fehlers zu dem Maß wurde angestrebt. Einige Werte mit hoher Korrelation hatten nur beschränkte Aussagekraft, so dass Überlegungen zu einfacher Ableitung und breite Anwendbarkeit ebenso in die Auswahl mit eingeflossen sind. Folgende Maße wurden ausgewählt:

Taxonomische Maße:

- Flächenanteil des gleichen Bodentyps (Haupttyp) verglichen mit der BÜK1000 [%]
- Anzahl der Hauptbodentypen

Kennwertbezogene Maße:

- gewichtetes Mittel der nFKWe [mm]
- Variationskoeffizient der nFKWe [%]
- gewichtetes Mittel des K-Faktors der ABAG [-]

Diversitätsmaße:

- Modifizierter Simpson Ebenheitsindex [-]
- Mittlerer Gestaltindex [-]

Die kennwertbezogenen Maße liefern eine Information über die Spannweite von zwei Werten, die eine zentrale Rolle für die Sickerwasserrate und den Erosionsschutz spielen. Bei den Diversitätsmaßen hat sich der Modifizierte Simpson Ebenheitsindex als ein sehr robuster Index gezeigt, der Informationen zur inhaltlichen und räumlichen Vielfalt innerhalb der Karteneinheit gibt (Abbildung 1).

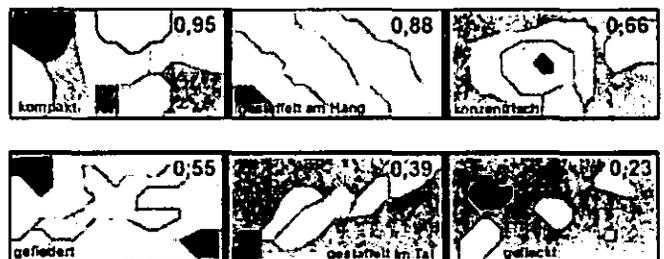


Abbildung 1: Modifizierter Simpson Ebenheitsindex für sechs beispielhafte Verteilungsmuster (AG Boden; 1994; Seite 281)

Ergebnisse

Zwei verschiedene LBA (von insgesamt 10 untersuchten) werden folgendermaßen beschrieben (Berechnung basierend auf Daten im Maßstab 1:5.000; außer Diversitätsmaßen):

¹ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR); Hannover
georg.loesel@bgr.de

	LBA 17 Sandböden (Podsole) aus Flussablagerungen (mittlere Heterogenität)	LBA 28 Sandböden mit lehmigem Unterboden aus Geschiebedecksand (starke Heterogenität)
Flächenanteil gleichen Haupttyps	29,7	0,8
Anzahl der Hauptbodentypen	9	12
Mittelwert nFKWe	107	127
Variationskoeffizient nFKWe	24,2	32,6
Mittelwert K-Faktor der ABAG	0,16	0,24
Modifizierter Simpson Ebenheitsindex	0,49	0,51
Mittlerer Gestaltindex	1,63	1,66

Tabelle 1: Heterogenitätsmaße in zwei verschiedenen LBA

Die hohe Heterogenität der LBA 28 spiegelt sich vor allem in der geringen Repräsentanz des kleinmaßstäbigen Leitbodens, der größeren Anzahl von Haupttypen und der breiten Kennwertspannweite wider.

In Deutschland sind nur für ca. 35% der Fläche Daten in einer Auflösung von 1:5.000 vorhanden. Ein Teil dieser Daten ist zudem nicht für die Verwendung in GIS oder Datenbanken aufbereitet. Aus diesem Grund wurde untersucht, inwieweit Auswertungen von mittelmaßstäbigen Karten die ausgewählten Heterogenitätsmaße mit ähnlicher Qualität liefern können.

	r(50)	r(200)
	Korrelation zwischen den Daten der BK50 und der BK5	Korrelation zwischen den Daten der BSK200 und der BK5
Flächenanteil gleichen Haupttyps	0,92	0,55
Anzahl der Hauptbodentypen	0,80	0,66
Mittelwert nFKWe	0,84	0,94
Variationskoeffizient nFKWe	0,55	0,48
Mittelwert K-Faktor der ABAG	0,87	0,66

Tabelle 2: Korrelation zwischen den Heterogenitätsmaßen, berechnet anhand verschiedener Maßstäbe

Die Auswertung (Tabelle 2) zeigt eine hohe Korrelation der BK50-Daten zu den BK5-Daten, die Daten auf Basis der BSK200 eignen sich nur eingeschränkt.

Auf Basis dieser Erkenntnisse wurden Anfragen an die Geologischen Dienste der Länder gesendet, um für weitere LBA außerhalb der Untersuchungsgebiete die gewählten Heterogenitätsmaße zu errechnen. Nach Erhalt und Harmonisierung der Daten konnten für 47 LBA die Maße berechnet werden. Abbildung 2 zeigt das Maß *Flächenanteil gleichen Haupttyps*.



Abbildung 2: Darstellung des Heterogenitätsmaßes *Flächenanteil gleichen Haupttyps* für 47 LBA der BÜK1000

Schlussfolgerungen

Die Erweiterung der Kartenlegende von kleinmaßstäbigen Bodenkarten durch Heterogenitätsmaße erweitert die Qualität und den Informationsgehalt der Karte. Der Anwender erhält durch taxonomische Maße Informationen zur Repräsentativität der in der Legende genannten Bodentypen, kennwertbezogene Maße stellen eine bessere Basis für Modellierungen dar. So kann durch das Wissen um die vorkommende Spannweite von Daten z.B. eine Monte-Carlo-Simulation durchgeführt werden. Diversitätsmaße geben dem Nutzer der Karte eine Vorstellung von der räumlichen Heterogenität innerhalb der Legendeneinheit. Bei fehlenden Daten in hoher Auflösung können Informationen mittlerer Maßstäbe (BK50) zur Berechnung von Heterogenitätsmaßen herangezogen werden. Zukünftige kleinmaßstäbige Bodenkarten lassen sich durch die Erweiterung mit Heterogenitätsmaßen qualitativ verbessern.

Literatur

- BGR (Hrsg.): (1994): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 Million, Karte und Textlegende; Hannover
 Hennings, V.: Accuracy of coarse-scale land quality maps as a function of the upscaling procedure used for soil data; Geoderma 107 (2002), p. 177-196
 AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage; Hannover

Pedologische Untersuchungen als Grundlage für die Implementierung von Bodenfunktionen in die nationale Biodiversitätsstrategie Guatemalas

MICHAEL MARKUSSEN & GERHARD GEROLD (Göttingen)

Problemstellung

Mit der traditionellen Landnutzung der Maya-Q'eqchi'-Bevölkerung in den Bergnebelwaldgebieten Guatemalas sind prägnante pedoökologische Veränderungen verbunden, die Auswirkungen auf verschiedene Bodenfunktionen nach sich ziehen. Im Hinblick auf eine nachhaltige Bodennutzung und auch auf die Erhaltung der Biodiversität ist der Schutz von Bodenfunktionen dringend erforderlich. In diesem Kontext liefert die Implementierung der Ressource Boden in die Biodiversitätsstrategie Guatemalas eine gute Möglichkeit, durch die gesetzliche Verankerung eine langfristige Verbesserung zu gewährleisten.

Methodik

Eingebunden in die umfangreichen Untersuchungen zur Wertschätzung und Erhaltung von Biodiversität werden u.a. im Rahmen einer falschen Zeitreihe die Auswirkungen des traditionellen Anbaus auf die Bodenfunktionen untersucht. Die Veränderungen der bodenchemischen, -physikalischen sowie -biologischen Parameter werden aufgrund folgender Analysen determiniert: C_t, C_{org}, N_t, pH (H₂O, KCl und CaCl₂), Elektrische Leitfähigkeit, P_i und P_{verf.}, effektive Austauschkapazität (KAK_{eff.}: Na, K, Mg, Ca, Mn, Fe, Al, H⁺), Totalgehalte (Na, K, Ca, Al, Cu, Mg, Mn, Zn und Fe), Korngrößenverteilung, Lagerungsdichte, Wassergehalt, Zelluloseabbau im Boden.

Geoökologische Rahmenbedingungen des Untersuchungsgebietes

Die Topographie der Sierra Yalijux ist insgesamt von einer starken Reliefenergie geprägt. Die Höhen schwanken zwischen 700 und 2.532 m üNN. Eine hohe Erosionsanfälligkeit ist die Folge. Charakteristisch sind die Karsterscheinungen. Vor allem Karstkleinformen sind häufig anzutreffen wie Dolinen, Tropfsteine, Karsthöhlen und unterirdische Lösungsverwitterung im Pedon. Im Untersuchungsgebiet kommen vor allem folgende Bodentypen vor: Oxic Humitropepts, Typic Eutropepts, Oxic Dystropepts respektive Ferralic, Eutric und Dystric Cambisol. Die Landnutzung ragt derzeit im Untersuchungsgebiet bis auf ungefähr 2.000 m üNN hinauf. Traditionell wird von der indigenen Maya-Bevölkerung fast ausschließlich Mais und Bohne, zum Teil gemeinsam mit Kürbis angebaut (*milpa*-System).

Michael Markussen
Geographisches Institut, Abt. Landschaftsökologie,
Georg-August-Universität Göttingen
Goldschmidtstr. 5, D-37077 Göttingen,
e-Mail: mmarkus@gwdg.de

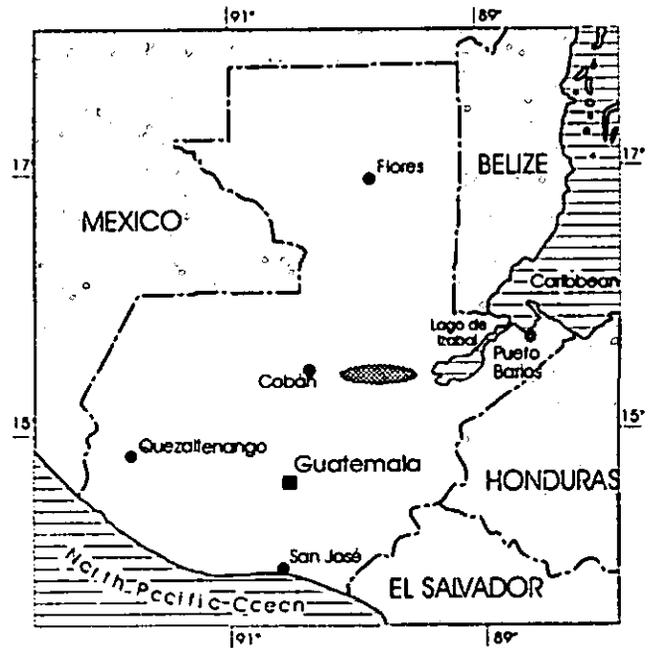


Abbildung 1: Guatemala mit Lage des Untersuchungsgebietes

Ergebnisse und Diskussion

Das Bodenpotential ist in den untersuchten Bergnebelwaldregionen als sehr hoch einzustufen. Es ist jedoch eine starke Beeinträchtigung der Bodenfunktionen durch die intensive traditionelle Landnutzung der Q'eqchi'-Bevölkerung zu erkennen. Vor allem der Verlust von organischer Substanz und damit von N und P stellt ein gravierendes Problem dar. Ein deutlicher Gradient hinsichtlich der bodenchemischen Fruchtbarkeit in den unterschiedlichen Habitaten ist nachweisbar: Primärwald > Sekundärwald > milpa-System (15 Jahre > 25 Jahre > 60 Jahre).

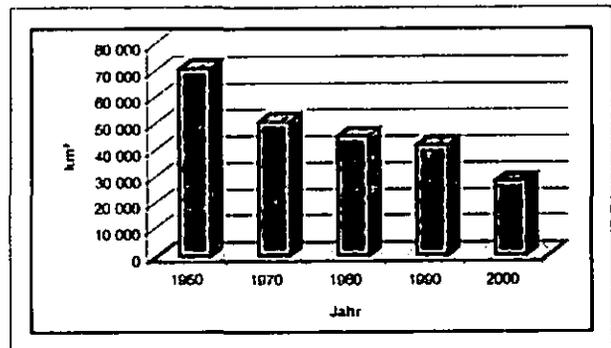


Abbildung 2: Waldfläche in Guatemala, 1950-2000. Datenquelle: siehe Löning & Markussen (2003)

Die FAO (2003) ermittelte in ihrem aktuellen 'State of the World Forests' eine jährliche Veränderung der globalen Waldfläche für den Zeitraum von 1990-2000 von 9.391.000 ha, dies entspricht eine prozentuale Abnahme von 0,2 % weltweit. In Guatemala beträgt die jährliche Abnahme 1,7 % und liegt damit weltweit an sehr hoher Stelle, noch weit vor Brasilien (-0,4 %) und Indonesien (-1,2 %). Nur Haiti (-5,7 %), Saint Lucia (-4,9 %), Nicaragua (-3,0 %), Belize (-2,3 %) und Nepal (-1,8 %) weisen noch höhere jährliche Abholzungsraten auf. Diese Zahlen verdeutlichen das globale Ausmaß der Abholzung, weisen aber auch auf die regionale und lokale Brisanz in Guatemala hin (Tabelle 2).

Welche Auswirkungen die Abholzung auf den Boden und auf das Mikroklima haben, verdeutlicht die Abbildung 3 (s.a. Markussen 2003). Die Bodendegradation führt zur Abnahme der Artenvielfalt. Die niedrigen Flächenerträge aufgrund zunehmender Bodendegradation erhöhen den Flächenbedarf. Dieser erhöhte Flächenbedarf führt zur Ausweitung landwirtschaftlich genutzter Flächen und zur Verringerung der Waldressourcen. Eine sachgemäße Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Flächen stellt daher einen bedeutenden Beitrag zur Erhaltung und Bewahrung der Biodiversität dar.

Die Bodendegradation als wohl gravierendstes Umweltproblem ist bereits in der AGENDA 21 integriert, genauso wie auch im Aktionsprogramm 2015 der Bundesregierung als Beitrag zur weltweiten Halbierung extremer Armut. Eine Implementierung in die nationale Biodiversitätsstrategie der einzelnen betroffenen Länder, wie in diesem Falle Guatemala (ENB 1999), würde zudem auf lokaler sowie regionaler Ebene Handlungsanweisungen geben können, um somit der Bodendegradation und gleichzeitig der damit einhergehenden Verringerung der Biodiversität entgegenzuwirken.

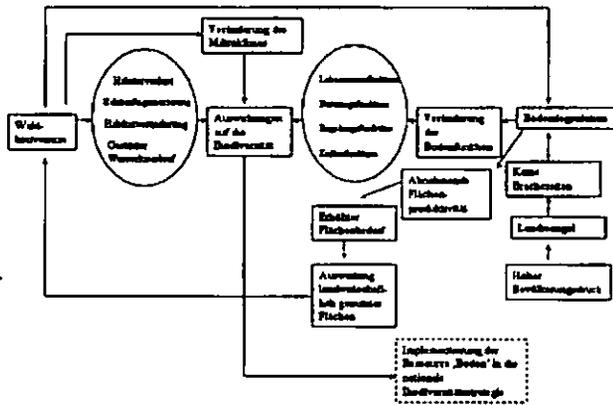


Abbildung 3: Interdependenzen zwischen Waldkonversion, Bodendegradation und Veränderung des Mikroklimas

Abbildung 4 verdeutlicht die starke Veränderung der bodenchemischen Parameter aufgrund des traditionellen Maisanbaus am Beispiel der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}). Die höchsten Werte sind unter Primärwald sowie Sekundärbusch (*Guamil*) gegeben, eine deutliche Verringerung auf den traditionellen Maisflächen (*milpa-System*) ist erkennbar. Bracheflächen nach lang anhaltender Bewirtschaftung weisen zunächst keine signifikante Verbesserung der Kationenaustauschkapazitäten auf. Mit ausschlaggebend für die Veränderung der Bodenparameter ist die erhöhte Erosionsanfälligkeit auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen.

Die Auswirkungen des anthropogenen Eingriffes in die Ökosysteme wird anhand der deutlichen Zunahme der biologischen Aktivität auf den gestörten Flächen erkennbar (Abbildung 5). Aufgrund des feuchteren Milieus und der geringeren (Boden-)Temperaturen im Primärwald durch ein geschlossenes Kronendach sind hier geringere mikrobielle Aktivitäten nachweisbar. Mit der Zunahme der biologischen Aktivität auf genutzten Flächen geht eine Verringerung des Kohlenstoffgehalts einher, die wiederum zu einer fortschreitenden Verringerung der Nährstoffbindung und damit Verarmung des Bodens mit seinen pedoökologischen Funktionen führt.

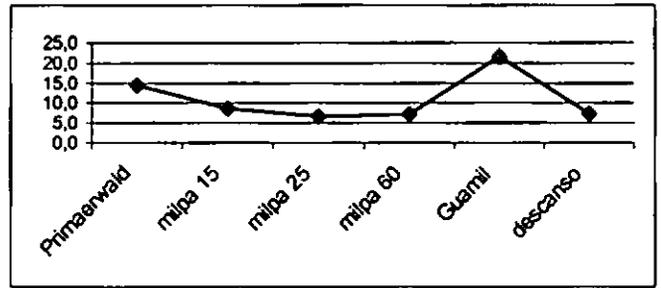


Abbildung 4: KAK_{eff} im Oberboden (0-30 cm) in der Gemeinde Chicacnab in mmol/100g

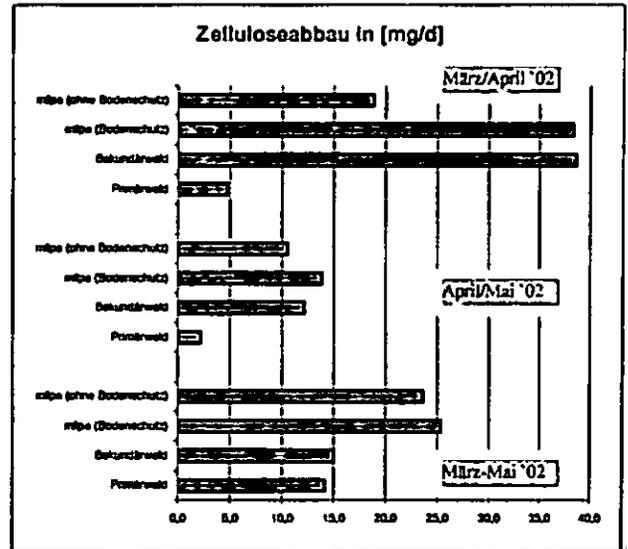


Abbildung 5: Zelluloseabbau in verschiedenen Landnutzungssystemen in der Gemeinde Chelemhá

Schlussfolgerungen

In der nationalen Biodiversitätsstrategie Guatemalas sind die Aspekte der Ressource Boden sowie die Auswirkungen der Bodendegradation auf die biologische Vielfalt bislang noch nicht verankert. Im Jahre 2004 wird eine neue Auflage der nationalen Strategie erstellt werden. Die Implementierung der Bodenfunktionen in die Biodiversitätsstrategie liefert einen guten Beitrag für die nachhaltige Bodennutzung und den Schutz von Biodiversität in Guatemala.

Literatur

ENB (1999): Estrategia Nacional para la conservación y el uso sostenible de la Biodiversidad y Plan de Acción Guatemala. Informe Ejecutivo. 36 S.

FAO (2003): State of the world's Forests. 151 S.

LÖNING, L. & M. MARKUSSEN (2003, in press): Pobreza, deforestación y sus eventuales implicaciones para la biodiversidad en Guatemala. In: Economía, Sociedad y Territorio. El Colegio Mexiquense, A.C. Mexico.

MARKUSSEN, M. (2003): GIS-gestützte Bewertung des Landnutzungspotenzials zur Schutzgebietsausweisung in Bergnebelwäldern Guatemalas. In: Korn, H. & U. Feit [Bearb.]: Treffpunkt Biologische Vielfalt 3. Interdisziplinärer Forschungsaustausch im Rahmen des Übereinkommens über die biologische Vielfalt. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, S. 157-163.

Zur Störung der Gasdiffusion in Friedhofsböden

Ralf Mengede und Wolfgang Burghardt¹⁾

1.) Einleitung

Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Untersuchung der Belüftungsmerkmale eines Friedhofsbodens aus steinreichem Lößlehm. Eine ausreichende Belüftung und damit eine ausreichende Sauerstoffversorgung im Sargbereich ist Grundvoraussetzung für den ungestörten Prozeß der Verwesung. Mit dieser Arbeit sollen die Veränderungen der für den Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre wichtigen Bodenparameter durch die Bestattungstätigkeit aufgezeigt werden. Ziel der Untersuchung war die Beantwortung folgender Fragen:

- Welchen Einfluß hat die Bestattungstätigkeit auf den Gasaustausch zwischen Boden und Atmosphäre?
- Welche Veränderung erfährt das Porensystem des Bodens durch die Bestattungstätigkeit?

2.) Material und Methoden

Die vorliegende Untersuchung erfolgte auf einem steinreichen Lößboden aus schluffigem Lehm. Über die Entnahme von 100 ml Stechringproben konnte die Porenraumverteilung für die Druckstufen pF 1,0 bis 2,0 an einer Anlage nach WOLKEWITZ (1959/60) und für die Druckstufen über pF 2,0 nach RICHARDS (1949) bestimmt werden. Die Bestimmung der Gasdiffusion wurde an 250 ml Stechringe in Anlehnung an FREDE (1986) durchgeführt. Um den natürlichen Wassergehalt im Sommer wiederzugeben, wurde die Bestimmung des Gasaustausches an feldfeuchten Proben vorgenommen. Die Proben wurden so in das Messgefäß eingespannt, daß eine Seite der Probe in die Messkammer zeigte und die andere Seite mit der Außenluft in Kontakt stand. Durch das Einlassen eines Sauerstoffsensors der Firma ELECTROVAC in den Diffusionsraum, konnten Schwankungen der O₂-Konzentration über das Display des Sauerstoffmessgerätes (SM 100) abgelesen werden. Über die Bestimmung der diffundierenden Gasmenge konnte der relative scheinbare Diffusionskoeffizient (D_s/D_0) ermittelt werden.

3.) Auswirkung der Bestattungstätigkeit auf die Lagerungsdichte

Durch die Bestattungstätigkeit wurde die Lagerungsdichte der Grabfläche gegenüber dem Profil der Vergleichsfläche verringert. Dieses macht sich besonders in den unteren Beprobungstiefen des Grabprofils bemerkbar (Abb. 1). Auffallend im Profil der Grabfläche ist die Zunahme der Lagerungsdichte im yjC₁-Horizont in einer Tiefe von 30 - 35 cm gegenüber dem Vergleichsprofil (Abb. 1).

Dieser Sachverhalt deutet darauf hin, dass bei der Verfüllung des Grabes das Erdmaterial mit der Schaufel des Friedhofsbaggers verdichtet worden ist.

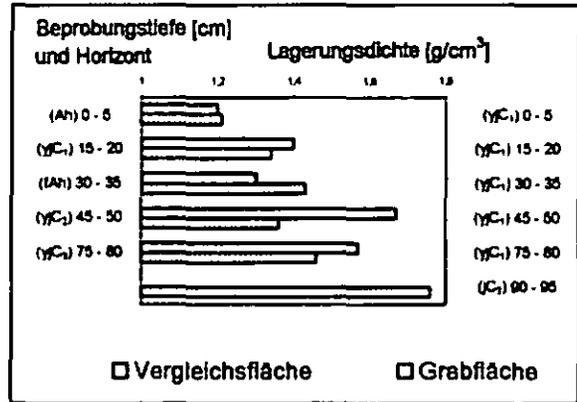


Abb. 1: Darstellung der Lagerungsdichte (Rohdichte trocken) in Abhängigkeit von der Bodentiefe für das Profil der Vergleichsfläche und das der Grabfläche

4.) Auswirkung der Bestattungstätigkeit auf die Luftkapazität

Durch die Bestattungstätigkeit ist es besonders bei den weiten Grobporen, welche die Luftkapazität bilden, insgesamt zu einem Anstieg des Porenanteils gegenüber dem der Vergleichsfläche gekommen (Abb. 2). Innerhalb des Grabprofils werden mit zunehmender Bodentiefe die höchsten Luftkapazitätswerte gemessen. Die Vergleichsfläche zeigt hingegen eine stetige Abnahme der Luftkapazität mit der Bodentiefe (Abb. 2).

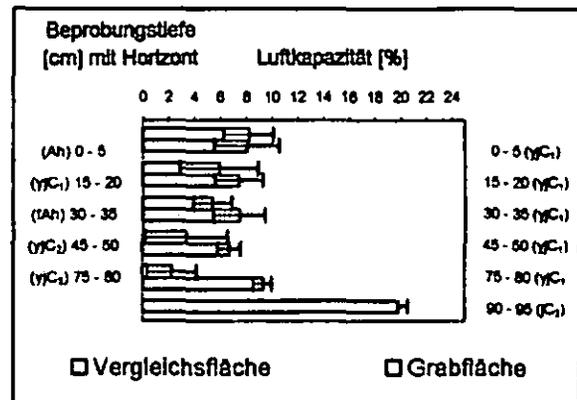


Abb. 2: Darstellung der Luftkapazität in Abhängigkeit von der Bodentiefe (arithm. Mittelwerte und Standardabweichungen) für das Profil der Vergleichsfläche und das der Grabfläche

¹⁾Fb 9 Angewandte Bodenkunde Universität Duisburg - Essen
E-mail wolfgang.burghardt@uni-essen.de

5.) Auswirkung der Bestattungstätigkeit auf den relativen scheinbaren Diffusionskoeffizienten D_s/D_0

Im Profil der Grabfläche bleibt die Luftkapazität in den ersten vier Beprobungstiefen bis zu einer Tiefe von 45 – 50 cm relativ konstant und steigt dann in der Beprobungstiefe von 75 – 80 cm deutlich an (Abb. 2). Im Gegensatz dazu kommt es bei den D_s/D_0 -Werten (nach ebenfalls relativ konstanten Werten bis zu der Beprobungstiefe von 30 – 35 cm) in den beprobten Tiefen von 45 – 50 cm bzw. 75 – 80 cm gegenüber den darüberliegenden Beprobungstiefen zu einem deutlichen Abfall der ermittelten Werte (Abb. 3). Luftkapazität und Belüftung zeigen in den tieferen Bereichen des Grabprofils somit ein entgegengesetztes Verhalten.

Besonders deutlich wird dieses im yjC_1 -Horizont des Grabprofils in der Beprobungstiefe von 75 – 80 cm. Hier steht dem ermitteltem Maximalwert für die Luftkapazität (Abb. 2) ein nur sehr kleiner D_s/D_0 -Wert (Abb. 3) gegenüber. Dieser Sachverhalt deutet darauf hin, daß die Porenkontinuität der weiten Grobporen, welche die Luftkapazität bilden, stark vermindert wurde.

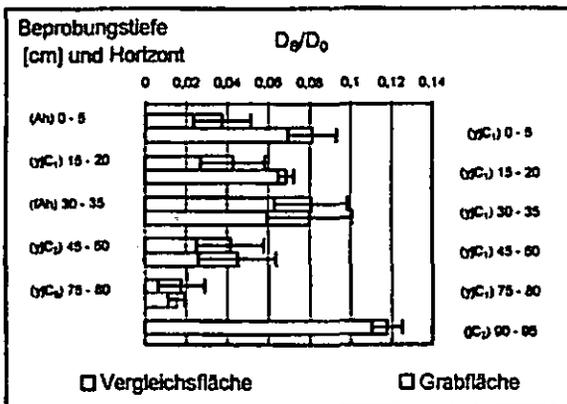


Abb. 3: Darstellung der relativen scheinbaren Diffusionskoeffizienten (arithm. Mittelwert und Standardabweichung) für das Profil der Vergleichsfläche und das der Grabfläche in Abhängigkeit von der Bodentiefe

6.) Schlußfolgerung

Durch die Bestattungstätigkeit hat die Luftkapazität eine deutliche Zunahme erfahren. Besonders der Anteil an weiten Grobporen hat deutlich zugenommen. Da aber gleichzeitig die Porenkontinuität in diesem Porengrößenbereich verringert wurde, führt der Anstieg nicht zu einer Verbesserung des Gasaustausches zwischen Boden und Atmosphäre.

6.1) Daraus ergeben sich folgende Schlußfolgerungen für die Bestattungspraxis:

► Die Feststellung der Luftkapazität liefert, ohne Angaben zur Porenkontinuität, allein keine hinreichenden Angaben über die Größenordnung des Gasaustausches. Die Einstufung der Luftkapazität nach der **BODENKUNDLICHEN KARTIERANLEITUNG**

(KA4) der AG BODEN (1994), wie sie neben den **HYGIENERICHTLINIEN (NRW 1979)** zur Standortbeurteilung für die Bestattung herangezogen wird, liefert allein keine hinreichenden Angaben über die Belüftung des Bodens und stellt somit allein kein Maß für die Zersetzungsbedingungen dar.

► Um eine genaue Aussage über den aktuellen Gashaushalt des Bodens im Rahmen einer Standortbeurteilung für die Bestattung machen zu können, müßten anstelle der Bestimmung der Luftkapazität, der Diffusionskoeffizient D_s , über die Gasdiffusionsmessung ermittelt werden. Da nach der Bestattung auch eine Sauerstoffversorgung des Sargbereiches über den angrenzenden ungestörten Boden möglich ist, kann über die Ermittlung des Diffusionskoeffizienten D_s die Verweidungseignung des Bodens besser beurteilt werden.

► Durch das Komprimieren von Erdmaterial durch die Schaufel des Friedhofsbaggers während der Verfüllung eines Grabes kann es zu Bodenverdichtungen im Grabprofil kommen. Hierdurch erfährt besonders der für die Belüftung wichtige Bereich der weiten Grobporen (Luftkapazität) eine deutliche Abnahme. Auch wenn bereits durch das Ausheben des Grabes die Porenkontinuität gestört wird, kann eine zusätzliche Abnahme der Luftkapazität die Bildung neuer biogener Poren erschweren.

► Durch eine Herabsetzung der Bestattungstiefe wird die Diffusionsstrecke zwischen Sarg und Atmosphäre verkürzt. Dadurch könnte der Einfluß von Diffusionsbarrieren im Boden verringert werden, was sich positiv auf den Gasaustausch auswirken würde. Aber auch der Einfluß der Bodenfeuchte auf die Zersetzungsstörungen könnte durch eine Herabsetzung der Bestattungstiefe gemindert werden, da mit zunehmender Tiefe die Wassergehalte im Boden ansteigen.

Literatur

- AG BODEN (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 4. Auflage (KA4). E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- BURGHARDT, W. und D. SCHMIDT-BARTELT, R. BEHNKE (1990): Friedhöfe auf Loß und urban-industriell überprägten Substraten im Ruhrgebiet - Bodenmerkmale, Probleme und Lösungsansätze. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 61, S. 131 - 134.
- FREDE, H. G. (1986): Der Gasaustausch des Bodens. *Habilitationschrift im Fachbereich Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität. Göttinger Bodenkundliche Berichte*, 87, S. 1 - 130.
- MENGEDE, R. und W. BURGHARDT, M. BAHMANI (2001): Langzeitversuch zur Bodenatmung auf einem Friedhof. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 96, S. 531 - 532.
- NRW. (1979): *Hygiene-Richtlinien für die Anlage und Erweiterung von Begräbnisplätzen*. RdErl. D. Ministers für Arbeit, Soziales und Gesundheit in NRW v. 27.8.1979.
- RICHARDS, L. A. und H. FIREMAN (1943): Pressure-plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils. *Soil Sci.*, 56, S. 395 - 404.
- WOLKEWITZ, H. (1959/60): Die Weiterentwicklung des Verfahrens der pF-Untersuchung zur Feststellung der Bindungsintensität des Wassers im Boden. *Der Kulturtechniker*, 47/48, S. 37 - 51.

Einrichtung eines Schutzflächensystems natürlicher Waldböden für Sachsen-Anhalt und Brandenburg mit Archivfunktion für den primär natürlichen Zustand und als Vergleichsbasis anthropogenen Zustandswandels

von R. Michel¹, D. Kopp², M. Altermann³, W. Schwanecke⁴

1. Einleitung

Bei der deutschlandweit laufenden Einrichtung von Bodenschutzflächen (rote Liste Böden) scheinen uns primär natürliche Böden ungenügend vorgesehen zu sein. Am Beispiel Sachsen-Anhalts und Brandenburgs wird gezeigt, wie diese Lücke geschlossen werden kann, besonders für die Beurteilung des Bodenwandels stärker genutzter Naturräume.

Wir haben daher begonnen, ein repräsentatives Netz von Ausschnitten natürlicher Waldböden einzurichten und dabei den Boden als Komponente komplexer Naturräume zu betrachten. Ein solches Vorhaben wurde zuerst für Sachsen-Anhalt im Jahre 2000 im Rahmen eines von M. Altermann für das Landesamt für Umweltschutz übernommenen Auftrages eingeleitet und dann 2001 vom Landesumweltamt Potsdam durch Vergabe eines Auftrages an die Fachhochschule Eberswalde, Bereich Landnutzungsforschung und Naturschutz. Bearbeiter ist für das Tiefland beider Länder D. Kopp, im Berg- und Hügelland Sachsen-Anhalts W. Schwanecke. Über den Methodenansatz und den Stand wollen wir hier berichten.

1. Verfahren

2.1 Grundzüge

Repräsentative ungestörte Bodenausschnitte aus Waldnaturräumen mit natürlichem Gleichgewicht zwischen Boden und Vegetation sollen als Bodenschutzflächen unter Schutz gestellt werden mit dem Ziel, die geogenetische und ökologische Bewertbarkeit anthropogener Bodenveränderungen zu sichern.

Bei der Flächenauswahl sollen betont bereits vorhandene Naturschutzgebiete aller Art und Naturwaldreservate bevorzugt werden. Wo damit das gewünschte Schutzflächensystem nicht erreicht wird, sind naturnah bewirtschaftete Wirtschaftswälder hinzuzunehmen.

Kartengrundlage für dieses Vorhaben sind die flächendeckend vorliegenden forstlichen Standortskarten 1:10 000, ferner die digitalisierte für Sachsen-Anhalt und Brandenburg vorliegenden Karten der Naturraummosaik 1:100 000 und zur Suche nach der natürlichen Baumartenverbindung die Karten der Forsteinrichtung 1:10 000 mit Bestockungstypen.

Die forstlichen Standortskarten 1:10 000 bilden im Komponentengefüge von Standorts- und Naturraumformen *Bodenformen* ab: als Stamm-Bodenformen nach relativ stabilen schwer beeinflussbaren Eigenschaften und Humusformen zur Kennzeichnung der leicht beeinflussbaren und somit veränderlichen Bodeneigenschaften. Die Stamm-Bodenform hat die Ebenen der Haupt- und Feinbodenform. Die Hauptbodenform ist durchweg mit den bodensystematischen Einheiten der KA4 parallelisierbar. Die Feinbodenform geht in ihrer bio- und geökologischen Aussage weit darüber hinaus.

Eine Übersicht über die Klassifikation der Bodenformen und ihrer Begleitkomponenten findet sich als Kurzfassung in „Forstliche Boden- und Standortformen des nordostdeutschen Tieflandes als Datenbasis für die Landschaftsmodellierung“ (Kopp, Jochheim u.a. 2002), eine etwas ausführlichere Fassung in der Standorterkundungs-Anleitung, Teil A (Schulze u. Kopp 1995). In beiden sind aus Tabellen die Paralleleinheiten aus der Bodensystematik der Geologischen Landesämter (AG Boden 1994) ersichtlich.

Die Karten der Naturraummosaik 1:100 000 bilden im entsprechenden Komponentengefüge von Naturraummosaik *Bodenmosaiktypen* (Bodengesellschaften) ab: wiederum als Stamm-Bodenmosaik nach

relativ stabilen schwer beeinflussbaren Eigenschaften und nach dem Mosaik der Humusformen. Die Stamm-Mosaiktypen sind nach Bodenformen-Ausstattung und Vernetzungsmuster definiert.

Den Bodenmosaiktypen liegt eine ausgereifte Klassifikation zu Grunde mit drei Ebenen: dem Hydromorphie-Substratrahmen, dem Hauptbodenmosaiktyp als Leitbodengesellschaft und dem Feintyp (Kopp 2001). Der Bodenmosaiktyp ist eingebunden in den komplexen Naturraummosaiktyp, zu dem außer den Komponenten Boden- und Reliefmosaik auch das Klimamosaik und das Bodenschwerkraftwassermosaik gehören sowie das Vegetationsmosaik als Widerspiegelung des Zusammenwirkens dieser vier Geokomponenten.

Die Bodenmosaik liegen für Sachsen-Anhalt und Brandenburg flächendeckend digitalisiert vor, für Brandenburg vorwiegend noch unaufbereitet im Maßstab 1:100 000, teilweise bereits aufbereitet im Maßstab 1:50 000. Die Bodenformen wurden nur in bewaldeten Naturräumen kartiert. Außerhalb des Waldes sind sie nur als Ausstattung von Bodenmosaik in geschätzten Anteilstufen bekannt. Bestimmend für das Schutzflächensystem sind Stamm-Bodenformen und Stamm-Bodenmosaik; die Humusform und das Humusformmosaik dienen nur dazu auszudrücken, wie nahe der reale Bodenzustand dem natürlichen Gleichgewicht ist. Ein Übersichtbeitrag zu den von der forstlichen Standorterkundung ausgehenden Boden- und Naturraumkarten in vier Naturraumdimensionen ist zu finden bei Hartwich und Kopp 1999.

2.2 Zum Begriff natürlicher Bodenstatus

Wir unterscheiden zwischen primär natürlichem und sekundär natürlichem Boden- und Naturraumstatus. Primär natürlich sind Böden und Naturräume, die allein durch Naturprozesse entstanden sind. Sekundär natürlich sind Böden und Naturräume, die nach irreversibler menschgemachter Veränderung sich neu oder verändert durch Naturprozesse spontan entwickelt haben.

Primär natürliche Böden kommen im norddeutschen Tiefland in drei geogenetischen Konstellationen vor:

- als früh ausgereifte Böden an periglaziären oder spätperiglaziären Oberflächen pleistozäner Sedimente mit periglaziärer Perstruktionsserie
- als spät, erst im Laufe der extraperiglaziären Tal- und Niederungsentwicklung ausgereifte Böden ohne periglaziäre Perstruktionsserie
- als in natürlicher Reifung befindliche Böden auf jüngsten Sedimenten, z.B. Küstenschwemmsanden

Zum primär natürlichen Bodenstatus gehört im Zusammenwirken mit dem Klima und Bodenschwerkraftwasser die primär natürliche Vegetation als biotische Naturraumkomponente. Von den Entwicklungsstadien der natürlichen Waldvegetation -Vor-, Zwischen- und Hauptwaldstadium- wird für unser Vorhaben das Hauptwaldstadium bevorzugt, aber auch die beiden anderen sind bedingt geeignet.

Voll ausgereifte Böden an periglaziären Oberflächen als die erste Gruppe sind Braunerde, Bänderbraunerde und Fahlerde (Braunerde und Parabraunerde) sowie ihre semihydromorphen Entsprechungen. Nach einer zunehmend an Gewicht gewinnenden Hypothese (bes. Kopp 1970, Kopp u. Jäger 1972, Kowalkowski u. Borzyskowiak 1977) sind diese Böden unter periglaziärem Milieu im Dauerfrostboden entstanden und haben sich danach nur noch im humosen Oberboden weiterentwickelt. Nach extraperiglaziärem Abtrag bilden sie sich nicht oder höchstens in Anfängen wieder neu.

Volle Naturnähe herrscht, wenn die Oberfläche weder durch anthropogenen Abtrag noch durch Auftrag noch durch Bodenbearbeitung verändert ist, wenn die Nährkraftstufe der Bodenform derjenigen ihrer natürlichen Gleichgewichts-Humusform und ihrer Stamm-Vegetationsform entspricht und wenn die Harmonie des Stickstoff- und Säure-

¹ Dr. R. Michel, Fachhochschule Eberswalde, Fr.-Ebert-Str. 28, 19225 Eberswalde

² Dr. habil. D. Kopp, Dömitzer Str. 20, 19303 Teweswoos

³ Prof. Dr. M. Altermann, Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz, Wilhelm-Raabe-Str. 9, 06118 Halle

⁴ Oberforstmeister W. Schwanecke, Th.-Neubauer-Str. 11, 99427 Weimar

Basenstatus im Oberboden nicht durch Fremdstoffeintrag (wesentlich) gestört ist.

Zur zweiten Gruppe gehören hydromorphe Mineralböden auf jungen sandigen Tal- und Niederungssedimenten mit extraperiglazärer Oberfläche. Die wichtigsten Bodenformen sind Sand-Grau-, -Humus- und -Anmoorgrundgley (Norm- Gley, Humusgley und Anmoorgley), Deckklocklehm-Grau-, -Humus- und -Anmooramphigley (Pseudogley-Gleye) sowie die Auenböden.

Typisch für die dritte Bodengruppe sind in Reifung begriffene Bodenbildungen auf ganz jungen Sedimenten an der Ostseeküste, bei tieferem Grundwasser mit der Sukzession Sand-Ranker, -Saunpodsol, -Filtzgraupodsol (Regosol, Podsol-Regosol, Humuspodsol aus Sand) und bei flacherem Grundwasser mit Sand-Graugrundgley, -Moorgrundgley, jeweils mit paralleler Vegetationsentwicklung. Hier gelten alle natürlichen Reifungssadien als natürlicher Bodenstatus.

Für die Flächenauswahl ist der so formulierte primär natürliche Status unser Suchziel für den ganzen Bodenausschnitt. Dieses Suchziel ist mit der Repräsentanzforderung in Einklang zu bringen. Notfalls sind Abstriche unumgänglich.

Zu den Böden mit *sekundär natürlichem Status* gehören

- anthropogen durch Ab- und Auftrag überformte Böden des periglazären Grundreliefs, bei denen sich nach irreversibler Veränderung ein neues natürliches Gleichgewicht zwischen Boden und Vegetation eingespielt hat
- entwässerte Böden mit neu eingespieltem natürlichem Gleichgewicht zwischen irreversibel verändertem Grundwasserstand und den wasserstandsabhängigen Bodeneigenschaften, wie Humusvorrat, -tiefenverteilung und Nährkraft, sowie einer neu eingespielten natürlichen Vegetation.

3. Gegenwärtiger Arbeitsstand

Bisher wurden vorausgewählt:

27 Bodenausschnitte im Tieflandsteil von Sachsen-Anhalt

24 Bodenausschnitte im Hügel- und Bergland von Sachsen-Anhalt

17 Bodenausschnitte im AIF Templin als Probelauf für Brandenburg

Die naturräumliche Repräsentation der vorausgewählten Bodenschutzbereiche wurde auf zweierlei Weise für das Naturaumspektrum des Arbeitsgebietes geprüft:

- auf der Grundlage der Naturaumsosaiaktypen, gegliedert nach klimatischer Höhen- und Feuchtestufe, Hydromorphiegrad des Bodensosaiaks, Substratosaiak des Boden, und Reliefmosaik
- auf der Grundlage von Ökochochengruppen, gegliedert nach ökologische Klimastufe, klimainterner Feuchtestufe und Nährkraftstufe.

Die aus beiden Darstellungen sich ergebenden Lücken sollen schrittweise geschlossen werden, vor allem bei der Fortsetzung der Flächen-suche in Brandenburg.

Die Dokumentation der vorausgewählten Bodenausschnitte besteht jeweils aus:

- einem schwarz-weiß-kopierten Ausschnitt aus der forstlichen Standortskarte 1:10 000
- einem Deckblatt dazu mit Eintrag von
 - Forstamt (AIF und Revier)
 - Grenzmarkierung des Ausschnittes
 - Grenzmarkierung der Stamm-Bodenformen und Formensymbol in naturraumangepasster Symbolik einschl. Grund- und Stauwasserform
 - Mosaikareal-Nummer
 - Wuchs-/Naturraumbezirk und Nummer
 - Namen des Ausschnittes
- einer Legende zum Bodenausschnitt auf Formblatt mit Name des Ausschnittes
 - Forstort sowie Blatt-Nr. für topogr. Karte 1:25 000 u. 1:100 000
 - Nr. des Mosaikareals und des Wuchs-/Natur-raumbezirkes
 - (Natur-) Schutzstatus
 - Mosaiktyp als komponentenübergreifender Rahmentyp und Leitbodengesellschaft mit lithochemischer KMgCaP-Serie
 - Ökochochengruppe als Ableitbasis für Stamm-Vegetationsmosaiktyp (Mosaiktyp der PNV)
 - Auflistung der Stamm-Bodenformen mit Grund-/Stauwasserformen und Humusformen, Stamm-Ökotopgruppe

für die vorkommenden Kombinationen mit der Relief-form und der Grund- und Stauwasserform, einem Nachweis für den Merkmalsspiegel dieser Boden-formen, das Altsymbol der Bodenform und die parallele bodensystematische Einheit der DBG-Klassifikation

- einem Ausschnitt aus der Bestockungskarte

Die Symbole und Abkürzungen werden in Fußnoten erklärt oder einer Erklärung durch Hinweis auf Tabellen zugänglich gemacht. Die zitierten Merkmalsspiegel befinden sich in dem als Anlage dienenden Buch Forstliche Boden- und Standortformen im nordostdeutschen Tiefland als Datenbasis für die Landschaftmodellierung (Kopp, Jochheim u.a. 2002).

4. Bodenkundliche Aussagekraft der natürlichen Bodenausschnitte

Das Netz der natürlichen Bodenausschnitte gibt schon jetzt und noch stärker nach Schließen der Lücken für das nordostdeutsche Tiefland sowie das Hügel- und Bergland von Sachsen-Anhalt einen Überblick über die natürlichen Eigenschaften der wichtigsten Bodenformen jeweils in ihrem Mosaikzusammenhang. Diese Bodenausschnitte sind damit eine unentbehrliche Beurteilungsbasis für alle Landnutzungs-zweige, die zu wesentlicher Veränderung des Bodens führen, besonders für die Landwirtschaft.

Das gilt für die folgenden Merkmale:

- Den natürlichen Profilaufbau nach Horizontfolge, Perstruktions- und Substratprofil. Diese Kenntnis ermöglicht es, menschgemachte Überformung durch Ab- und Auftrag zuverlässig abzuschätzen. Besonders günstig ist eine bilanzierende Betrachtung im Mosaik-zusammenhang (z.B. Manthey 1998). Für Böden mit periglazärer Perstruktionsserie lässt sich Überformung bis zurück ans Ende des Periglazials abschätzen (Kopp und Jäger 1972).
- Ausgangsstatus der natürlichen Bodenfruchtbarkeit nach ökologischer Nährkraft- und Feuchtestufe und daraus in Verbindung mit der ökologischen Klimastufe abgeleiteter Fruchtbarkeitsziffer für Phytomasseproduktivität der potentiell natürlichen Vegetation als Stamm-Vegetation.
- Fruchtbarkeitsbestimmende Einzeleigenschaften, wie
 - Körnungprofil
 - Humusprofil mit Vorrat und Vertikalverteilung
 - Sorptionsprofil mit Vorrat und Vertikalverteilung
 - Säure-Basenprofil mit Vorräte und Vertikalverteilung
 - Profil des Gesamtgehaltes an K, Mg, Ca, P mit Vorräten und Vertikalverteilung
 - Profil des Gesamtgehaltes an bisher 13 Spurenmetallen mit Vorräten und Vertikalverteilung
 - Speichervermögen für Bodenwasser nach Tiefenlagen und Bodenblöcken
 - Standortsfeuchteziffer mit ökoklimatischer Wasserbilanz und Äquivalenttiefe.
- Natürliche Gamma-Grundstrahlung als Dosisleistung (Kopp, Hannemann, Obriak u. Will 1984)

Die genannten Merkmale werden in den Merkmalsspiegeln für Boden- und Standortformen nachgewiesen. Für 120 Feinbodenformen des Tieflandes sind Merkmalsspiegel bereits Bestandteil des ersten Arbeitsabschnittes (Kopp u. Jochheim 2002) mit Ausnahme des Gesamtgehaltes in K, Mg, Ca und P sowie an Spurenmetallen sowie der natürlichen γ -Grundstrahlung. Eine Ausweitung der Merkmale, für die die natürlichen Bodenausschnitte als Bezugsbasis dienen können, ist vorgesehen.

Hinweis: Das Literaturverzeichnis kann bei D. Kopp angefordert werden.

**Gliederung und Definition der Humusformen
- Statusbericht -**

**Arbeitskreis Humusformen der Deutschen
Bodenkundlichen Gesellschaft**

Gerhard Milbert* & Claudia Erber**

Einleitung

In Deutschland werden seit mehr als 50 Jahren Waldböden und Waldstandorte kartiert. Humusformen sind ein wesentlicher Bestandteil dieser Kartierungen. Im Bezug auf Humusformen entwickelten sich unterschiedliche Gliederungssysteme und Ansprachekriterien zwischen den alten und den heutigen neuen Bundesländern. Seit 1990 werden in der bodenkundlichen und der standortkundlichen Kartierung und so auch bei der Humusformenansprache neue gemeinsame Kartierrichtlinien und Gliederungen entwickelt. Die Humusformen von Offenland-Standorten sollen in die Gliederung einbezogen werden. Seit 1994 fanden hierzu 6 Kolloquien mit Exkursionen (z.T. gemeinsam mit AG Bodenökologie und mit Kommission V) und 7 AK-Sitzungen statt.

Die nun vorgeschlagene Gliederung ist ein hierarchisches System, das folgende Kriterien berücksichtigt:

Hierarchie-Ebene	Gliederungs-Kriterium
Abteilung	standörtliche Gleichgewichtsbedingungen
Klasse	Vorhandensein eines H- oder Oh-Horizontes
Ordnung	rezenter Wassereinfluss in den diagnostischen Horizonten
Typ	Haupthumusform
Subtyp	differenzierte Humusform
Varietät und Subvariätät	qualitative und quantitative Differenzierung

Die Bestimmung der Humusformen bis auf das Niveau des Subtyps soll mit Feldmethoden möglich sein. Diese werden durch chemische Analysen und die Berücksichtigung der Krautschicht unterstützt. Beschreibungen der bisherigen Gliederung finden sich in der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 1994 und in der Forstlichen Standortsaufnahme, 1996.

Horizontdefinitionen

Zur eindeutigen Differenzierung der Humusformen ist die Definition einiger neuer diagnostischer Horizonte erforderlich. Hierzu gehören:

Off (Feinhumus 10 – 30 M-%) und Ohf (Feinhumus 30 – 70 M-%), Ouf, Ouh, Auh (Horizonte mit Wurzelfilz); Lw, Owf, Owh (wasserbeeinflusst); Obh (Oh bröckelig); Okh (Oh kompakt, unscharf brechbar); Osh (Oh scharfkantig brechbar), Hfw (Torf schwach zersetzt), Hmw (Torf mittel zersetzt), Hhw (Torf stark zersetzt).

Die Definitionen der Horizonte beziehen sich ausschließlich auf makroskopisch (maximal mit Hilfe einer Lupe) erkennbare Merkmale. Die Menge an organischer Feinsubstanz ist an einem Querschnitt durch den Horizont zu schätzen. Organische Horizonte bestehen zu mehr als 30 Masse% aus organischer Substanz (entspricht etwa 40 Vol.%). Die Merkmale dieser Horizonte sind überwiegend bereits beschrieben (Forstliche Standortsaufnahme, 1996.).

Hydromorphe Auflagehumusformen

Mit neuen Begriffen wird der Grad der Zersetzung als Reaktion auf die Wasserverhältnisse und die Nährstoffsituation charakterisiert. Gleichzeitig ermöglichen von der Bodentypen-Gliederung abweichende Begriffe eine bessere Abgrenzung zwischen Substrat, Bodentyp, Horizont und Humusform. Da geringmächtige Torfbildungen (< 1 dm) in Zukunft in der Bodentypensystematik ausschließlich als Humusform als Varietät genannt werden, können Missverständnisse und Dopplungen vermieden werden. Änderungen in der Bildungsdynamik von Torfen können durch Bodentypen nicht beschrieben werden.

In Anlehnung an das kanadische System bieten sich zur Charakterisierung eine Kombination des Zersetzungsgrades und der Trophie an:

Fibrimoor (Z <=4), (fibrice); Mesomoor (Z 5-6), (mesic); Humimoor (Z >=7), und zur Kennzeichnung der Ernährungssituation: eutroph, mesotroph (oligotroph) und dystroph. Moor-Humusformen werden nur dann verwendet, wenn der Wasserhaushalt als ‚dauerass‘ einzustufen ist und damit den Bildungsbedingungen für Torfe entspricht (wachsende Moore). Bezugshorizont ist stets der oberste H-Horizont.

Zusammenfassung

Mit einer systematischen Gliederung der Humusformen wird versucht, das Resultat der standörtlichen Bedingungen für die Mineralisierung und Humifizierung der abgestorbenen Biomasse summarisch zu erfassen. Durch die stärkere Berücksichtigung des Wasserhaushaltes im Oberboden und in der Humusaufgabe sollen die Umsetzungsbedingungen noch besser charakterisiert werden. Mit einer Kennzeichnung der Humusform können Prozesse im und auf dem Oberboden besser und feiner gekennzeichnet werden, als durch eine rein bodentypologische Kennzeichnung. Die Offenland-Humusformen sollen in das Gliederungssystem integriert werden. Hier und bei aero-hydromorphen und hydromorphen Humusformen besteht noch erheblicher Untersuchungsbedarf.

Aufgrund der hohen Flächenvarianz der Humusformen innerhalb standörtlich homogener Flächen erscheint es sinnvoll, für Waldstandorte neben der Humusform typische Humusformenmuster als Humusformengesellschaften zu beschreiben und darzustellen. Auf europäischer Ebene wird außerdem versucht, die zeitliche Dynamik von Humusformen eines Waldstandortes zu beschreiben und systematisch zu gliedern. Eine ausführliche Beschreibung ist in der Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde vorgesehen. Stellungnahmen zur Gliederung sind erwünscht. Weitere Informationen können über E-Mail angefordert werden.

* Geologischer Dienst NRW, Postfach 10 07 63, D-47707 Krefeld - E-Mail: milbert@gd.nrw.de

** Institut f. Landschaftsökologie, Robert-Koch-Straße 26-28, 48149 Münster, E-Mail: erberc@uni-muenster.de

Humusformengliederung

Abteilung	Klasse	Ordnung
standörtliche Bedingungen	Vorhandensein eines Oh- oder H-Horizontes	rezenter Wassereinfluss in den diagnostischen Horizonten
Humusform nahezu im standörtlichen Gleichgewicht	Mull-Humusformen, kein Oh- oder H-Horizont vorhanden, rezente Bildungsbedingungen	aeromorph
		aero-hydromorph
		hydromorph, bisher nicht beschrieben
	Auflagchumusformen, Oh- oder H-Horizont vorhanden, rezente Bildungsbedingungen	aeromorph
aero-hydromorph		
hydromorph		
Humusform ohne standörtliches Gleichgewicht, einschließlich Initialstadien und Sonderformen	biologische Aktivität entspricht Mullhumusformen	nach Wasserhaushalt differenzieren
	biologische Aktivität entspricht Auflagchumusformen	nach Wasserhaushalt differenzieren

Humusformen und ihre diagnostischen Horizonte/Horizontfolgen

Humusformtyp	Humusformensubtyp	Horizontfolge
L-Mull		(L)/A(x)h
(aeromorph)	A-Mull	(L)/A _x h
	Typischer L-Mull	L/A(x)h
	Rhizo L-Mull	L/A _{uh}
F-Mull		L/O _f /A _h
(aeromorph)	Typischer F-Mull	L/O _f /A _h
	Rhizo F-Mull	L/O _{uf} /A(u)h
	Moderartiger F-Mull	L/O _{ff} /O _h /A _h
L-Feuchtmull		L _w /S _w -A(x)h, Go-A(x)h
(aero-hydromorph)	A-Feuchtmull	(L _w)/S _w -A _x h, Go-A _x h
	Typischer L-Feuchtmull	L _w /S _w -A(x)h, Go-A(x)h
	Rhizo-L-Feuchtmull	L _w /S _w -A _{uh} , Go-A _{uh}
F-Feuchtmull		L/O _{wf} /S _w -A _h , Go-A _h
(aero-hydromorph)	Typischer F-Feuchtmull	L/O _{wf} /S _w -A _h , Go-A _h
	Rhizo-F-Feuchtmull	L/O _{wuf} /S _w -A(u)h, Go-A(u)h
	Moderartiger F-Feuchtmull	L/O _{ff} /O _{whf} /S _w -A _h , Go-A _h
Moder		L/O _f /(O _b h)/A _h , A _{ch}
(aeromorph)	Mullartiger Moder	L/O _f /(O _b h)/A _h , A _{ch}
	Typischer Moder	L/O _f /O _b h/A _h , A _{ch}
	Rhizo-Moder	L/O(u) _f /O _{uh} /A(u)h, A(u) _{ch}
Rohhumus		L/O _f /O _{kh} , O _w sh/A _{ch} , A _c
(aeromorph)	Moderartiger Rohhumus	L/O _f /(O _{kh})/A _{ch} , A _c
	Typischer Rohhumus	L/O _f /O _{sh} /A _{ch} , A _c
Feuchtmoder		L/O _f /(O _{wh})/S _w -A(e)h, Go-A(e)h
(aero-hydromorp)	Mullartiger Feuchtmoder	L/O _f /(O _{wh})/S _w -A(e)h, Go-A(e)h
	Typischer Feuchtmoder	L/O _f /O _w h/S _w -A(e)h, Go-A(e)h
	Pechmoder	L/O _f /O _w xh/..
	Typischer Tangel	L/O _f /O _w h/O _w vh/.. (O _{vh} = krümelig, basenreich)
	Rhizo-Feuchtmoder	L/O(u) _f /O _w uh/S _w -A(u)(e)h, Go-A(u)(e)h
Feuchtrohumus		L/O _f /O _w kh, O _{sh} /S _w -A(h)e, Go-A(h)e
(aero-hydromorp)	Moderartiger Feuchtrohumus	L/O _f /O _w kh/S _w -A(h)e, Go-A(h)e
	Mächtiger Tangel	L/O _f /O _w h/O _w vh/... (O _f >> 5 cm)
	Typischer Feuchtrohumus	L/O _f /O _w sh/S _w -A(h)e, Go-A(h)e
F-Moor		L/H _f w
(hydromorph, anoxisch)	Eutrophes F-Moor	L _n H _f w
	Mesotrophes F-Moor	L _u H _f w
	Dystrophes F-Moor	L _h H _f w
M-Moor		L/H _m w
(hydromorph, anoxisch)	Eutrophes M-Moor	L _n H _m w
	Mesotrophes M-Moor	L _u H _m w
	Dystrophes M-Moor	L _h H _m w
H-Moor		L/H _h w
(hydromorph, anoxisch)	Eutrophes H-Moor	L _n H _h w
	Mesotrophes H-Moor	L _u H _h w
	Dystrophes H-Moor	L _h H _h w

Disaggregierungsmodell zur Optimierung mittelmaßstäbiger Bodenkarten für die Ableitung von Boden- und Landschaftshaushaltsfunktionen

Thomas Mosimann und Uwe Meer

Problemstellung

Für die Ableitung und Simulation landschaftshaushaltlicher Größen auf der mittleren Maßstabebene sind die Bodenübersichtskarten im Maßstab 1:50.000 (BÜK50) von besonderer Bedeutung, da sie a) für weite Teile der Bundesrepublik und einige andere Länder (digital) zur Verfügung stehen und b) aufgrund des Fehlens höher aufgelöster Bodenkarten auch längerfristig als Eingangsdatengrundlage für die Modellierung dienen werden. Aufgrund der schon starken Generalisierung dieser Bodeneinheiten können relief- oder substratbedingte Unterschiede der Bodendaten nicht berücksichtigt werden. Diese Datengrundlage ist somit ziemlich unscharf, zumal fehlende Angaben zu Spannweiten und Auftretenswahrscheinlichkeiten der Bodendaten (unbekannte Heterogenität dieser „Basisdaten“) eine Fehlerabschätzung für modellierte Größen („Kennwerte“) unmöglich machen. Die hier angeführten Probleme machen deutlich, dass die Entwicklung GIS-gestützter Disaggregierungsverfahren (Algorithmen zur Übertragung mittlerer in große Maßstäbe) unumgänglich ist.

Methoden

Das Disaggregierungsmodell „zerlegt“ größere Bodenareale durch Berücksichtigung von Substrat- und Reliefunterschieden in kleinere Areale mit geringerer Heterogenität der Eigenschaften.

Vorgehen:

GIS-gestützte Verschneidung der Bodenübersichtskarte (BÜK50) mit der Informationsschicht Gesteinsuntergrund (Geologie). Hierbei entstehen in der ersten Disaggregierungsstufe (DISAG 1) kleinste gemeinsame Faktorkombinationen aus den Informationsschichten Boden und Gestein, welche auf der Grundlage eines hoch aufgelösten Datensatzes („reale“, bekannte Verteilung auf Basis der Bodenschätzung, Maßstab etwa 1:5.000) mit neuen Bodeninformationen hinterlegt werden.

In einem zweiten Schritt [Disaggregierungsstufe 2] werden Reliefinformationen {z. B. Lage im Relief: Kuppe, Hang oder Tiefenlinie} in die DISAG 1 integriert, um die Heterogenität der Verschneidungsflächen weiter zu minimieren.

Für jede Verschneidungseinheit wird anhand von Histogrammverläufen die Ursprungsheterogenität (Kartiereinheiten der BÜK50) mit der nun vorliegenden Heterogenität (DISAG-Stufe 1/2) anhand eigens entwickelter Heterogenitätsindizes (vgl. Abbildung 1) verglichen. Dies geschieht für die bodenkundlichen Basisdaten (z. B. Korngrößenzusammensetzung, Skelettgehalt, Gründigkeit etc.), Einzelfaktoren von Modellen (z. B. der K-Faktor als

ein Maß für die Erosionsanfälligkeit des Bodens) und abgeleitete, ökologische Größen (Erosionsabträge, Grundwasserneubildung etc.). Da die Histogrammverläufe in der Regel eine polymodale bzw. asymmetrische Verteilung aufweisen, ist die Verwendung von gebräuchlichen Lokalisations- und Dispersionsparametern wie Varianz und Standardabweichung weniger sinnvoll. Zur Beurteilung der Verteilungen werden daher andere Heterogenitätsmaße verwendet.

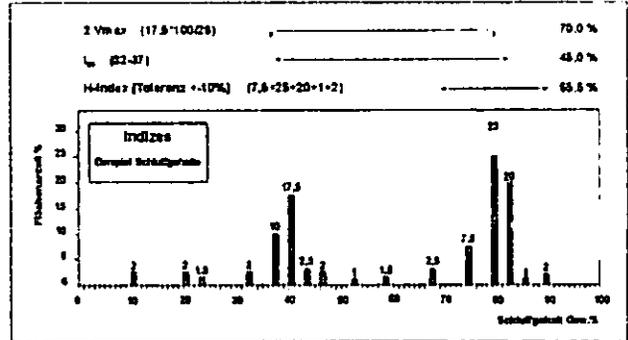


Abbildung 1: Verwendete Heterogenitätsmaße zur Histogrammbeurteilung

Homogenitätsindex (H-Index):

Der Homogenitätsindex ist ein eigens entwickeltes Maß zur Beurteilung der „Höhe“ einer Verteilung. Er summiert sich aus dem Flächenanteil, der vom Modalwert ± eines parameterabhängigen Toleranzbereichs eingenommen wird (ergibt sich aus der Klassenmittenbildung der Kornfraktionen bei der Metrisierung der Bodenartenuntergruppe).

Interdezilbereich I₈₀:

Der I₈₀ beinhaltet 80 % des Wertespektrums (bzw. der Fläche) und ermöglicht einen guten Überblick über die „Breite“ einer Verteilung, da er Extremwerte weniger stark wichtet.

Zweites Verteilungsmaximum (2Vmax):

Dieses Kriterium ermöglicht zu beurteilen, ob neben dem durch den Homogenitätsindex bereits erfassten Verteilungsschwerpunkt noch weitere disaggregierungswürdige Flächenanteile (Peaks) innerhalb der Verteilung existieren. Aus diesem Grunde wird das (prozentuale) Verhältnis von Modalwert zum „zweiten“ Peak gebildet.

Restfläche / verbleibende Peak-Anzahl:

Sinkt die Restfläche bzw. der Stichprobenumfang unter einen definierten Schwellenwert, bricht der Disaggregierungsalgorithmus ab.

Heterogenitätsmaße sollen neben Aussagen zur Homogenität eines Areals auch als Indiz für die weitere Disaggregierungswürdigkeit einer Einheit (Festlegung von Schwellenwerten für die Indizes) sowie als Maß für die Verbesserung eines Schrittes dienen. Darüber hinaus sollen diese Maße in naher Zukunft die Legenden mittelmaßstäbiger Bodenkarten erweitern und den Nutzer in die Lage versetzen, sich einen Eindruck über das Ausmaß der Heterogenität in den als homogen ausgewiesenen Bodenarealen zu verschaffen.

Ergebnisse

Wie stark lassen sich durch Disaggregierungsmodelle die Merkmalsvarianzen der Basisgrößen reduzieren? Abbildung 2 zeigt den Verlauf des Homogenitätsindex für eine Braunerde auf Silikatgestein (Arealgröße

ca. 1940 ha) der drei Modellebenen mit zunehmender Profiltiefe. In der Disaggregierungsstufe 1 sind die Homogenitätsindizes im Mittel etwa doppelt so hoch wie in der Ausgangskarte (BÜK 50). In der Disaggregierungsstufe 2 lassen sich nur noch marginale Verbesserungen verwirklichen. Dies ist vor allem auf die noch zu grobe Einteilung des Reliefs in Kuppe-, Hang- und Scheitellage zurückzuführen. Eine weitere Differenzierung dieser Reliefparameter, vor allem der Untergliederung der Hangbereiche (vgl. hierzu REUTER, 2003), ist Bestandteil derzeitiger Arbeiten.

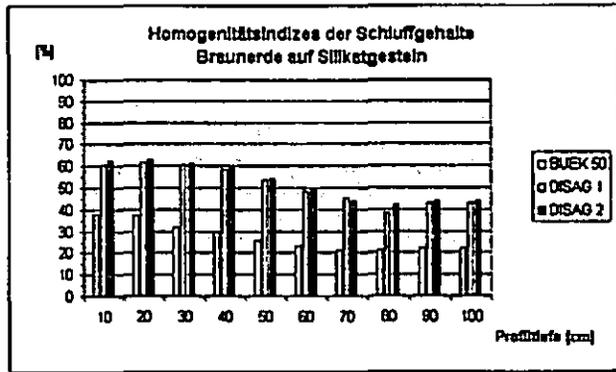


Abbildung 2: Verlauf der Homogenitätsindizes der drei Modellebenen mit der Tiefe

Wie wirkt sich die Merkmalsreduzierung auf modellierte Größen aus? Dies wird am Beispiel des K-Faktors gezeigt. Der K-Faktor ist das international gebräuchliche Maß für die Erosionsanfälligkeit des Bodens.

Abbildung 3a zeigt den ermittelten K-Faktor für eine Bodeneinheit der BÜK50 (Braunerde auf Silikatstein) sowie die „reale“ Verteilung der K-Faktoren innerhalb dieses Bodenareals, welche anhand der Bodenschätzungsdaten berechnet wurde. Die Abbildungen 3b und 3c präsentieren die optimierte räumliche Modellierung in den einzelnen Disaggregierungsstufen. Diese zeigen deutlich, dass die Merkmalsvarianz der K-Faktoren durch die Anwendung eines Disaggregierungsmodells sehr viel differenzierter wiedergegeben werden kann. Wie lassen sich die erzielten Reduzierungen der Merkmalsvarianz in Zahlen ausdrücken? Für die vorgestellte Bodeneinheit der Bodenübersichtskarte werden nur auf 14% der Fläche korrekte K-Faktoren ausgewiesen (K-Faktor der Bodenübersichtskarte stimmt mit realem K-Faktor überein). In der Disaggregierungsstufe 1 liegen auf 52% und in der Disaggregierungsstufe 2 auf 67% der Fläche identische K-Faktoren vor, d. h. die Fläche korrekter K-Faktoren konnte durch die Anwendung der ersten Modellstufe um das 3,7-fache und in der zweiten Stufe um das 4,8-fache gesteigert werden.

Fazit

Die Nachfrage nach (hoch aufgelösten) Bodeninformationen als Planungs- oder Entscheidungshilfe steigt (BÖHNER & KÖTHE, 2003). Gründe dafür sind neue Umweltauflagen wie das Bundesbodenschutzgesetz und die Entwicklung computergestützter Bewirtschaftungstechnologien wie Precision Farming. Disaggregierungsansätze versetzen den Modellanwender in die Lage, einen großen Beitrag zu mehr Planungssicherheit zu leisten. Räumlich höher aufgelöste Eingangsdaten verringern den Fehlerbereich räumlich differenzierter Simulationen von Wasser- und Stoffhaushaltsprozessen erheblich. Es wird in Zukunft möglich sein, bodenkundliche Standardwerke wie etwa die BÜK50 mit Angaben zur Varianz der bodenkundlichen Basisdaten auszustatten und somit die Abschätzung eines Fehlers für

modellierete Größen zu ermöglichen. Somit wäre der Anwender auch bei einer niedrigen Auflösung der Bodendaten in der Lage, eine hinreichend genaue Abschätzung von Modellgrößen zu liefern. Zudem muss die Entwicklung in Richtung empirisch statistischer Modelle gehen, die für ganze Landschaftstypen eine Abschätzung der Heterogenitätsindizes erlauben.

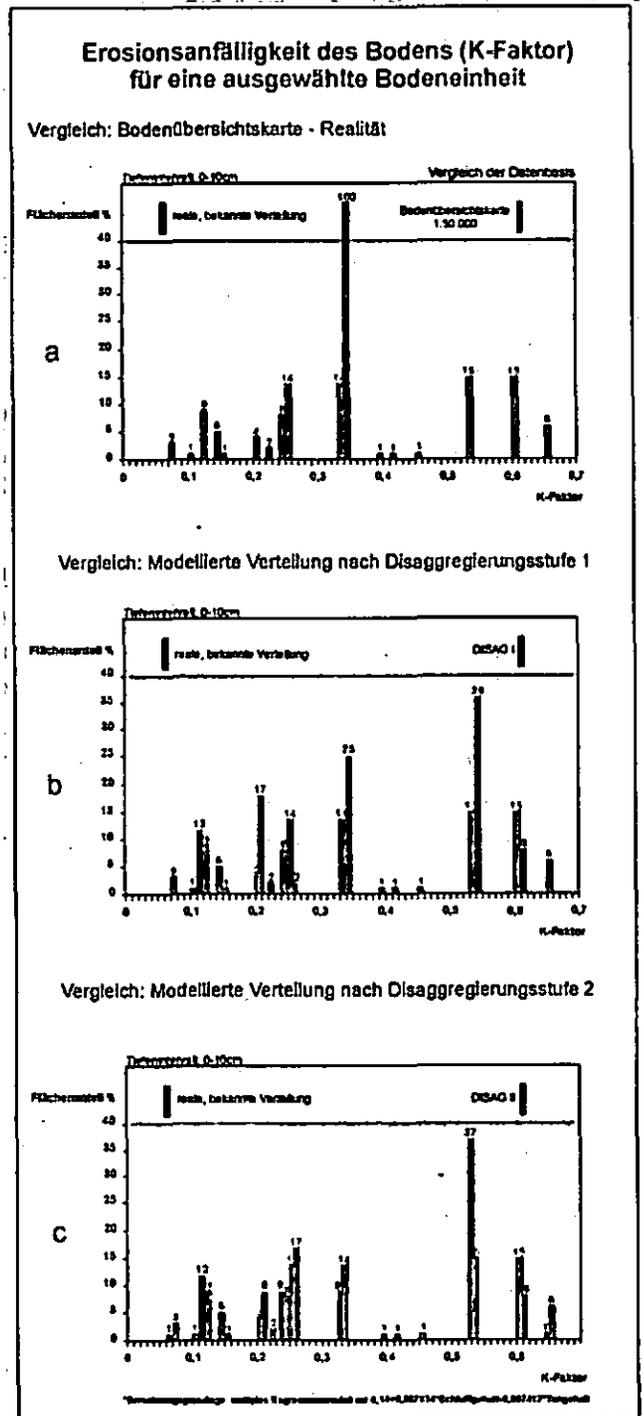


Abbildung 3a-c: Vergleich der Histogrammverläufe für die Erosionsanfälligkeit des Bodens.

Literatur

BÖHNER & KÖTHE (2003): Bodenregionalisierung und Prozessmodellierung: Instrumente für den Bodenschutz. In Petermanns Geographische Mitteilungen 2003/3, S. 72-82
 Reuter (2003): Analyzing Digital Elevation Models using relief Analysis within ArcInfo (unveröffentlicht).

Einfluss der Landnutzung auf die Kohlenstoffvorräte in Baden-Württemberg

Henry Neufeldt¹, Michael Schäfer² und Elisabeth Angenendt²

Einleitung

Zur Ermittlung der CO₂-Minderungspotentiale aus landwirtschaftlich genutzten Böden und, darauf aufbauend, der Entwicklung von Instrumenten zur Senkung der Emissionen, ist es zunächst notwendig, die C_{org}-Vorräte der Böden zu kennen. Diese hängen vor allem von der Landnutzung, der Textur der Böden sowie klimatischen Bedingungen ab. Daher müssen für eine regionale Betrachtung Informationen zu diesen Parametern bereitgestellt und miteinander verschnitten werden.

Diese Untersuchung zeigt den Einfluss unterschiedlicher Nutzung (Acker, Grünland) auf die Kohlenstoffvorräte landwirtschaftlicher Böden Baden-Württembergs.

Material und Methoden

Als Grundlage der Untersuchung dienten die BÜK200 (LGRB, 2002), die CORINE-Daten zur Bodenbedeckung, die sich auf das Jahr 1994 beziehen (DESTA, 1997) sowie die langjährigen Klimadaten von 169 Klimastationen Baden-Württembergs (DWD, 2002). Boden- und Landnutzungsdaten wurden gerastert und mittels GIS (ESRI, 1996) verschnitten. Die diskreten Werte der Klimastationen wurden für alle Rasterzellen interpoliert. In die Berechnung der C_{org}-Vorräte gingen die C_{org}-Gehalte, Bodentyp, Textur, Lagerungsdichte, Gründigkeit, Skelettgehalt, Nutzung (Acker und Grünland) sowie die klimatische Wasserbilanz ein (Waldmann, 2003). Aufgrund der räumlichen Heterogenität innerhalb der bodenkundlichen Kartiereinheiten, mussten diskrete Werte für die Gründigkeit und den Skelettgehalt der Böden abgeschätzt werden. Für die statistische Auswertung wurden F-Test und Tukey's HSD Test verwendet.

Ergebnisse

Knapp 60 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche Baden-Württembergs werden für Ackerbau verwendet während nur 40 % auf Grünland entfallen (Tabelle 1). Andererseits sind in den

Oberböden (0-30 cm) der Ackerböden lediglich 51 % der C_{org}-Vorräte gespeichert. Das liegt daran, dass die Grünland-Oberböden im Durchschnitt 3,2 kg m⁻² mehr C_{org} enthalten als die Ackerböden. Da sich der Unterschied bezogen auf 100 cm nur wenig ändert, kann gefolgert werden, dass die unterschiedlichen C_{org}-Vorräte auf den Oberböden beschränkt sind.

Die C_{org}-Vorräte (Median) in den Oberböden reichen von 4,0 kg m⁻² in Podsolen über ca. 6 kg m⁻² in grund- oder stauwasserfernen Böden und 7-12 kg m⁻² in hydromorphen Böden bis über 25 kg m⁻² in landwirtschaftlich genutzten Torfböden (Tabelle 2).

Tabelle 1. Flächen und C_{org}-Vorräte unterschiedlich genutzter Böden Baden-Württembergs.

	Acker	Grünland	Gesamt
Fläche	11217 km ² (59 %)	7466 km ² (40 %)	18876 km ²
C _{org} (0-30 cm)	5,6 kg m ⁻²	7,9 kg m ⁻²	6,4 kg m ⁻²
C _{org} (0-100 cm)	8,8 kg m ⁻²	12,4 kg m ⁻²	10,2 kg m ⁻²
Σ C _{org} (0-30 cm)	62,4 Tg (51 %)	59,1 Tg (49 %)	121,5 Tg
Σ C _{org} (0-100 cm)	98,7 Tg (52 %)	92,8 Tg (48 %)	191,5 Tg

Tabelle 2. C_{org}-Vorräte, Flächenanteile und Differenz zwischen Acker- und Grünlandböden (Δ) in den Oberböden Baden-Württembergs.

Bodentypen	C _{org} -Vorräte		Fläche (%)	Δ (kg m ⁻²)
	(kg m ⁻²)	(%)		
Podsol	4,0	0,3	0,5	1,5
Parabraunerde	5,7	26,0	29,7	-1,7
Rendzina	5,8	10,0	11,1	-1,3
Pararendzina	5,8	8,0	8,8	-1,0
Pelosol	6,2	11,4	11,8	-1,5
Braunerde	6,5	19,5	19,2	-3,0
Auenboden	6,7	6,7	6,4	-2,5
Gley	7,0	0,7	0,6	-2,8
Pseudogley	7,1	2,2	2,0	0,7
Auengley	7,4	4,9	4,2	-2,6
Terra Fusca	7,5	1,5	1,3	-0,6
Kolluvisol	8,1	1,6	1,3	-1,3
Nassgley	11,6	0,1	0,0	2,2
Anmoorgley	12,3	0,9	0,5	2,2
Moor	25,1	6,3	1,6	0,4

Daher tragen die Torfböden zwar zu lediglich 1,6 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche bei, enthalten aber über 6 % der C_{org}-Vorräte der Oberböden, bzw. über 14 % der gesamten C_{org}-Vorräte (Tabelle 2). Andererseits tragen die fünf wichtigsten Bodentypen (Braunerden, Parabraunerden, Pelosole, Rendzinen und Pararendzinen), die zusammen über 80 % der

¹ Institut für Energetik und Umwelt gGmbH
Torgauer Str. 116
D-04347 Leipzig

² Universität Hohenheim
Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre
D-70593 Stuttgart

gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche ausmachen, zu ca. 75 % der C_{org} -Vorräte in den Oberböden bei.

Bezogen auf die Bodentypen gibt es zum Teil erhebliche Unterschiede in den C_{org} -Vorräten zwischen Acker- und Grünlandnutzung (Tabelle 2). Braunerden enthalten $3,0 \text{ kg m}^{-2}$ höhere C_{org} -Vorräte in den Grünlandböden, Auenböden, Auengleye und Gleye liegen im Schnitt auf Grünland um $2,5 \text{ kg m}^{-2}$ höher. Danach folgen Parabraunerden, Pelosole und Kolluvisole. Andererseits sind die Vorräte in den Anmoor- und Nassgleyen, aber auch den Podsolen unter Grünland deutlich niedriger als auf Ackerstandorten. Dies mag jedoch auch dem insgesamt sehr niedrigen Flächenanteil dieser Böden und der damit einhergehenden geringen Stichprobenzahl geschuldet sein. Erwartungsgemäss nimmt der C_{org} -Vorrat mit zunehmender Differenz zwischen Niederschlag und potentieller Evapotranspiration (NS-pET) signifikant zu, was bei steigenden Niederschlägen bzw. niedrigeren Temperaturen auf abnehmende Streuabbauraten zurückzuführen ist (Amelung et al., 1997). Dieser Zusammenhang wird auch durch die erhöhten C_{org} -Vorräte auf den Hochlagen des Schwarzwaldes und dem Allgäu verdeutlicht (Abbildung 1). Mit steigender NS-pET nimmt allerdings auch der Anteil von C_{org} im Oberboden signifikant zu. Dies kann weder mit differentieller Nutzung noch mit geogen bedingt unterschiedlicher Textur erklärt werden, da der Effekt auch bei einer multi-faktoriellen Betrachtung auftritt. Möglicherweise spiegelt sich darin die insgesamt geringere Gründigkeit der hochgelegenen Böden.

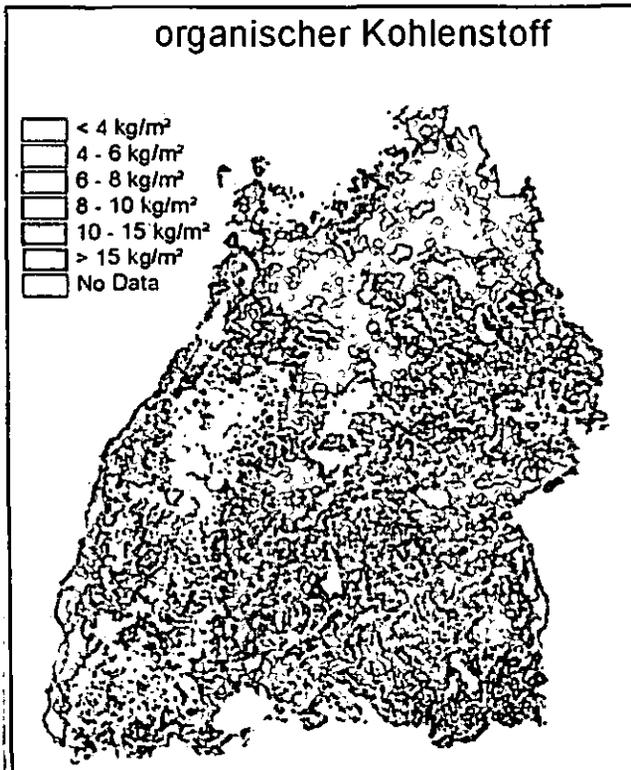


Abbildung 1. C_{org} -Vorräte in Böden Baden-Württembergs.

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse quantifizieren die erheblichen Unterschiede der C_{org} -Vorräte zwischen Acker- und Grünlandböden für das Bundesland Baden-Württemberg. Unter der Annahme, dass die C_{org} -Vorräte in vergleichbaren Acker- und Grünlandböden ursprünglich ähnlich waren, kann bei geeigneten Massnahmen auf ein erhebliches C-Senkenpotential geschlossen werden. Zu diesen Massnahmen könnten die Umwandlung von Acker- in Grünland und insbesondere die Renaturierung von ackerbaulich genutzten Torfböden gehören.

Literatur

- Amelung W, Flach KW, Zech W, 1997. Climatic effects on soil organic matter composition in the Great Plains. *Soil Sci Soc Am J* 61: 115-123.
- DESTATIS, 1997. Daten zur Bodenbedeckung für die Bundesrepublik Deutschland. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- DWD, 2002. Klimatologische Daten im DWD. Deutscher Wetterdienst, Offenbach.
- ESRI, 1996. ArcView GIS. Environmental Systems Research Institute Inc. Redlands, CA.
- LGRB, 2002. Bodenübersichtskarte von Baden-Württemberg 1:200000. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe von Baden-Württemberg.
- Waldmann F, 2003. Menge organischen Kohlenstoffs in Böden Baden-Württembergs. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg. Freiburg [unveröffentlicht].

Diese Studie wurde im Rahmen des DFG-Projekts „Modellierung sektoraler, räumlich disaggregierter Treibhausgasbilanzen und Bewertung von Klimaschutzstrategien auf regionalpolitischer Ebene“ durchgeführt.

Archivfunktion einer Auenparabraunerde: Rekonstruktion der Landschaftsgeschichte anhand der Zeugnisse von 2500 Jahren menschlichen Einflusses

Pätzold, St.*

Einleitung

Die Böden der Rhein-Terrassen wurden mehrfach intensiv untersucht; die systematische Einordnung der Böden wurde dabei z.T. kontrovers diskutiert (s. u.a. Fränzle 1969, Schröder 1979, Braun 1991). Die pleistozänen Schotter der Niederterrasse sind von spätpleistozänen bzw. altholozänen, meist schluffig-tonigen Hochflutabsätzen des Rheins bedeckt; z.T. finden sich auf den Niederterrassen holozäne Auensedimente von Rhein-Zuflüssen (Klostermann 1992). Am Untersuchungsstandort in Bonn-Poppelsdorf passieren zwei Bäche die lößbedeckten Haupt- und Mittelterrassen, bevor sie die Niederterrasse erreichen. Beide Bäche wurden im 18. und 19. Jh. verrohrt. Dieser Beitrag soll die Archivfunktion von Böden am Beispiel dieser ehemaligen Auenlandschaft verdeutlichen.

Lage der Profile

Die untersuchten Böden befinden sich auf der Niederterrasse des Rheins (ebene Lage) in einer Höhe von etwa 60 m NN. Die Untersuchungen wurden größtenteils in der "Nullparzelle" des Dauerdüngungsversuchs (DV) Poppelsdorf durchgeführt; das Profil liegt etwa 2,5 km vom Rhein und 500 m von der lößbedeckten Mittelterrasse entfernt. Zum Vergleich und zur Absicherung der Datierungsbefunde wurde ein zweites Profil herangezogen, das in anderem Zusammenhang von Wessel-Bothe (2002) bodenkundlich beschrieben wurde; das Profil "Feldlabor" (FL) liegt etwa 400 m SW in einer Entfernung von 150 m zur Mittelterrasse.

Geschichte der Landnutzung

Die untersuchte Fläche gehört seit 1822 der Landwirtschaftlichen Fakultät der Uni Bonn und wird seit 1906 als Dauerdüngungsversuch bewirtschaftet. Bereits der "Plan de la ville de Bonn" von 1703 weist die Flächen als Ackerland aus. In einer Entfernung von jeweils ca. 300 m sind zwei mäandrierende Bäche (Endenicher u. Poppelsdorfer Bach) verzeichnet, die von Grünlandflächen gesäumt werden. Die Tranchot-Karte (1807/08) sowie die preußische Uraufnahme (1845) verzeichnen

noch eine ähnliche Situation. Hartstein (1850) beschreibt die gelegentliche Überflutung der Flächen.

Ergebnisse und Diskussion

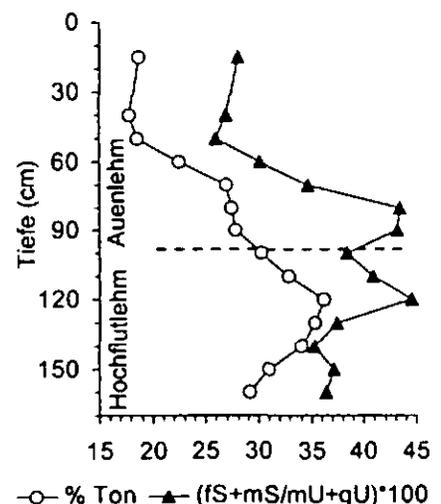
Das Profil "DV" weist eine deutliche Schichtung von holozänem, lößbürtigem Auenlehm der Bäche (Munsell-Farbtöne 10 YR bis 84 cm, Bodenart Lu) über spätpleistozänem bzw. frühholozänem Hochflutlehm des Rheins (5 YR ab 101 cm; Bodenart Tu3) auf. Tab. 1 zeigt die Horizontierung sowie die Ergebnisse der ¹⁴C-Datierungen, die weiter unten diskutiert werden. Das Profil ist vollständig entkalkt; die pH(CaCl₂)-Werte betragen 6,9 (Ap) bis 7,2 (Unterboden).

Tab. 1: Horizontierung der untersuchten Profile, Artefaktfunde und ¹⁴C-Datierung von Holzkohlefunden (kalibrierte Alter: bis zu fünf Alter pro Probe ermittelt; AMS, Leibniz-Labor Kiel; n.u.=nicht untersucht; HK = Holzkohle; ⁽¹⁾Lehner (1927); ⁽²⁾Wessel-Bothe (2002))

Hor.	Tiefe	Funde	Datierung
Dauerdüngungsversuch (Auenparabraunerde)			
Ap	0-32	-	n.u.
AiM	32-62	-	n.u.
BtM	62-77	röm. Scherben (70 cm) HK (75 cm)	1.-3. Jh. n.Chr. AD 421
M	77-84	HK (81 cm)	BC 352-210
fAhSw	84-101	HK (88 cm)	BC 757-542
II Sd	101-160+	röm. Brandgrab ⁽¹⁾ (130 cm)	n.u.
Vergleichsprofil: Feldlabor (Auenbraunerde)⁽²⁾			
Ah	0-15	-	n.u.
Ap	15-30	-	n.u.
BvM	30-115	Tegula (80 cm) HK (91 cm)	1.-3. Jh. n.Chr. AD 1222
II S	115-140+	HK (131 cm)	BC 785

Die hier vorgestellten Analysen wurden in 10 cm-Schritten durchgeführt, um Schichtungsphänomene erkennen zu können. Die Tongehalte nehmen bis 120 cm Tiefe deutlich zu (Abb. 1). Die Körnungsquotienten zeigen aber deutlich, dass auch innerhalb des oberen Meters unterschiedliche Sedimentlagen vorliegen, deren Schichtung i.S. Schröders (1979) als mäßig bis stark zu bezeichnen ist.

Abb. 1: Tiefenprofile der Tongehalte sowie eines Körnungsquotienten als Schichtungsindikator



*Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, D-53115 Bonn; PAETZOLD@BODEN.UNI-BONN.DE

Auch die Tongehaltsunterschiede im Rhein-Hochflutlehm unterhalb von 1 m Tiefe (Abb. 1) sind in Anbetracht des stark schwankenden Körnungsquotienten und der pH-Werte - in Übereinstimmung mit Schröder (1979), Braun (1991) u.a. - eher auf Sedimentation als auf Lessivierung zurückzuführen. Das Profil wird hier dennoch als Auenparabraunerde bezeichnet, um die Unterschiede in der Körnung zu dem von Wessel-Bothe (2002) als Auenbraunerde angesprochenen Profil "FL" zu betonen; die bodensystematische Diskussion (s.o.) soll damit nicht aufgegriffen werden.

Die Auenlehmsedimentation begann in der Hallstattzeit (Tab. 1, Abb. 2). Die Zunahme der C_{org} -Gehalte unterhalb von 60 cm Tiefe kann einerseits auf die Ablagerung humosen Bodenmaterials hindeuten (Abb. 2).

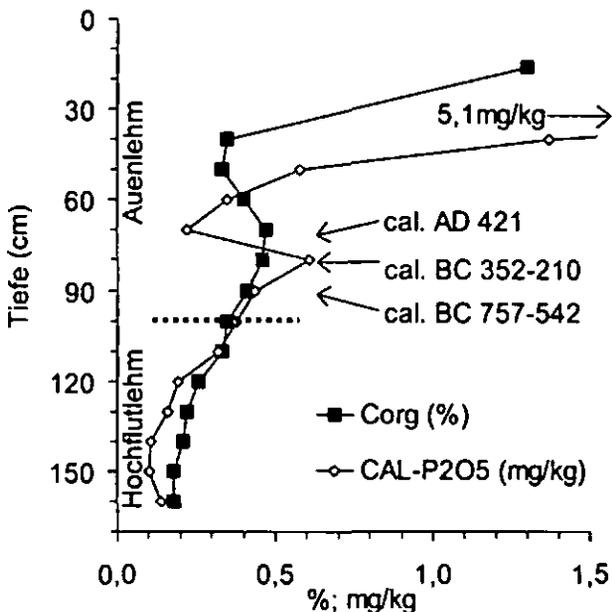


Abb. 2: Tiefenprofile der C_{org} - und CAL-extrahierbaren Phosphat-Gehalte als Indikatoren einer früheren Landoberfläche; zu den Datierungen s. Tab. 1

Die ^{14}C -Datierungen zeigen aber andererseits, dass in dem Zeitraum 757-542 v. Chr. bis 421 n. Chr. nur relativ wenig Sediment abgelagert wurde. Für die Eisen- und Römerzeit kann überschlägig für 31 cm Sediment (101-70 cm Tiefe) eine durchschnittliche Sedimentationsrate von ca. $0,3 \text{ mm a}^{-1}$ abgeschätzt werden. Die erhöhten P_{CAL} -Gehalte in 80 cm, der erhöhte Feinkiesgehalt in 77-84 cm (nicht dargestellt) sowie mehrere römische Scherben in 70 cm Tiefe werden aber als Zeichen einer länger bestehenden Oberfläche während der Römerzeit gedeutet. Die Alter der Holzkohlefunde sowie der Funde werden dabei als Sedimentationsdatum interpretiert. Diese Annahme wird unterstützt durch den Fund eines römischen Brandgrabes mit Beigaben in 1,30 m Tiefe im Jahre 1926 (Lehner 1927), ca. 20 m vom Untersuchungsstandort entfernt. Römerzeitliche Brandgräber wurden i.d.R. in über einem

Meter Tiefe angelegt (Gerlach 2003), so dass der Fund nachrömerzeitlicher Holzkohle in 75 cm Tiefe (Tab. 1) eine Grabtiefe von nur 55 cm Tiefe bedeuten würde. Diese geringe Tiefe ist bereits ungewöhnlich und macht eine spätere Sedimentation von Auenlehm mit älterer Holzkohle sehr unwahrscheinlich.

Die Datierungen aus dem Vergleichsprofil "FL" (Tab. 1) bestätigen den Beginn der Sedimentation in der Hallstattzeit. In 91 cm Tiefe wurde Holzkohle gefunden, die in das Mittelalter datiert; Wessel-Bothe (2002) fand in 80 cm Tiefe das Bruchstück einer römischen Tegula aus dem 1.-3. Jh. (Tab. 1). Es ist daher für das Profil "FL" von einer intensiven mittelalterlichen Sedimentation - in Anbetracht der Nähe zur Mittelterrassenkante wahrscheinlich infolge von Erosion - auszugehen, wie sie in der Bonner Umgebung bereits beschrieben ist (Leßmann-Schoch et al. 1991; Welp et al. 1999). Die von Lang (2003) für Süddeutschland beschriebenen Erosionsphasen werden insgesamt bestätigt. Für die oberen 60 cm des Profils "DV" wird ebenfalls eine mittelalterliche (Auen-) Sedimentation angenommen; vom Ende der Römerzeit bis AD 1850 beträgt die abgeschätzte Rate ca. $0,5 \text{ mm a}^{-1}$.

Auch andere, hier nicht dargestellte Parameter wie Schwermetallgehalte und pedogene Oxide deuten darauf hin, dass die oberen 60 cm des Profils von Unterbodenmaterial gebildet werden, das infolge starker Erosion der Ober- und Unterböden im Einzugsgebiet des Baches abgetragen und umgelagert wurde.

Schlußfolgerung

Die Niederterrasse in Bonn-Poppelsdorf ist im Überschwemmungsbereich heute nicht mehr vorhandener Bäche von holozänen, lößbürtigen Auensedimenten bedeckt. Die Böden fungieren als Archiv der Landschaftsgeschichte. Die Sedimentation begann in der Eisenzeit und setzte sich während der Römerzeit sowie verstärkt im Mittelalter fort.

Literatur

Braun, P. (1991): Bonner Bodenk. Abh. 3, 354 S.; Fränzle, O. (1969): Arb. Rhein. Landesk. 29, 58 S.; Gerlach, R. (2003): Rhein. Amt f. Bodendenkmalpflege, pers. Mitt.; Hartstein, E. (1850): Verl. A. Marcus, Bonn, 341 S. Klostermann, J. (1992): GLA Krefeld, 200 S.; Lang, A. (2003): Catena 51, 209-221. Lehner, H. (1927): Bonner Jahrb. 132, 261-304. Leßmann-Schoch, U., R. Kahrer & G.W. Brümmer (1991): Eiszeitalter u. Gegenw. 41, 16-25. Schröder, D. (1979): Habil.-Schrift Univ. Bonn, 296 S. Welp, G., H. Erlenkeuser & G.W. Brümmer (1999): Mitt. DBG 91, 1367-1370. Wessel-Bothe, S. (2002): Bonner Bodenk. Abh. 38, 218 S.

Dank

Herrn Prof. Dr. G.W. Brümmer und Frau Dr. R. Gerlach wird für die wohlwollende Unterstützung der Untersuchungen und für wichtige Anregungen gedankt.

1521 n. Chr.) eingestuft. Diese genaue Altersbestimmung des sehr jungen Kolluviums war der Anlass für detaillierte mikromorphologische Untersuchungen zur Abklärung möglicher pedogenetischer Prozesse. Es wurden zwei Profile mit Scherben an der Basis des Kolluviums ausgesucht, die Untersuchungsergebnisse von einem der beiden Profile werden hier genauer vorgestellt.

Substrat - Differenzierung innerhalb der kolluvialen Deckschicht

Mikroskopisch lässt sich die Deckschicht in einen unteren, mittleren und oberen Teil differenzieren. Gemeinsam unterscheiden sich alle drei Lagen von ihrem Untergrund, d.h. von der stratigraphischen Einheit T-2, durch deutlich höhere Sandgehalte. Der untere und obere Teil der Deckschicht weisen einen höheren Schwermineralgehalt, mehr Bimsglaskörner und vor allem an braunem vulkanischen Glas reiche Vulkanitfragmente auf. Der Vergleich mit Dünnschliffen von aktueller vulkanischer Asche des Popocatepetl (Ausbrüche 1994 und 1998) macht, zusammen mit ihrem frischen Habitus, wahrscheinlich, dass im Kolluvium vor allem diese Fragmente Beimengungen von frischer Asche des Popocatepetl darstellen. Die mittlere Lage der kolluvialen Deckschicht enthält zusätzlich und dominierend hingegen umgelagertes Material der T-2 - Einheit. Während für die untere und obere Kolluvium-Lage eine äolische Sedimentation angenommen werden kann, ist die mittlere Lage mit Sicherheit fluviatil abgelagert: Das Auftreten von selektiv angereicherten Schwermineralen in Mikroschichten und mikroskopischen Nestern belegt dies (TIPPKÖTTER, 1979).

Pedogenese innerhalb der Deckschicht

Pedogenetisch ist der mittlere Teil des Kolluviums durch typische Tonbeläge in Intergranularräumen, an Korn- und Aggregatoberflächen, teilweise auch in den Korrosionshohlräumen einiger Minerale gekennzeichnet. Bei gekreuzten Polarisatoren wird die einheitliche Orientierung der Tonpartikel deutlich sichtbar. Die scharfe Auslöschung der feingeschichteten Tonbeläge unterstreicht die ausgeprägte einheitliche Orientierung der Feintonpartikel. Insgesamt weisen die mikroskopischen Eigenschaften der Tonbeläge, insbesondere ihre mittlere bis starke Doppelbrechung, auf stark smectithaltigen Ton hin. Dies steht im Einklang mit dem Ergebnis röntgenographischer Untersuchungen von AEPPLI (1973): Die Grundlagen optischer Eigenschaften gerichteter Tongefüge werden bei ALTEMÜLLER (1997) dargestellt. Die Dicke der Tonhäutchen erstreckt sich von einigen wenigen μm bis etwa 50 μm . Orientierende Punktzählungen an Dünnschliffen ergaben, dass die Tonbeläge quantitativ 5 - 10 Flächen-% im Dünnschliff ausmachen. Die Quelle

des Tons ist wohl hauptsächlich in der Verwitterung des vulkanischen Glases, der glasigen Grundmasse der Vulkanitbruchstücke und teilweise der Plagioklase zu suchen. Diese Verwitterungsprozesse dürften allerdings zum großen Teil bereits vor der kolluvialen Umlagerung stattgefunden haben. Der so entstandene Ton wäre dann *nach* der kolluvialen Umlagerung, aber *vor* der kleinräumigen Verlagerung noch einmal redispergiert worden.

Unter den beschriebenen klimatischen Bedingungen kann also in einem solchen Substrat innerhalb kurzer Zeiträume (wohl weniger als 1000 Jahre) eine signifikante Tonverlagerung unter Bildung eines Bt-Horizontes stattfinden. Untergeordnet zeigt das Kolluvium hydromorphe Merkmale wie Fe- / Mn-Flecken und -konkretionen. Die Konkretionen besitzen häufig einen scharfen Rand und einen hohen Zurundungsgrad. Dieses zusammen mit den Korngrößen und der mineralogischen Zusammensetzung der in ihnen eingeschlossenen Partikel deutet auf umgelagertes Material aus der T-2-Einheit hin (vergleiche Profilschema).

Danksagung:

Dem Internationalen Bureau (IB) des BMBF und dem CONACYT, Mexiko, wird für die finanzielle Unterstützung des Projekts 00/014 (Paleosoils and Quaternary Environments in Central Mexico) gedankt.

Literatur

- Aeppli, H.* (1973): Barroböden und Tepetate. Untersuchungen zur Bodenbildung in vulkanischen Aschen unter wechselfeuchtem gemäßigttem Klima im zentralen Hochland von Mexiko. Diss. Univ. Gießen.
- Aliphath, M.* (2001): Mündliche Mitteilung.
- Altemüller, H.-J.* (1997): Polarisations- und Phasenkontrastmikroskopie mit dünnen Bodenschliffen. In: Stahr, K. (Hrsg.): Mikromorphologische Methoden in der Bodenkunde, Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Nr. 40, Univ. Hohenheim.
- Etchevers, J.* (Hrsg.) (2001): Field excursion guidebook. VI International symposium and field workshop on paleopedology. Universidad Nacional Autónoma de México, Colegio de Postgraduados, México.
- Miehlich, G.* (1984): Chronosequenzen und anthropogene Veränderungen andesitischer Vulkan-ashgeböden in drei Klimastufen eines randtropischen Gebirges (Sierra Nevada de México). Habil. Schrift, Univ. Hamburg.
- Tippkötter, R.* (1979): Nachweis und Verbreitung von Schwarzerde-Kolluvien im westlichen Teil der Braunschweig-Hildesheimer Börde. Diss. Univ. Hannover.
- Werner, G.* (1988): Die Böden des Staates Tlaxcala im zentralen Hochland von Mexiko. Untersuchungen über ihre Entwicklung, Verbreitung, Erosion und Nutzung unter dem Einfluß 3000-jährigen Ackerbaus. Diss. Univ. Gießen.

Auswirkungen vorzeitiger Bodenerosion auf Verbreitung und Eigenschaften von Böden im Umfeld historischer Montanstandorte an der Vils in der Oberpfalz

Thomas Raab¹, Sabine Beckmann², Kerstin Hürkamp², Nadine Richard² & Jörg Völkel²

Einleitung

Die spätmittelalterliche bis frühneuzeitliche Montanindustrie im Raum Amberg (Oberpfalz) hat neben Metallbelastungen der Flussauen, die auf der Verarbeitung von Blei- und Eisenerzen in den Hammerwerken an der Vils beruhen, eine Reihe an Erosionsformen hinterlassen. Ausgelöst und forciert wurde die Bodenerosion i.d.R. durch die Rodungen in den Wäldern für die Holzkohleproduktion in Kombination mit der Anlage von Wegesystemen zwischen den Wäldern auf den Hochflächen der Alb und den Hammerwerken im Vilstal.

Ziel dieser Studie ist es, die Entstehung eines dieser historischen Erosionssysteme, gelegen am Ostrand des ca. 100 km² großen Staatsforstes "Hirschwald" südlich von Amberg, zu untersuchen und Auswirkungen der Erosion auf Verbreitung, Entwicklung und Eigenschaften der Böden zu kennzeichnen. Methodische Grundlagen sind die tachymetrische Aufnahme der Erosionsformen, die feldbodenkundliche Aufnahme von zumeist als Catenen angelegten Schürfgaben, Pürckhauersondierungen und Baggerschnitten, bodenphysikalische und -chemische Laboruntersuchungen sowie ¹⁴C-Datierungen.

Ergebnisse

Verbreitung

Erste Geländebefunde zeigen, daß an den Talhängen der Vils neben kretazischen Sandsteinen und Malmdolomiten eine Bedeckung mit quartären Lockersedimenten in Form von Löß, Lößlehm und mehrgliedrigen Fließerden (periglaziale Deckschichten) vorhanden ist. Insbesondere in der Vils tributären Dellen und Trockentälern erreichen diese Sedimente in den Mittel- und Unterhangbereichen mehrere Meter Mächtigkeit und bedingen damit grundlegend das Vorherrschen von Parabraunerden und Terrae fuscae. Flachgründige Rendzinen aus Dolomit bleiben auf die Kulminationsbereiche beschränkt. Kolluvien bzw. Kolluviole überlagern die pleistozänen Lockersedimente in den Hangfußpositionen fast regelhaft.

Linear-erosive Prozesse haben zu einer weiteren, nachhaltigen Umgestaltung des Bodenmosaiks geführt. Fast 1000 m lange Hohlwege und Gullies bzw. Runsen sind in die Tiefebenebereiche der Trockentäler bis zu 5 m in die pleistozänen Lockersedimente und die Kolluvien eingeschnitten. Stellenweise sind die Runsen mehrgliedrig und werden von wenigen Metern breiten, flachen Lockersedimentrücken getrennt, die im Hangenden kolluvial bedeckt sind (vgl. Profil 5 in Tab. 1), so daß eindeutig alternierende Phasen der Bodenerosion und Kolluvialsedimentation bezeugt sind.

An einigen Stellen sind die Runsen bis auf den Malmdolomit eingetieft, doch kann die Basis der Erosionssysteme auch in den Fließerden liegen. In beiden Fällen überlagern Kolluvien z.T. vielschichtig und komplex diese Erosionsdiskordanz und füllen die vormals wesentlich tiefer eingeschnittenen Runsen bis zu mehreren Metern mit abgespültem Bodenmaterial wieder auf.

Eigenschaften der Kolluvien

Hinsichtlich der physiko-chemischen Eigenschaften können die Kolluvien in zwei Klassen unterteilt werden, für die exemplarisch die beiden Profile 6637-5 und 6637-3 stehen (Tab. 1 und Tab. 2):

- Profil 5 ist ein Vertreter eines einschichtigen, mehrere Dezimeter mächtigen Kolluviums ([M]), das feldbodenkundlich deutlich die Profildifferenzierung einer Parabraunerde aufweist (Ah1/A1/A1+Bt/II...). Die Körnungsdaten belegen eine geringfügige, aber signifikante Zunahme der Tongehalte zwischen A1 und A1+Bt und weisen auf eine schwache Lessivierungsdynamik hin, die vor dem Hintergrund der stark bis sehr stark sauren Bodenreaktion durchaus beachtlich ist (vgl. Tab. 1). Kennzeichnend für den Schichtwechsel an der Basis sind die sprunghaften Änderungen in der Korngrößenverteilung, v.a. die Zunahme des Sandgehaltes um über 10 %, welche sicherlich nicht pedogen in situ entstanden ist. Dagegen liegen bei den pH-Werten und der Basensättigung markante positive Tiefengradienten vor, welche das Kolluvium tiefgründig durchlaufen und eine Pedogenese vor Ort im Sinne einer Bodenversauerung anzeigen.
- In Profil 3 ist ein dreischichtiger kolluvialer Komplex vorhanden ([I/II/III M]), der insgesamt über 100 cm mächtig ist (Tab. 2). Die Textur ändert sich sprunghaft an den Schichtgrenzen (z.B. A1/II Bt), jedoch auch graduell innerhalb eines Kolluviums (III Bt). Mit der markanten Texturänderung zwischen Kolluvium I und II geht eine Abnahme der

Universität Regensburg, DFG-GRK 462

¹ Inst. f. Geschichte, Lst. f. Vor- und Frühgeschichte

² Inst. f. Geographie, AG Landschaftsökologie & Bodenkunde
93040-Regensburg

thomas.raab@geographie.uni-regensburg.de

Bodenazidität einher, die durch die pH-Werte und die Basensättigung angezeigt wird, so daß die Eigenschaften der Kolluvien zumindest teilweise nicht mit pedogenen Prozessen nach der Ablagerung erklärt werden können. Vielmehr zeichnen hier Merkmale, welche die Kolluvien vor ihrer Erosion als native Böden an anderer Stelle und evtl. unter anderen Faktoren erhalten haben.

Rücken zwischen zwei Runsen befinden. Hier haben drei Proben eisenzeitliche Alter (865-525 a cal BC, Hv-24369; 790-380 a cal BC, Hv-24368; 750-170 a cal BC, Hv-24367) und eine Probe sogar ein bronzezeitliches Alter (1525-1210 a cal BC, Hv-24370) ergeben, so daß für die in situ-Pedogenese der Kolluvien teilweise mehrere tausend Jahre in Betracht gezogen werden müssen.

Horizont	Profil-tiefe (cm)	Korngrößen C gew. %										pH (pH)	pH (CaCl ₂)	CaCO ₃ %	Corg %	KAK eff (%)								KAKeff (mmol)	BS %	F _{co} /F _{ed}
		g	mS	S	S	gU	mU	lU	U	T	K					Na	Mg	Ca	Al	Fe	Mn					
Ab [M]	0-10	3,0	4,3	5,9	13,2	23,0	24,9	10,4	60,3	26,5	4,5	3,55	-	2,5	1,5	0,5	4,8	25,5	65,7	0,1	1,9	7,6	32,3	0,11		
Aj [M]	10-16	3,9	4,4	5,5	13,9	24,9	22,9	10,9	58,6	27,5	4,66	3,64	-	0,8	1,6	0,2	4,1	20,5	72,4	0,0	1,4	7,3	26,1	0,11		
Aj+Bl [M]	16-26	3,5	4,0	5,4	13,0	22,8	22,5	10,8	56,1	31,0	5	3,90	-	0,6	2,3	0,8	9,6	44,9	39,3	0,0	1,1	7,7	59,5	0,10		
Aj+Bl [M]	26-36	2,8	4,0	5,4	12,3	22,7	22,7	10,5	56,0	31,7	5,32	4,13	-	0,6	2,6	0,5	15,1	63,7	17,1	0,0	0,9	7,5	82,0	0,12		
Aj+Bl [M]	36-44	2,5	3,3	5,0	10,9	23,8	24,2	10,3	58,3	30,9	5,5	4,31	-	0,5	3,0	0,8	16,5	69,5	9,6	0,0	0,6	7,5	89,7	0,13		
Aj+Bl [M]	44-52	2,6	3,1	5,0	10,7	24,4	19,0	13,8	57,3	32,1	5,84	4,53	-	0,4	3,0	0,4	17,3	75,1	3,7	0,1	0,3	8,2	95,9	0,12		
Aj+Bl [M]	52-60	3,0	3,8	4,5	11,3	27,6	21,4	9,3	58,3	30,4	5,26	4,61	-	0,4	3,0	0,8	16,2	76,7	3,0	0,0	0,3	8,3	96,7	0,10		
II Bt	60-70	10,4	6,0	5,8	22,2	22,3	17,6	3,9	45,8	32,1	6,05	4,83	-	0,3	2,8	0,5	14,3	80,4	1,7	0,0	0,2	9,2	98,1	0,08		
II Bt	70-80	9,5	6,9	6,4	22,7	20,8	13,2	6,7	40,7	34,6	6,47	5,20	5,70	0,3	2,9	0,5	13,1	82,7	0,7	0,1	0,1	11,1	99,2	0,08		
II Bt	80-90	11,2	9,9	6,0	27,2	19,4	12,1	5,6	37,0	35,8	7,01	5,84	6,27	0,3	2,6	0,6	11,0	85,7	0,2	0,0	0,0	11,9	99,8	0,05		
II K _h -Bl	90-97	9,1	9,9	7,1	26,1	22,0	12,8	6,4	41,2	32,7	7,6	6,78	4,64	0,2	1,8	0,4	6,6	91,0	0,2	0,0	0,0	16,8	99,8	0,07		
II Bl+K _h	97-106	11,1	10,3	7,3	28,8	24,1	14,9	6,4	45,4	25,9	7,91	7,06	7,00	0,2	2,1	0,9	6,1	90,8	0,1	0,0	0,0	16,0	99,8	0,06		
II Bl+K _h	106-115	15,1	10,5	4,5	30,1	16,3	15,2	7,0	38,6	31,4	8,12	7,18	6,99	0,3	2,0	0,9	5,6	91,2	0,2	0,0	0,0	16,9	99,8	0,06		
II Bl+K _h	115-124	9,4	6,4	4,0	19,7	20,1	18,2	7,7	46,1	34,2	8,15	7,18	8,44	0,4	1,7	0,3	6,1	91,5	0,4	0,0	0,0	18,4	99,6	0,05		
III K _h	124-134	10,3	8,1	5,4	23,9	25,7	19,1	6,4	51,3	24,9	8,08	7,29	8,14	0,3	1,6	0,3	6,0	91,6	0,5	0,0	0,0	15,0	99,5	0,04		
III K _h	134-144	5,7	4,2	3,6	13,4	28,3	23,5	7,1	58,9	27,7	8,03	7,26	9,72	0,2	1,7	0,4	6,2	91,3	0,4	0,1	0,0	15,5	99,6	0,05		

Tab. 1: Einschichtiges Kolluvium [M] im Profil 6637-5.

Laboranalytische Kennwerte des Gesamtprofils.

Horizont	Profil-tiefe (cm)	Korngrößen C gew. %										pH (pH)	pH (CaCl ₂)	CaCO ₃ %	Corg %	KAK eff (%)								KAKeff (mmol)	BS %	F _{co} /F _{ed}
		g	mS	S	S	gU	mU	lU	U	T	K					Na	Mg	Ca	Al	Fe	Mn					
Ab [M]	0-4	4,5	6,1	10,2	20,9	29,3	21,6	9,7	60,6	18,5	4,07	3,33	-	2,5	1,7	0,4	2,4	9,5	81,8	4,0	0,2	6,4	14,0	0,18		
Aj [M]	4-12	8,4	6,4	9,5	24,4	26,4	21,8	7,8	56,0	19,6	4,35	3,66	-	1,1	1,7	0,0	1,2	1,5	93,4	1,0	1,1	5,4	4,5	0,23		
Aj [M]	12-20	7,7	6,0	9,2	22,9	24,7	20,7	9,4	54,8	22,3	4,76	3,87	-	0,8	2,4	1,0	2,9	11,4	79,9	0,0	2,3	5,1	17,7	0,20		
Aj [M]	20-30	2,0	2,9	6,3	11,2	25,3	25,5	10,5	61,3	27,5	5,96	5,03	-	0,8	2,6	0,5	7,9	87,1	1,4	0,0	0,6	7,4	98,0	0,14		
II Bt [M]	30-40	2,5	2,2	4,9	9,7	27,1	23,8	11,5	62,4	28,0	6,07	5,10	-	0,7	2,8	0,4	7,3	87,5	1,4	0,2	0,4	7,6	98,0	0,11		
III Bt [M]	40-51	2,5	2,3	4,9	9,8	23,1	21,5	9,9	54,5	35,7	6,47	5,58	-	0,5	2,9	0,6	7,4	88,5	0,5	0,0	0,1	11,4	99,4	0,06		
III Bt [M]	51-62	2,9	2,6	4,9	10,4	24,4	22,6	9,8	56,7	32,8	6,79	5,81	-	0,5	2,9	0,7	7,3	89,1	0,0	0,0	0,1	10,4	99,9	0,08		
III Bt [M]	62-73	2,3	2,9	5,4	10,6	22,7	23,9	11,0	57,7	31,7	6,9	5,86	-	0,6	2,7	0,3	7,3	89,2	0,3	0,0	0,0	9,5	99,4	0,07		
III Bt [M]	73-84	2,4	2,6	5,2	10,2	24,8	24,5	10,8	60,2	29,6	7,14	6,07	-	0,5	2,7	0,5	7,3	88,7	0,7	0,1	0,0	9,0	99,1	0,13		
III Bt [M]	84-95	3,2	3,2	4,8	11,3	28,4	24,3	10,7	63,3	25,4	7,26	6,11	-	0,4	2,7	0,5	7,2	89,4	0,2	0,0	0,0	7,8	99,8	0,16		
III Bt [M]	95-106	4,2	3,3	4,9	12,4	29,9	23,6	10,3	63,8	23,8	7,19	6,07	-	0,3	2,9	0,4	7,5	87,8	1,0	0,4	0,0	7,6	98,6	0,17		
IV Bt	106-116	3,5	2,4	4,0	9,9	32,2	21,8	8,2	62,2	27,8	7,16	6,10	-	0,3	3,5	0,6	8,6	86,9	0,4	0,0	0,0	9,1	99,6	0,11		
IV Bt	116-126	1,6	1,8	5,2	6,6	31,7	14,4	10,4	56,5	34,9	7,23	6,19	-	0,2	3,6	0,4	8,5	87,2	0,2	0,0	0,0	10,3	99,7	0,09		
IV Bt	126-136	1,3	1,5	2,2	5,0	12,3	33,0	10,8	56,1	39,0	7,2	6,24	-	0,3	3,9	0,3	8,3	86,9	0,6	0,1	0,0	11,1	99,3	0,08		
IV Bt	136-145	1,8	1,8	3,1	6,7	27,2	21,2	9,3	57,7	35,6	7,25	6,32	-	0,2	3,9	0,5	7,9	86,5	1,0	0,3	0,0	11,8	98,7	0,08		
V Bt	145-168	18,4	9,4	2,9	30,8	8,0	8,3	6,1	22,4	46,8	7,61	6,86	-	0,3	3,7	0,5	6,8	89,0	0,1	0,0	0,0	18,1	99,9	0,08		

Tab. 2: Mehrschichtiges Kolluvium [M] im Profil 6637-3.

Laboranalytische Kennwerte des Gesamtprofils.

Zeitliche Einordnung und Entwicklung

Die kolluvialen Verfüllungen der Runsen sind reich an umgelagerten (prä)historischen Scherben, doch sind die Funde bislang unspezifisch, so daß keine sichere zeitliche Einordnung möglich ist. Die Alterseinstufung der Runsenerosion bzw. der kolluvialen Wiederverfüllung ist z.Z. ausschließlich über die ¹⁴C-Datierung von Holzkohlestücken aus den Kolluvien möglich. Das jüngste Alter von mehreren Datierungen verschiedener Proben an der Basis einer Runsenverfüllung fällt in das frühe Mittelalter (775-1165 cal AD, Hv-24372), was mindestens 160 Jahre vor der ersten urkundlichen Erwähnung des nahegelegenen Hammerwerkes in Leidersdorf liegt.

Noch älter sind Holzkohlen an der Basis der Kolluvien, welche sich an den Schultern der Runsen oder auf den

Schlußfolgerungen

Im Umfeld historischer Montanstandorte an der Vils in der Oberpfalz hat die vorzeitige Bodenerosion nachhaltig die Verbreitung und die Eigenschaften der Böden verändert. Historisch wie auch sehr wahrscheinlich prähistorisch entstandene Kolluvien sind in bestimmten Reliefpositionen weit verbreitet. Die physikochemischen Eigenschaften der Kolluvien werden stark von ihren ursprünglichen pedogenen und geogenen Merkmalen bestimmt. Allerdings unterliegen die Kolluvien in situ einer Pedogenese, welche sich v.a. durch ein Voranschreiten der Bodenversauerung auszeichnet.

Pedogene Arsenanreicherungen in Brauneisengleyen im südwestlichen Münsterland (Kreis Recklinghausen)

Reinirkens, P.*; O. Peronne; B. Hütter

Einleitung

Im Rahmen der Erstellung der digitalen Bodenbelastungskarte für den Kreis Recklinghausen (2001) sind erhöhte Arsengesamtgehalte (über 50 mg/kg) in den (naturnahen) Oberböden des Kreisgebietes ermittelt worden.

Auffällig an der räumlichen Verteilung aller Überschreitungen ist, dass sie ausschließlich in Raumeinheiten liegen, deren Ausgangssubstrate der Bodenbildung Bach- und Flussablagerungen sind. Eine "regelhafte Verteilung" der erhöhten Arsengehalte liegt offenbar nicht vor, da nur an einigen Stellen innerhalb der oben genannten Raumeinheit die Arsengehalte erhöhte Werte aufweisen. Zudem zeichnen sich räumlich relativ eng benachbarte Probenahmepunkte durch erhebliche Unterschiede in den Arsengehalten von einander aus. Die Einflussfaktoren der Bodenbelastung (Ausgangsgestein, Immissionsituation, menschliche Eingriffe und Überschwemmungseinfluss) können die erhöhten Arsengehalte in den naturnahen Böden nicht erklären.

Hypothese

Eine mögliche Erklärung für die erhöhten Arsengehalte in den oben genannten Böden wird in der Bildung von Eisen(III)oxidhydroxiden (Fe(III)-OOH) innerhalb des Grundwasserschwankungsbereichs gesehen, an welche die Arsenverbindungen durch Sorptionprozesse chemisch gebunden und immobilisiert werden. Die hohe Affinität von Arsenoxoanionen gegenüber Eisen(III)oxiden ist schon seit längerem bekannt (PIERCE & MOORE 1981, S. 1247-1253) und findet auch in der Trinkwasseraufbereitung Verwendung (SETH & JEKEL 1999, S. 55-66). Die Bildung von hydromorphen Merkmalen in Böden in Form von Eisen(III)ausscheidungen bis zum Extrem der Raseneisenerzgenese innerhalb der Oszillationszone eines frei beweglichen Grundwassers ist in den oben beschriebenen Substraten weit verbreitet (FIEGE 1950, S. 219-237). Damit kommt den Brauneisen(III)ausscheidungen vermutlich eine bedeutende pedogene Senkenfunktion für Arsenverbindungen im Boden zu. Im weiteren Sinne handelt es sich dabei um einen natürlichen Filter- und Pufferprozess.

Durchführung

Um diesen Zusammenhang zu untersuchen wurde u.a. eine nutzungsbezogene Transektbeprobung der Oberböden durchgeführt (Mischproben). So wurden ausgehend vom Kulminationspunkt einer waldbestandenen Flugsanddecke (Düne 1; Standort TRS 1+2) über den zwischen den Flugsand- und Bachablagerungen vermittelnden Mittelhangsbereich (TRS 3) und schließlich drei Standorte (TRS 4-6) innerhalb der Niederung mit lehmig-sandigen Bachablagerungen beprobt. Den Abschluss des Transektes bildete ein Probepunkt (TRS 7), der sich wieder etwas außerhalb des Einflussbereichs der stark grundwasserbeeinflussten Bachablagerungen auf den Resten einer ehemaligen Flugsanddecke (Düne 2) befand (siehe Abb. 1).

Analytik

Die entnommenen Bodenproben wurden luftgetrocknet und der Eisen- (Fe-T) sowie Arsengesamtgehalt (As-T) des Feinbodens im Königswasser-Mikrowellendruck-Aufschluss (KW-Aufschluss) mittels ICP-OES bestimmt. Zusätzlich wurden die oxalat- (Fe-O) und dithionitlöslichen (Fe-D) Eisengehalte der Bodenproben nach Tamm & Schwertmann (Fe-O) und Mehra & Jackson (Fe-D) ermittelt (siehe Tab. 1).

Ergebnisse

Die Eisen- und Arsengesamtgehalte in den untersuchten Böden zeigen eine hohe Kongruenz gegenüber dem an einem Standort wirkenden Grundwassereinfluss. So heben sich die Eisengesamtgehalte (Fe-T in g/kg) der Oberböden der Brauneisengleye innerhalb der Niederung (TRS 4 bis TRS 6) deutlich von den Eisengesamtgehalten der Böden außerhalb des unmittelbaren Einflussbereichs eines oberflächennahen Grundwassers ab (siehe Abb. 1). Zudem übertreffen die dithionitlöslichen Eisengehalte (Fe-D) die Eisengesamtgehalte aus dem KW-Aufschluss (Fe-T), woraus geschlossen werden kann, dass das gesamte, mit dem KW-Aufschluss bestimmte Eisen in den Oberböden aus sogenannten "freien" entweder amorphen oder kristallinen Eisen(III)oxiden und somit per definitionem pedogenen Ursprungs ist. Bis auf die Standorte TRS 3 und TRS 4 werden die Eisen(III)oxidfraktionen der Oberböden von kristallinen, d.h. gealterten Eisen(III)oxiden dominiert. Lediglich in den extrem humosen Oberböden (TRS 3 und TRS 4) ist der Anteil der oxalatlöslichen Eisen(III)oxide größer, da aufgrund der Bildung von organomineralischen Komplexen eine Alterung, d.h. weitergehende Kristallisation der amorphen Eisen(III)oxide verzögert wird (SCHRÖDER 1979, S. 86).

Die Arsengesamtgehalte (As-T in mg/kg) besitzen eine hohe Kongruenz zu den ermittelten Eisengesamt- (Fe-T) bzw. dithionitlöslichen Eisengehalten (Fe-D in g/kg) und geben insofern auch in umgekehrter Richtung die Höhe des Grundwasserflurabstandes wieder (siehe Abb. 1). Ausgehend vom sehr niedrigen Gehaltsniveau des Standorts TRS 1+2 (Düne 1, Probe: TRSP 2) steigen die Arsengesamtgehalte bis zu dem Standort TRS 4 kontinuierlich an, verbleiben innerhalb der Niederung auf einem sehr hohen Niveau (Spanne zwischen 97 und 125 mg/kg) und gehen schließlich auf den Resten der Flugsanddecke (TRS 7, Düne 2) wieder auf niedriges Gehaltsniveau zurück. Der Zusammenhang zwischen den Eisengesamt- bzw. den dithionitlöslichen Eisengehalten und den Arsengesamtgehalten tritt deutlich hervor. Diejenigen Standorte außerhalb des Einflussbereichs der Niederung, und damit außerhalb eines oberflächennah wirkenden Grundwassers, besitzen deutlich niedrigere Gehalte als die stark eisenschüssigen Brauneisengleye.

Der enge Zusammenhang zwischen den (pedogenen) Eisengesamt- (Fe-T) und den Arsengesamtgehalten (As-T) wird in einem Streudiagramm besonders deutlich. Der Zusammenhang ist beinahe perfekt ($R^2 = 0,94$) und die Variabilität der Arsengesamtgehalte in den Oberböden der Transektstandorte lassen sich zu 94 % durch die Variation der Eisengesamtgehalte (Fe-T) erklären (siehe Abb. 2). Dieser Eindruck wird auch durch die PEARSONsche Korrelation eindeutig bestätigt (siehe Tab. 2). Die Arsengesamtgehalte (As-T) besitzen auf einem hohen Signifikanzniveau eine (beinahe) perfekt positive Korrelation gegenüber den Eisengesamt ($r = 0,97$) bzw. den dithionitlöslichen Eisengehalten ($r = 0,96$).

Schlussfolgerung

Die erhöhten Arsengehalte im Kreis Recklinghausen sind eindeutig auf die im Grundwasserschwankungsbereich ausgefallenen pedogenen Eisen(III)oxidhydroxide zurückzuführen. In den grundwasserbeeinflussten Böden der Bach- und Flussniederungen gibt es einen sehr engen Zusammenhang zwischen den Gehalten und Verteilungsmustern an Eisen(III)oxiden und Arsenoxoanionen. Die Ergebnisse bestätigen die Untersuchungsergebnisse anderer Autoren. Da die Brauneisengehalte in den untersuchten semiterrestrischen Böden vollständig von sog. "freien" Eisen(III)oxiden gebildet werden und letztere das Produkt der Ausfällung und Akkumulation von Eisen(III)oxiden im aeroben Oszillationsbereich des Grundwassers sind, ist die Anreicherung von Arsen in diesen Böden das Ergebnis einer semiterrestrischen Bodenentwicklung und somit pedogenetischen Ursprungs.

Einflussfaktoren für diese Art der Bodenbelastung sind im Wesentlichen der Grundwasserflurabstand und dessen Schwankungsamplitude, die oberflächennahe Textur, der Humusgehalt sowie hohe Gehalte an Eisen(II)ionen und gelösten Arsenspezies im Grundwasser.

Literatur

Fiege, K. (1950): Die Raseneisenerze Schleswig-Holsteins. (= Jahrbuch der Mineralogischen, Geologischen und Paläontologischen Gesellschaft), S. 219-237, Stuttgart

Peronne, O. (2003): Pedogene Arsenanreicherungen in grundwasserbeeinflussten Böden in der Heubachniederung (Kreis Recklinghausen), - unveröffentlichte Diplomarbeit an der Ruhr-Universität Bochum

Pierce, M. L. & Moore, C. B. (1981): Adsorption of arsenite and arsenate on amorphous iron oxide. Water Research Vol. 16, S. 1247-1253

Schröder, D. (1979): Bodenentwicklung in spätpleistozänen und holozänen Hochflutlehmen des Niederrheins. Hohe Landwirtschaftliche Fakultät der Friedrich-Wilhelms Universität Bonn

Seith, R. & Jekel, M. (1999): Aufbereitung arsenhaltiger Rohwässer zu Trinkwasser.- In: Rosenberg, F. & Röhling, H.-G. (Hrsg.): Arsen in der Geosphäre (= Schriftenreihe der Deutschen Geologischen Gesellschaft, Heft 6), S. 55-66, Wiesbaden

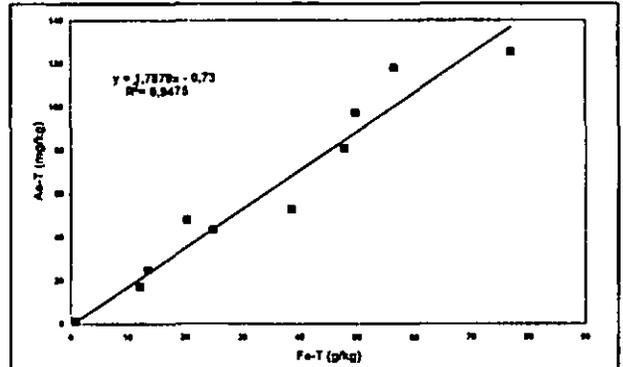


Abb. 2: Vergleich der Eisen- und Arsengesamtgehalte

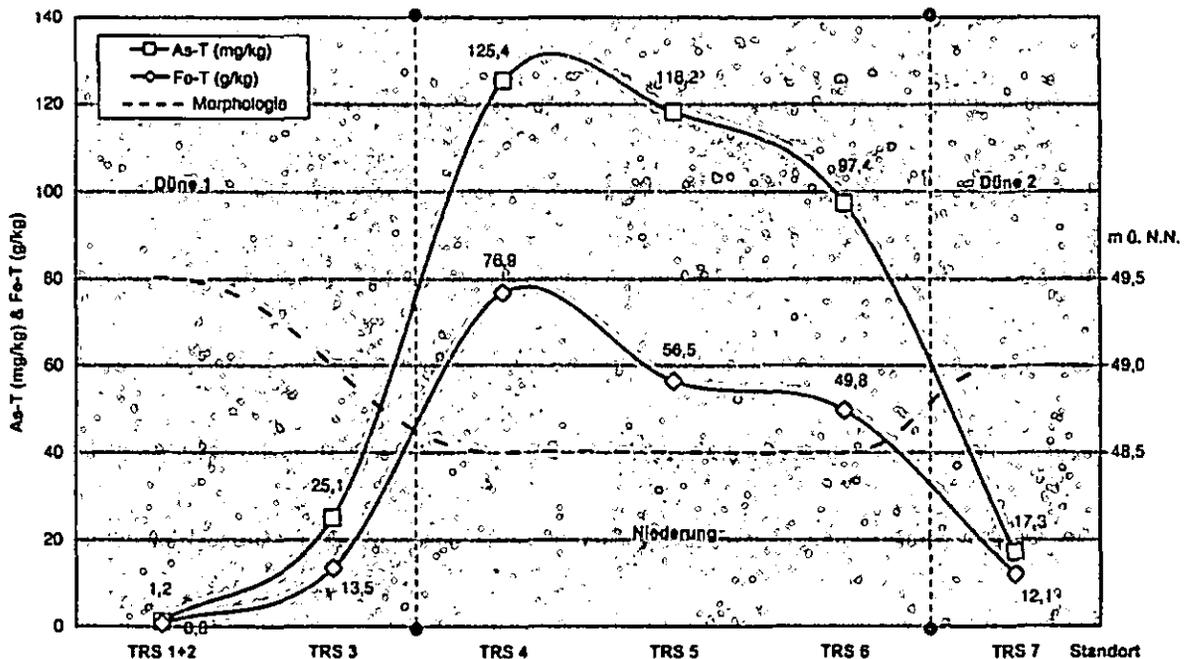
Tab. 2: Korrelation der Arsengesamtgehalte mit verschiedenen Eisenfraktionen

	Fe-T	Fe-O	Fe-D
As-T	0,97	0,77	0,96
Signifikanz (2-tailed)	0	0,01	0
N	10	10	10

Anmerkung: In Abb. 2 und Tab. 2 sind die Daten aus zwei Transekten enthalten.

Tab. 1: Analysedaten der Bodenproben des Transekts

Standort	Probe	Horizont	Tiefe (cm)	pH (CaCl ₂)	Humusgehalt (Masse-%)	Fe-T (g/kg)	Fe-O (g/kg)	Fe-D (g/kg)	As-T (mg/kg)
TRS 1+2	TRSP 1	L/O/Oh	12-0	n.b.	52,3	7,5	0,9	7,6	5,2
TRS 1+2	TRSP 2	Ahe	0-12	2,7	12,7	0,8	0,1	1,1	1,2
TRS 3	TRSP 3	(Go)-Aeh	0-9	4,1	18,5	13,5	10,4	18,2	25,1
TRS 4	TRSP 4	Gso-Ah	0-16	5,4	18,0	78,9	45,3	89,7	125,4
TRS 5	TRSP 5	Go-Ah	0-8	4,2	10,4	56,5	15,1	66,3	118,2
TRS 6	TRSP 6	Go-Ah	0-8	4,2	14,3	49,8	16,0	60,0	97,4
TRS 7	TRSP 7	(Go)-Aeh	0-9	3,8	12,8	12,1	3,3	14,9	17,3



	TRS 1+2	TRS 3	TRS 4	TRS 5	TRS 6	TRS 7	Standort
Nutzung:	Wald	Grünland	Grünland	Grünland	Grünland	Grünland	
Lage:	Kulminationsbereich	Mittelhang	Niederungsebene	Niederungsebene	Niederungsebene	Kulminationsbereich	
Beprobungstiefe (cm):	0-5	0-10	0-10	0-10	0-10	0-10	
Bodentyp:	Podsol-Gley	podsolierter Gley	Brauneisengley	Brauneisengley	Brauneisengley	podsolierter Brauneisengley	

Abb. 1: Höhe und Verlauf der Eisen- und Arsengesamtgehalte der Bodenproben des Transekts mit schematisierter Morphologie

**Räumliche und inhaltliche Präzisierung
der Bodenübersichtskarte der
Bundesrepublik Deutschland
im Maßstab 1:1.000.000 (BÜK 1000)**

RICHTER, A.; * ADLER, G.H.; ** ECKELMANN, W. *

Für die Lösung vielfältiger Aufgaben des Bodenschutzes in der Bundesrepublik Deutschland und der EU wird derzeit die BÜK 1000 (HARTWICH et al. 1995) genutzt. Diese Übersichtsdarstellung zur Verbreitung der Böden in der Bundesrepublik wird an der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) im Zuge des Aufbaus eines digitalen Fachinformationssystems Boden (FISBoBGR) (ECKELMANN & ADLER 1993) vorgehalten.

Die unterschiedliche Nutzung der Böden innerhalb der Legendeneinheiten beeinflusst jedoch die Ausprägung zahlreicher Bodeneigenschaften in den dargestellten Bodenarealen und ist gleichzeitig ein wichtiger Eingangsparameter für bodenkundliche Auswertemodelle. Die bisherigen Ergebnisse haben gezeigt, dass die fehlende Differenzierung der Bodendaten nach Nutzungsarten die Anwendungsmöglichkeiten der Bodenübersichtskarte einschränkt und die Qualität der Aussagen beeinträchtigt. Zielstellung war es deshalb, die Landnutzung in die Grafikdatenbasis der BÜK 1000 einzubeziehen und den Datenhintergrund der Legendeneinheiten einschließlich der Referenzprofile, nach den wichtigsten Landnutzungsarten Acker, Grünland und Wald zu differenzieren.

Als grafische Ausgangsdaten wurden hierfür das Landnutzungsmodell CORINE Land Cover (CoORDination of INformation on the Environ-ment) genutzt (http://www.statistik-bund.de/allg/d/veroe/proser216_d.htm). Durch inhaltliche Aggregation und räumliche Generalisierung erfolgte zunächst eine Aufbereitung der Landnutzungsdarstellung für den Maßstab 1:1.000.000. Die anschließende Verschneidung dieser überarbeiteten Daten mit der BÜK 1000 stellte den räumlichen Bezug zwischen den Komponenten Boden und Landnutzung her. Damit wurden die Voraussetzung für die weitere inhaltliche Kennzeichnung der nutzungsdifferenzierten Teilareale der BÜK 1000-Legendeneinheiten geschaffen.

Zur Bestimmung der Bodenvergesellschaftung in diesen Teilarealen wurde eine Zusammenarbeit mit den Kooperationspartnern Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft und der Fachhochschule Eberswalde aufgebaut. Es wurden auf der Basis von Analysen der Bodenvergesellschaftung unter Wald, Acker und Grünland in repräsentativen Gebietsausschnitten die Bodenvergesellschaftungen neu bestimmt und beschrieben (SCHMIDT et al. 1998), (SCHMIDT et al. 1999). Grundlagen dafür lieferten mittelmaßstäbige Bodenkarten und speziell unter Wald die deutschlandweit erhobenen Daten der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, 1990). Die Auswahl und Bereitstellung von repräsentativen Referenzprofilen für die nutzungsdifferenzierten Legendeneinheiten erfolgte in einem ersten Bearbeitungsschritt zunächst für die Waldböden. Dazu konnte ebenfalls auf das Material der Bodenzustands-

* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

** Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Dienstbereich Berlin, Wilhelmstr. 25-30, 13593 Berlin

erhebung zurückgegriffen werden. Durch gemessene und analysierte Profile der BGR wurden diese Daten ergänzt.

Als Ergebnis liegt eine nutzungsdifferenzierte Bodenübersichtskarte vor, in der die 72 Legendeneinheiten der BÜK1000 mit bis zu 14 Nutzungsklassen kombiniert sind, wobei die Hauptnutzungsarten Acker, Grünland und Wald auf dem Niveau der Leitbodenassoziationen beschrieben wurden. Während gegenwärtig noch die Referenzprofile für Acker- und Grünland bearbeitet werden, liegen die Daten für die Waldflächen bereits vor. Sie sind Bestandteil der standardisierten Flächendatenbank des FISBoBGR und berücksichtigen für Legendeneinheiten mit weiträumiger Verbreitung erstmals auch großräumige Klimaeinflüsse, wie sie in der Georeferenced Soil Database for Europe (Version 1) dargestellt sind (FINKE et al 1998).

In der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte konnte durch die räumliche Untergliederung der bodenkundlichen Legendeneinheiten nach Nutzungsarten auch eine flächenspezifischere inhaltliche Kennzeichnung der entstandenen Teilareale erreicht und mit Flächendaten belegt werden. Die einheitliche kartographische Grundstruktur für die Boden- und die Nutzungsinformationen bietet zudem den Vorteil, dass abgeleitete thematische Karten gleichen Maßstabs künftig auch in grafischer Hinsicht reproduzierbar und untereinander passfähig sind.

Die digitale nutzungsdifferenzierte BÜK1000 stellt damit eine qualitativ neue Grundlage für die Erfüllung der bodenkundlichen Beratungsaufgaben der BGR in den Bereichen Bodenschutz und Bodennutzung dar.

Literatur:

- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (BML) (1990): Bundesweite Bodenzustandserhebung. Arbeitsanleitung. – 1. Aufl., 158 S. (2. Aufl. 1994); Bonn.
- ECKELMANN, W. & ADLER, G. (1993): Das Fachinformationssystem Bodenkunde der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (FISBo BGR). 1. Aufgaben, Struktur und Inhalte. – *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkdl. Ges.*, 72/II: 867-871; Oldenburg.
- FINKE, P.; HARTWICH, R.; DUDAL, R.; IBÁÑEZ, J.; JAMAGNE, M.; KING, D.; MONTANARELLA, L. & YASSOGLOU, N. (1998): Georeferenced Soil Database for Europe. – *Manual of Procedures*, Vers. 1.0; European Soil Bureau, Scientific Committee.
- HARTWICH, R.; BEHRENS, J.; ECKELMANN, W.; HAASE, G.; RICHTER, A.; ROESCHMANN, G. & SCHMIDT R. (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000. Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen. – Bundesanst. Geowiss u. Rohst.; Hannover.
- SCHMIDT, R.; WOLFF, B.; BARITZ, R.; MONSE, M. & KIWITT, I. (1998): Bodenübersichtskarte der Waldflächen der BRD. – 4-teiliger Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt, gefördert durch die BGR; Eberswalde.
- SCHMIDT, R.; MONSE, M.; STORBECK, I. & VOLKMANN, I. (1999): Expertise zu den konzeptionellen Grundlagen der Bestimmung von Bodengesellschaften - Ackerland / Grünland - . Abschlussbericht zum gleichnamigen Forschungsprojekt, gefördert durch die BGR; Eberswalde.

Eigenschaften typischer Waldböden des Nordostdeutschen Tieflands

- Bewertung des Wasser- und Stoffhaushalts -

Winfried Riek^{1,2}, Nicole Wellbrock¹,
Björn Strohbach²

Einleitung

Im Rahmen der Eberswalder Forstlichen Schriftenreihe, Band XIX erscheint Ende 2003 der Titel "Eigenschaften typischer Waldböden von Brandenburg". Wesentliche für die forstliche Praxis relevante Bodentypen, die sich auf pleistozänen Substraten unter Klimabedingungen des Nordostdeutschen Tieflands entwickelt haben, werden darin vergleichend vorgestellt. Besonderer Wert wird auf die bodenphysikalische Charakterisierung gelegt, da für die vorherrschenden Bodenformen bislang nur wenige Angaben zu Körnung, Porung und Wasserspeicherfähigkeit vorliegen. Der Band wird Hinweise für die Waldbewirtschaftung enthalten und die waldbaulichen Möglichkeiten für unterschiedliche Standortbedingungen insbesondere in Bezug auf den anstehenden Waldumbau darlegen. Anhand der Kenngrößen Klimatische Wasserbilanz, nutzbare Feldkapazität, Elementvorräte und Eintragungssituation werden im vorliegenden Beitrag exemplarisch Möglichkeiten zur Kategorisierung des Wasser- und Stoffhaushalts dargelegt.

Datengrundlage und Methoden

Es wurden insgesamt 89 Eichen- und Eichenmischwaldstandorte in Brandenburg und vereinzelt in Mecklenburg-Vorpommern untersucht. Die chemischen Kennwerte wurden nach der BZE-Anleitung ermittelt. Die bodenphysikalischen Untersuchungen erfolgten mittels Ku/pF-Apparatur und Drucktopftechnik. Eingang in die hier vorgestellten Auswertungen fanden außerdem modellierte Depositionskennwerte (Depositionstypen des Jahres 1989 nach Wellbrock & Riek, 2002 und Gauger et al, 2001) sowie flächenhaft interpolierte Klimazeitreihen (PIK). Bei der Ableitung von Stoffhaushaltskenngrößen (Verwitterungsrate, Stoffaufnahme durch den Bestand, Critical Load) wurden die Ansätze

von De Vries (1991), Becker et al. (2000) sowie Bolte & Wolff (2000) verwendet.

Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Die untersuchten Böden belegen die Vielfalt der im Nordostdeutschen Tiefland verbreiteten Waldstandorte. Die untersuchten Standorte sind hinsichtlich Klimatischer Wasserbilanz und nutzbarer Wasserspeicherfähigkeit der Böden deutlich differenziert. Der Vergleich dieser beiden Komponenten zeigt, dass sowohl die bodenphysikalischen Eigenschaften als auch die Witterung gleichermaßen für den Wasserhaushalt von Bedeutung sind. Für die Ausnutzung der Wasservorräte spielt die Erschließung des Bodenraums durch die Wurzeln eine sehr große Rolle. Dies wird besonders deutlich durch die Gegenüberstellung der Klimatischen Wasserbilanz in Trocken- bzw. Durchschnittsjahren und der nutzbaren Feldkapazität - berechnet für effektive Wurzelräume von 1.0 m, 1.5 m und 2.0 m Tiefe (vgl. Abbildung).

Hinsichtlich des Stoffhaushalts wird die große Bedeutung der atmosphärischen Einträge deutlich. Die jährlichen Verwitterungsraten für Nährstoffkationen (Ca, Mg, K) liegen häufig unter den jeweiligen Aufnahmeraten des Bestandes. In diesen Fällen deckt der atmosphärische Stoffeintrag die Differenz. Die jährlichen Stickstoffeinträge liegen z.T. bei >10 % der aktuell in der Humusaufgabe gespeicherten Stickstoffmengen. Die kritischen Belastungsgrenzen (Critical Loads) für eutrophierenden Stickstoff werden bei allen Standorten überschritten.

Die dargestellten Klima-, Substrat- und Bodenmerkmale können zur Kategorisierung von Waldstandorten des Nordostdeutschen Tieflands und zur Unterlegung von Befundeinheiten der Standortserkundung mit analytischen Daten verwendet werden. Insbesondere die physikalischen Analyseergebnisse liefern des weiteren wichtige Eingangsgrößen für die Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierung.

Nachfolgend verwendete Abkürzungen:

Uptake = Aufnahme pro Jahr durch Bestand
Verw. = Verwitterungsrate pro Jahr
DEP89 = Deposition 1989
DEP99 = Deposition 1999
V_auf1 = Vorrat Humusaufgabe
V_min = Vorrat Mineralboden
BC = austauschbare „Basen“
CL = Critical Load für eutrophierenden Stickstoff bzw. Säure

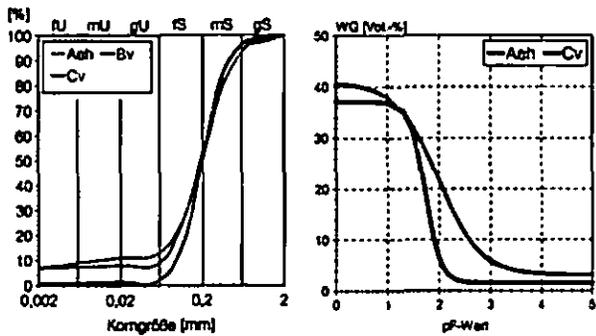
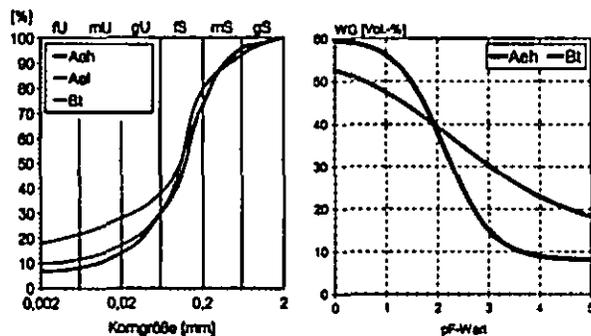
¹ Fachhochschule Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, D-16225 Eberswalde

² Landesforstanstalt Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, D-16225 Eberswalde

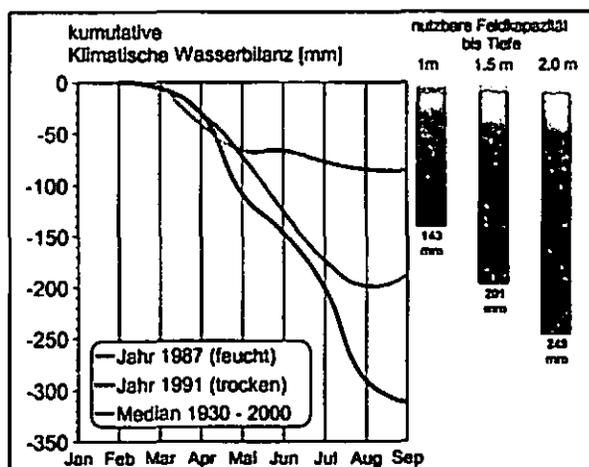
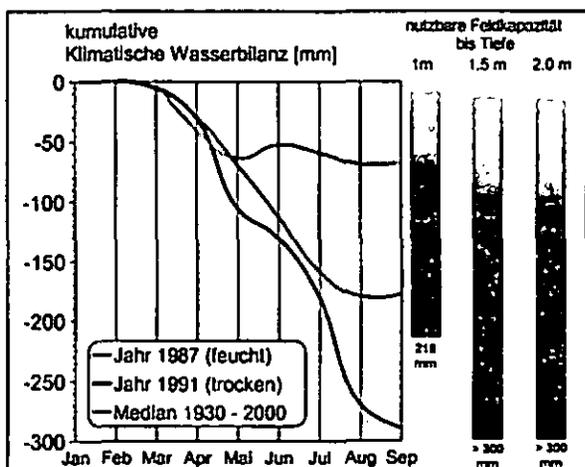
Beispiele:

Braunerde-Fahlerde mit mullartigem Moder;
 Neubrandenburger Klima (schwächer maritim beeinflusst); Ausgangsgestein: Geschiebelehm

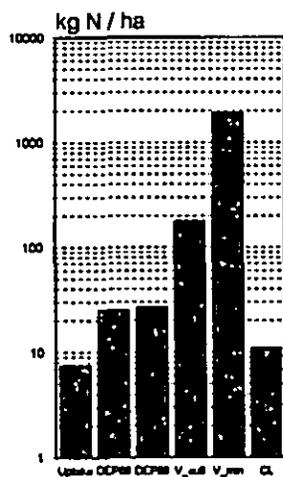
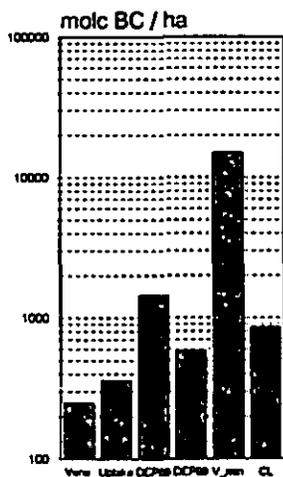
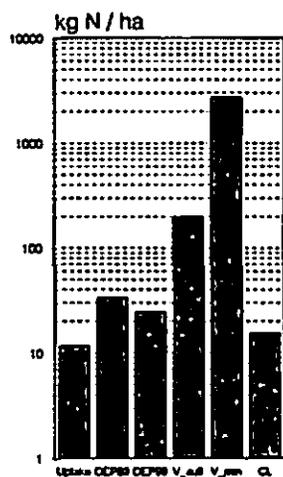
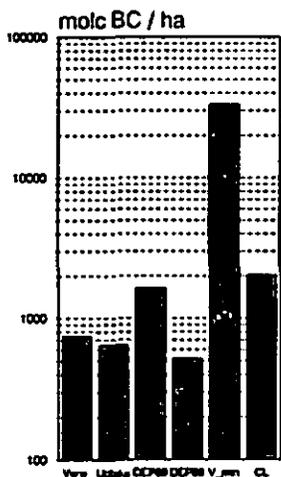
Podsol-Braunerde mit feinhumusreichem rohhumusartigem Moder;
 Südmärkisches Klima (kontinental beeinflusst); Ausgangsgestein: Sandersand



Körnung und Porengrößenverteilung



Darstellung von Trockenstress auf der Grundlage der Klimatischen Wasserbilanz und nutzbaren Feldkapazität für unterschiedliche effektive Durchwurzelungstiefen



Kennwerte des Basen- (links) und Stickstoffhaushalts (rechts); Abkürzungen s.o.

Eigenschaften und Dynamik von Auenböden

Jörg Rinklebe

Auenböden im Außendeichgebiet unterliegen einer rezenten *Überflutungs-* und damit *Erosions- und Sedimentationsdynamik*, wodurch permanente Beeinflussungen und Veränderungen (z.B. Änderungen des Nähr- und Schadstoffhaushaltes, fluviatile Schichtungen) gegeben sind. Die Ausbildung von Auenböden ist im Wesentlichen durch die *Substratausbildung* sowie durch *variierende Wasserstände*, deren ehemalige und aktuelle *Strömungsgeschwindigkeit*, durch die *Reliefposition*, die *Lage zum Fluss und zum Deich* sowie durch *anthropogene Einwirkungen* bestimmt. In Auenökosystemen liegt häufig ein kleinflächiger Bodenwechsel vor, so dass eine Ausgrenzung von Bodengesellschaften notwendig ist.

Die Auenböden der Elbe sind gegenwärtig aufgrund der aktuellen extremen Hochwasserereignisse, ihres stofflichen Belastungszustandes (z.B. Rinklebe et al. 1999, 2000a, 2002a; Friese et al. 2000) sowie durch geplante Retentionsflächenerweiterungen (Deichrückverlegungen) und die damit im Zusammenhang stehenden ökologischen Fragestellungen in den Blickpunkt des Interesses gerückt (Altermann et al., 2001; Schwartz, 2001; Eisenmann, 2002; Rinklebe, 2003). Eine Bonitur des Bodeninventars wird dabei immer eine essentielle Voraussetzung sein (Wiechmann, 2000).

Im Gegensatz zu terrestrischen Böden sind die Eigenschaften und die Verbreitung von Auenböden bisher vergleichsweise wenig untersucht. Auf die Arbeiten von Neumeister (1964), Schröder (1979), Meyer et Miehlich (1983), Emmerling (1993) sowie auf die einführenden Erläuterungen von Miehlich (2000), Rinklebe et al. (2000b,c) und Wiechmann (2000) sei verwiesen.

Auch in Auenböden variieren Luft- und Bodentemperaturen entsprechend saisonaler Schwankungen, wobei die Bodentemperatur gegenüber der Lufttemperatur abgeschwächt und verzögert reagiert (Abb.1). Oberbodenhorizonte unterliegen verhältnismäßig größeren Schwankungen als Unterbodenhorizonte (Heinrich et al., 2000; Rinklebe et al., 2001c).

Wasservorrat und -verteilung in Auenböden können kurzfristig stark schwanken (Abb.1)(vgl. auch Schwartz, 2001; Böhnke, 2002). In Auenböden erfolgt eine Durchfeuchtung - konträr zu terrestrischen Böden - von oben durch Niederschlags- und/oder Überflutungswasser *und* von unten durch das aufsteigende Grund- bzw. Überflutungswasser. In Niedrigwasserzeiten - z.B. im Spätsommer - sinkt das Wasser unter die Auenlehmdecke, ein kapillarer Aufstieg ist nicht mehr möglich; viele Pflanzen und

Bodenmikroorganismen zeigen dann Trockenstreßsyndrome. Die Feuchtezustände von zeitweise überfluteten Auenböden variieren dementsprechend von Wassersättigung bis zu sehr großer Trockenheit. Wassergehalt, Wasserspannung und Temperaturen schwanken extrem und damit Redoxpotential und pH-Wert. Hohe Konzentrationsschwankungen des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC) und Mobilitätsänderungen von Schwermetallen sind daran gekoppelt. Bodenmikroorganismen werden ebenfalls von dieser Dynamik erheblich beeinflusst (Rinklebe et al., 2002b). Kenntnisse dieser Wirkzusammenhänge und eine Quantifizierung derer unter Freilandbedingungen sind insbesondere in Auenböden unzureichend.

Deshalb erfassen wir mehrjährig und zeitlich hochauflösend die Dynamik von Wasserstand, Wassergehalt, Wasserspannung (ψ) und Bodentemperatur sowie von Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung jeweils in drei Bodentiefen und drei Replikationen in zeitweise überfluteten Auenböden unter Freilandbedingungen. (Abb. 1).

Literatur

- Altermann, M.; Rosche, O.; Wiechmann, H.; Eisenmann, V. (2001): Zustand und Eigenschaften der Auenböden sowie deren ökologische Eigenschaften nach Deichrückbau. Endbericht Bodenkunde. Des vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt geförderten Projektes: Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt" (FKZ: 0339576). 169 S. u. Anhang.
- Böhnke, R. (2002): Hydrodynamik und Stofftransport in Auensedimenten der Mittleren Elbe unter Berücksichtigung eines ökosystemaren Bewertungskonzeptes. Diss. Univ. Leipzig. Fak. f. Physik u. Geowissenschaften. UFZ-Bericht Nr. 19/2002. 167 S. u. Anhang.
- Eisenmann, V. (2002): Die Bedeutung der Böden für das Renaturierungspotential von Rückdeichungsgebieten an der Mittleren Elbe. Hamburger Bodenkundliche Arb. 51. Diss. Univ. Hamburg. 140 S. u. Anhang.
- Emmerling, C. (1993): Nährstoffhaushalt und mikrobiologische Eigenschaften von Auenböden sowie die Besiedlung durch Bodentiere unter differenzierter Nutzung und Überschwemmungsdynamik. Diss. Univ. Trier. Vlg. Shaker. Aachen. 153 S. u. Anhang.
- Friese, K.; Witter, B.; Brack, W.; Buettner, O.; Krueger, F.; Kunert, M.; Rupp, H.; Miehlich, G.; Groengroeft, A.; Schwartz, R.; van der Veen, A.; Zachmann, D.W. (2000): Distribution and Fate of Organic and Inorganic Contaminants in a River Floodplain - Results of a Case Study on the River Elbe, Germany. In: Remediation Engineering of Contaminated Soils. Edited by: Wise, D.L.; Trantolo, D.J.; Cichon, E.J.; Inyang, H.I.; Stottmeister, U. Marcel Dekker Inc. New York. Basel. 373-426.
- Heinrich, K.; Rinklebe, J.; Böhnke, R.; Potesta, H.; Geyer, S.; Neue, H.-U. (2000): Zusammenhang zwischen bodenphysikalischen Kennwerten und der Fluviodynamik in Auenböden der Mittleren Elbe. In: Bundesamt für Naturschutz, Bonn (Hrsg.) Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie. 37. Bonn - Bad Godesberg. 283-286.
- Meyer, H.; Miehlich, G. (1983): Einfluß periodischer Hochwässer auf Genese, Verbreitung und Standortseigenschaften der Böden in der Pevstorfer Elbaue (Kreis Lüchow-Dannenberg). Abh. d. naturwiss. Vereins Hamb. 25. 41-73.
- Miehlich, G. (2000): Eigenschaften, Genese und Funktionen von Böden in Auen Mitteleuropas. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. 3-17.
- Neumeister, H. (1964): Beiträge zum Auelehmproblem des Pleiße- und Elstergbietes. Sonderdruck. Wissenschaftliche Veröffentlichungen des Deutschen Instituts für Länderkunde, Neue Folge 21/22. VEB Bibliographisches Institut. Leipzig. 65-131.
- Rinklebe, J. (2003): Quantifizierung des Einflusses von Bodenkennwerten sowie von Bodentemperatur, Bodenfeuchte, Wasserspannung und gelöstem organischen Kohlenstoff auf die mikrobielle Biomasse und die Bodenzymaktivitäten von β -Glucosidase, Protease und alkalischer Phosphatase in Auenböden der Elbe. Unveröff. Manuskript zur Diss. u. Anhang. Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenbg. Landw. Fak.
- Rinklebe, J.; Franke, C.; Heinrich, K.; Neumeister, H.; Neue, H.-U. (1999): Die Verteilung von Schwermetallen in Bodenprofilen von Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Leipziger Geowissenschaften. 11. 129-138.

- Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Neue, H.-U. (2000b): Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. 37-46.
- Rinklebe, J.; Franke, C.; Heinrich, K.; Helbach, C.; Neue, H.-U. (2001c): Übertragbarkeit von stabilen und dynamischen Eigenschaften von Auenböden mit Hilfe von Kenntnissen über deren Verbreitung. UFZ-Bericht. Nr. 8/2001. 61-68.
- Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Morgenstern, P.; Franke, C.; Neue, H.-U. (2000a): Heavy metal concentrations, distributions and mobilities in wetland soils. In: Mitteilung Nr. 6 der Bundesanstalt für Gewässerkunde/Projektgruppe Elbe Ökologie, Koblenz - Berlin. 227-228.
- Rinklebe, J.; Klimanek, E.-M.; Neue, H.-U. (2002b): Dynamik der mikrobiellen Biomasse in Auenböden. - Quantifizierung des Einflusses von Überflutungen, Bodentemperatur, Bodenfeuchte, Wasserspannung und DOC-. Mittg. d. DBG. 157-158.
- Rinklebe, J.; Marahrens, S.; Böhnke, R.; Amarell, U.; Neue, H.-U. (2000c): Großmaßstäbige bodenkundliche Kartierung im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. 19-25.
- Overesch, M.; Neue, H.-U. (2002a): Mobilitäten und Bindungsformen von Schwermetallen in Auenböden der Elbe. In: Geller et al. (Hrsg.) Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag. 78-81.
- Schröder, D. (1979): Bodenentwicklung in spätpleistozänen und holozänen Hochflutlehmen des Niederrheins. Habil. Schrift. Universität Bonn. 227 S. u. Anhang.
- Schwartz, R. (2001): Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung. Universität Hamburg. Hamb. Bodenkdl. Arb. 48. Diss. 391 S. u. Anhang.
- Wiechmann, H. (2000): Die bodensystematische Kennzeichnung von Auenböden. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. 19-25.

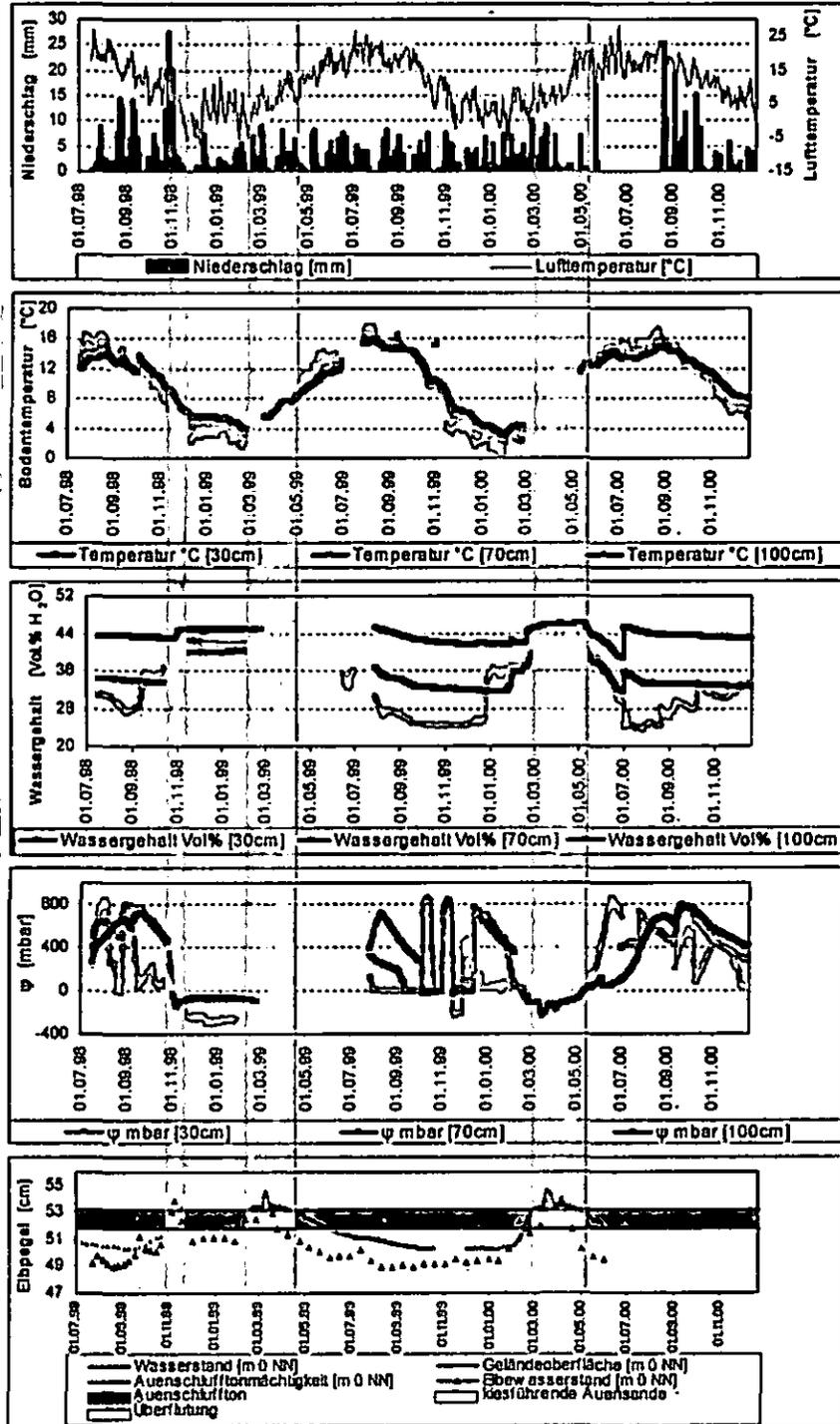


Abb. 1: Die Dynamik von Wassergehalt, Wasserspannung (ψ), Bodentemperatur [30, 70 und 100 cm Bodentiefe] in einem Vega-Gley aus Auenschluffton sowie die Überflutungszeiträume in Abhängigkeit vom Flusswasserstand, Lufttemperaturen und Niederschlägen während einer 2 ½ jährigen Messperiode von Juli 1998 bis Dezember 2001

Die Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen (BFD50) als Basis für die Auswertung „Bodenkarte“

Karl-Josef Sabel & Klaus Friedrich

Bodeneinheiten der BFD50

Mit den Bodenflächendaten 1:50 000 wird für Hessen eine flächendeckende Datengrundlage zur Verfügung gestellt, die für eine Vielzahl thematischer Karten erschlossen werden kann. Als jüngstes Produkt liegt die Bodenkarte von Hessen vor, in der die räumliche Differenzierung der Bodendecke geordnet nach Bodengesellschaften dargestellt wird.

Die konventionelle flächige Erfassung der Bodendecke ist die stark typologisch ausgerichtete Bodenkartierung. Das Ergebnis ist eine Bodenkarte, in der die Taxonomie der Bodensystematik den Aufbau der Legende bestimmt.

Standortspezifische Eigenschaften und Merkmale spielen eher eine untergeordnete Rolle. Die bodentypologische Heterogenität des Bodenmosaiks ist für mittelmaßstäbige Karten oft so groß, dass die reine Bodensystematik zur Definition und Abgrenzung von Bodeneinheiten eher ungeeignet ist.

Gerade in Mittelgebirgsländern wie Hessen lehrt die Erfahrung, dass eine enge Beziehung zwischen der Bodenform, und hier speziell des Ausgangssubstrates der Bodenbildung, und den standörtlichen Eigenschaften besteht.

Daher erfolgte die Arealfindung und Aggregierung von Bodenformengesell-

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Rheingastr. 186, 65203 Wiesbaden, k.sabel@hlug.de/ k.friedrich@hlug.de

schaften zu Kartier- bzw. zu Bodeneinheiten nach Kriterien der Genese, Zusammensetzung, dem Aufbau und Chemismus des Bodenausgangsgesteins, die auch eine Hierarchisierung in Aggregierungsstufen gestatten.

Die hierarchisch gegliederte Legende wird im Wesentlichen durch drei inhaltliche Detaillierungsebenen gebildet. Die oberste Gliederungsebene der Legende bilden die Legenden-Hauptgruppen, in denen die Einheiten gemäß der Geogenese des bodenbildenden Ausgangsgesteins geordnet werden (Abb. 1). Gesteinsart, Lagerung, Körnung und Zusammensetzung resultieren in der Regel aus den geogenetischen Prozessen mit weitgehend spezifischer Ausprägung der entsprechenden Substrate.

Untersetzt sind die Hauptgruppen durch die Legenden-Gruppen. Sie differenzieren spezifische standortrelevante Lockergesteine mit eindeutig definierten Merkmalen und Eigenschaften, wie Flugsand, Sandlöss, Löss und Laacher-See-Tephra als Gesteine der äolischen Hauptgruppe. Entscheidend ist eine spezielle Wirkungsweise ihrer Geogenese, die zu besonderen Substrateigenschaften führte, welche die Ausbildung typischer Bodenformen bewirkt und ihnen signifikante Eigenschaften vererbt.

Die Substratschichtung und Zusammensetzung des Ausgangsgesteins sowie der geogene Chemismus bzw. die Petrographie dienen auf den nächst tieferen Hierarchieebenen den Legenden-Untergruppen als Gliederungsmerkmale, die unter anderem den Wurzelraum, Wasserhaushalt, Lufthaushalt und die Trophie, aber auch die Pedogenese selbst beeinflussen.

Auf der untersten Ebene werden die Bodeneinheiten in Anlehnung an das klassische Gliederungsschema von Bodenkarten aufgereiht. Die Bodensystematik dient somit immer der Binnen-

gliederung des jeweils untersten Legendenniveaus.

Die Bodenformengesellschaften

Die Bodeneinheiten werden durch vergesellschaftete Leit- und Begleitbodenformen charakterisiert. Die Beschreibung der Einheiten basiert auf Angaben zur Bodentypologie, Substratausprägung mit Mächtigkeit, Petrographie, Genese und Stratigraphie.

Die Bodenformen

Um allgemeine bodenbezogene Auswertungen vornehmen zu können, wurde bei der Flächenausgrenzung der BFD50 die Bodennutzung bzw. die Bodenbedeckung mit eingebunden. Es werden also grundsätzlich nach Bodenbedeckungsklassen (Acker, Grünland, Wald) differenzierte Kartiereinheiten verwaltet. Diese bedeckungs- und nutzungsdifferenzierten Standorttypen unterscheiden sich in der Bodenformansprache (z. B. Substrat und Horizontausprägung) sowie in ihren bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften.

Zusammenfassung:

Für jede Ableitung, so auch für die Bodenkarte 1:50 000, werden die jeweils nötigen Daten aus dem allgemeinen Datensatz BFD50 herausgezogen. Das Kartenwerk stellt somit eine aggregierte Sicht auf die Bodenflächendaten dar

Literatur:

FRIEDRICH, K. (1999): Die Bodenflächendaten 1 : 50 000 Hessen - Ziele, Aufbau und Erfahrungen.- Mitteilgn. Dt. Bodenkundl. Ges., 91/2: 977-980; Oldenburg.

SABEL, K.-J. & VORDERBRÜGGE, TH. (1998): Thematische Auswertungen auf Basis der Bodenkarte 1 : 50 000 von Hessen für Planungszwecke.- Terra Nostra 98/3 (Kurzfass. Geo-Berlin '98, 150 Jahre dt. geol. Ges.), P 159; Berlin.

VORDERBRÜGGE, TH. & FRIEDRICH, K. (1998): Thematische Bodenkarten als Grundlage der Landes- und Regionalplanung in Hessen.- Ökologieforum Hessen, Bodenschutz in der Landschaftsplanung, 16 - 23; Wiesbaden.

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2002): Erläuterungen zur Bodenkarte von Hessen. 1 : 50 000.- 578 S.; Wiesbaden.

Bezeichnung der Gliederungseinheit	Definition
Hauptgruppe	Differenzierung der bodenbildenden Substrate nach ihrer dominanten Genese
-> Gruppe	Untergliederung der Hauptgruppen nach Lockergesteinen unter Beachtung unterschiedlicher Kriterien, wie Bildungsraum, Stratigraphie, Heterogenität der Standorte, Polygenese der beteiligten Substrate, Petrographie oder Fremdkomponentenanteil
-> Untergruppe	Untergliederung einer Gruppe nach spezifischen Standortmerkmalen, d.h. nach Petrographie, Chemismus und Schichtung der Substrate
-> Bodeneinheit	Flächeneinheit der Bodenkarte, welche Bodengesellschaften nach folgenden Kriterien beschreibt: pedogenetische Ausprägung und Vergesellschaftung der Leitbodenformen, Ausprägung des Bodenausgangsgesteins der Leitbodenformen (Petrographie, Stratigraphie und Genese der Substrate und deren wesentlichen Komponenten und Mächtigkeit der Schichten). Wasserhaushalt des Standortes, Lage der Einheit im Relief und räumliche Verbreitung

Abb. 1.: Definition der Gliederungseinheiten der Legende

Äolische Anteile in periglaziären Lagen - Abschätzung anhand der Spurenelementgehalte und Rückschlüsse auf die paläoklimatischen Bedingungen der Lagengene

Daniela Sauer*

Einleitung

Eine Abschätzung der Mischungsverhältnisse zwischen den autochthonen (aus der Verwitterung des liegenden Gesteins stammenden) und allochthonen (äolischen) Bestandteilen periglaziärer Lagen kann einen wichtigen Beitrag zum Verständnis sowohl der Genese als auch der ökologisch relevanten Eigenschaften der Lagen leisten. So lässt beispielsweise das Auftreten von periglaziären Lagen mit deutlicher Lösseinmischung Rückschlüsse auf Wechsel zwischen trocken-kalten und eher feucht-kalten Phasen zu. Von ökologischer Bedeutung ist die Einmischung von Löss und Laacher Bimstuff (LBT) insbesondere auf sauren, nährstoffarmen Gesteinen, deren Standorteigenschaften durch die äolischen Einträge erheblich verbessert werden können (SAUER, 2002).

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt im östlichen Westerwald. Dort wurden auf drei unterschiedlichen Ausgangsgesteinen (Tonschiefer, Quarzit, Diabas) jeweils in vier Expositionen (NW, SW, SE, NE) Catenen aus je einem Oberhang-, Mittelhang- und Unterhangprofil angelegt. Die Spurenelementgehalte wurden durch Messung mittels ICP-MS (Cu, Ni, Co) bzw. AAS (Ti) im Königswasseraufschluss (DIN 38414, Teil 7) bestimmt.

Die Berechnung der Zusammensetzung der periglaziären Lagen erfolgte ähnlich wie die von STAHR (1979: 93 ff.) anhand von Zr, Al und Si durchgeführte Kalkulation der Lösskomponente in den Deckschichten des Südschwarzwalds und basiert auf folgenden Überlegungen. Wenn die Spurenelementgehalte der eingemischten äolischen Komponenten sich genügend deutlich von dem der Verwitterungsprodukte des anstehenden Gesteins unterscheiden, sollte es möglich sein, anhand der Spurenelementgehalte der periglaziären Lagen das Mischungsverhältnis von autochthonem und allochthonem Material zu bestimmen. Voraussetzung für eine solche Berechnung ist die Ermittlung der Spurenelementgehalte von Referenzproben, die aus den reinen Substraten bestehen. Als Referenzproben wurden die Basislagen auf dem jeweiligen Gestein, Löss aus möglichst nahegelegenen Lössprofilen und Laacher Bimstuff (LBT) verwendet.

Die Vorgehensweise zur Berechnung der Mischungsverhältnisse setzt folgendermaßen an. Der Spurenelementgehalt der Lagen setzt sich zusammen aus der Summe der Spurenelementgehalte der beteiligten Substrate, jeweils multipliziert mit dem Anteil, den die Substrate an der Zusammensetzung der Lage ausmachen:

$$S_{aut} [mg/kg] \cdot A_{aut} [\%] + S_{äol} [mg/kg] \cdot A_{äol} [\%] = S_{PL} [mg/kg] \cdot 100 \%$$

S_{aut}: Spurenelementgehalt des autochthonen Materials
A_{aut}: Anteil an autochthonem Material
S_{äol}: Spurenelementgehalt des äolischen Materials
A_{äol}: Anteil an äolischem Material
S_{PL}: Spurenelementgehalt der periglaziären Lage

Diese Gleichung wird nach *A_{aut}* [%] aufgelöst:

$$A_{aut} [\%] = \frac{S_{PL} [mg/kg] - S_{äol} [mg/kg]}{S_{aut} [mg/kg] - S_{äol} [mg/kg]} \cdot 100 \%$$

Im Untersuchungsgebiet besteht der allochthone Anteil in den Mittellagen aus kalkfreiem Löss, in den Hauptlagen aus Löss und LBT. Für die Abschätzung des Mischungsverhältnisses zwischen autochthonem und allochthonem Material müssen dementsprechend Elemente ausgewählt werden, bezüglich derer sich das autochthone Material und der Löss genügend deutlich unterscheiden. Für die Hauptlagen gilt zusätzlich, dass die Elementgehalte im Löss und im LBT möglichst ähnlich sein müssen.

Die Berechnung wurde mit den Elementen Cu, Ni, Co und Ti durchgeführt. Ti konnte nicht zur Berechnung des Verhältnisses zwischen autochthonem und allochthonem Material herangezogen werden, da sich die Ti-Gehalte von Löss und LBT erheblich voneinander unterscheiden. Aufgrund dieser Eigenschaft boten sich die Ti-Gehalte jedoch dazu an, in einem zweiten Schritt abzuschätzen, ob in der äolischen Komponente der Hauptlagen jeweils Löss oder LBT dominiert. Dabei wurden anhand Titan jeweils zwei Werte für den autochthonen Anteil berechnet. Zum einen wurde ein Wert unter der Annahme berechnet, der allochthone Anteil setze sich zu 100 % aus LBT zusammen, zum anderen unter der Annahme, der allochthone Anteil bestünde zu 100 % aus Löss. Lag dann z. B. der Wert für den autochthonen Anteil, der von 100 % LBT ausging, näher an den anhand Cu, Ni und Co berechneten Anteilen, so wurde daraus geschlossen, dass das allochthone Material der Lage mehr LBT als Löss enthält.

Ergebnisse

Insgesamt lassen die Spurenelementgehalte einen hangabwärts kontinuierlich zunehmenden äolischen Anteil in der Hauptlage, wie ihn THALHEIM (1994) anhand mineralogischer Untersuchungen für Hauptlagen auf Basaltstandorten des Landberges (Tharandter Wald) beschreibt, nur am Südwesthang auf Diabas erkennen. Dieser Hang zeichnet sich durch eine gestreckte Form aus, die nahezu kein Kleinrelief aufweist. In den meisten Fällen ist jedoch der grundsätzliche Trend des hangabwärts zunehmenden äolischen Einflusses stark durch das Meso- und Mikrorelief und das stellenweise Auftreten von Mittellagen überprägt. An den Oberhängen ist das Anstehende i. d. R. nur von einer Hauptlage bedeckt. Seltener ist zwischen Hauptlage und Anstehendem eine Basislage zwischengeschaltet. An diesen Standorten ist die äolische Beeinflussung der Hauptlage meist gering. Am Oberhangstandort der Südost-Catena auf Diabas beträgt beispielsweise der autochthone Anteil der Hauptlage über 90 Vol.-% (Abb. 1a). Dort, wo im Liegenden der Hauptlage eine Mittellage auftritt, nimmt

* Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, E-mail: d-sauer@uni-hohenheim.de

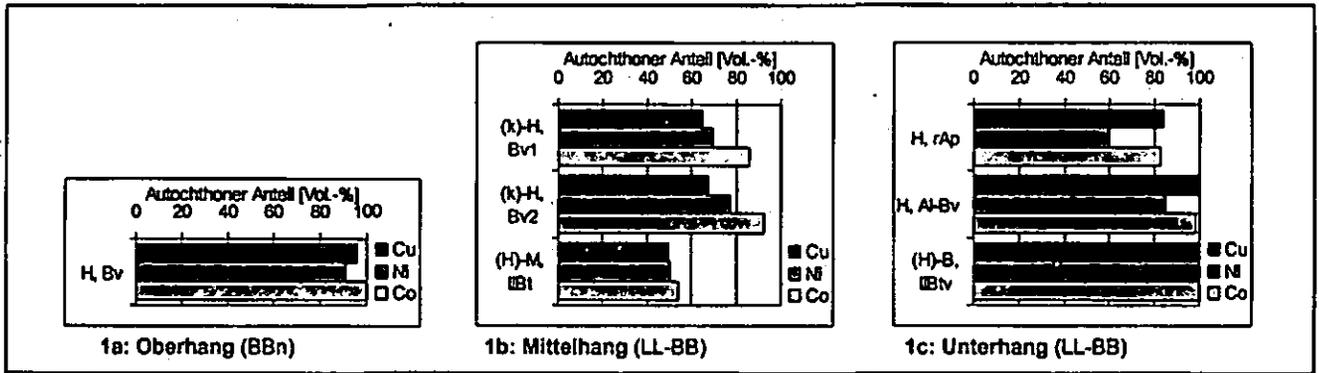


Abb. 1: Autochthone Anteile der Lagen auf Diabas, berechnet anhand Kupfer, Nickel und Kobalt (K = Kolluvium, H = Hauptlage, (k)-H = kolluviumartig ausgeprägte Hauptlage, (B)-H = Basislagen-geprägte Hauptlage, M = Mittellage, (H)-M = Hauptlagen-geprägte Mittellage, B = Basislage, (H)-B = Hauptlagen-geprägte Basislage)

der autochthone Anteil in der Hauptlage deutlich ab. So wurde z. B. am Mittelhangstandort der Südost-Catena auf Diabas ein autochthoner Anteil von etwa 70 Vol.-% (anhand Cu und Ni) ermittelt (Abb. 1b). Die Mittellage enthält an diesem Standort einen autochthonen Anteil von 50 Vol.-%. Bis zum Unterhang läuft die Mittellage aus. In der Hauptlage, die somit nun wieder unmittelbar die (oberste) Basislage überzieht, nimmt die autochthone Komponente am Unterhang auf etwas über 80 Vol.-% zu (Abb. 1c). Aufgrund der deutlich zu erkennenden Verknüpfung zwischen dem Auftreten der Mittellage und einer verstärkten allochthonen Beeinflussung der Hauptlage ist davon auszugehen, dass die Mittellage die Hauptquelle für das allochthone Material in der Hauptlage bildet. Demgegenüber dürfte der Anteil von frischem äolischem Sediment in der Hauptlage sehr gering sein.

Rückschlüsse auf die paläoklimatischen Bedingungen der Lagengeneese

Basislagen

Die Basislagen sind lössfrei. Der Hauptbestandteil der Basislagen über Festgestein ist Frostschutt. Die Bildung dieses Schutts setzt voraus, dass zuvor ältere Bodenbildungen durch intensive Abspülung bis auf das anstehende Festgestein abgetragen wurden. Solche Abspülungsphasen fanden im Altwürm in großem Umfang statt. Anschließend konnte in einer vegetationsfreien Frostschuttzone die Bildung frischen Schuttes und Gelisolifluktion einsetzen, die zur Bildung der Basislagen führte. Wie viele Gelisolifluktionsphasen die Basislagen durchlebten ist unklar, denn ohne Sedimentzufuhr wurde jeweils die gleiche Schuttdecke erneut aufgearbeitet. Nur an Unterhängen und Hangverflachungen konnte eine Aufhöhung des Profils stattfinden, indem schnellere Schuttdecken aus hangaufwärts gelegenen, steileren Abschnitten die Schuttdecken der flacheren Hangabschnitte überwanderten.

Außerhalb solcher Bereiche war die Voraussetzung für eine Aufhöhung des Profils ein Eintrag äolischen Materials. Solche Einträge traten in den trocken-kalten Klimaabschnitten im mittleren und oberen Pleniglazial auf.

Mittellagen

Auf trocken-kalte Phasen mit Lössdeposition folgten wiederum feuchtere, stärker durch Gelisolifluktion geprägte Abschnitte (insbesondere zu Beginn und in einem späten Abschnitt des oberen Pleniglazials), in denen die Lössdecke umgelagert wurde. In den Positionen, in denen der Löss weniger mächtig war als die sommerliche Auftauschicht, wurden Teile der Basislage ebenfalls mit in die Gelisolifluktion einbezogen. Auf diese Weise entstanden die in der Regel lössreichen, skeletthaltigen Mittellagen.

Hauptlage

Die Hauptlage ist i. d. R. lössärmer und skelettreicher als die Mittellage. Dies führt zu der Frage, woher die Hauptlage die zusätzlichen Steine aufnehmen konnte. Dies kann nur dadurch erklärt werden, dass vor der Bildung der Hauptlage eine Phase der Abspülung stattfand. Diese führte dazu, dass sich die Steine aus dem abgetragenen oberen Teil der Mittellage an der Oberfläche anreicherten. Anschließend ging der obere Teil der Mittellage mit der Steinanreicherung zusammen mit wenig frischem äolischem Material in drei Gelifluktionsphasen während der Ältesten, Älteren und Jüngeren Dryas in der Bildung der Hauptlage auf. Reste der Mittellage blieben nur in geschützten Positionen erhalten, wo die Mittellage zu Beginn der Hauptlagenentstehung noch mehr als etwa 5 dm mächtig war.

Danksagung

Danke an alle im Rahmen des SFB 299 an den Arbeiten Beteiligten und an die DFG für die finanzielle Förderung.

Literatur

SAUER, D. (2002): Genese, Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen im Rheinischen Schiefergebirge – anhand von Beispielen aus Westerwald, Hunsrück und Eifel. *Boden und Landschaft*, 36, 294 S.

STAHR, K. (1979). Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standortseigenschaften im Südschwarzwald. *Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen* 9.

THALHEIM, K. (1994): Mineralogisch-granulometrische Untersuchungen an Deckschichten im Osterzgebirge. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 74 : 35 – 38.

Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz - Methodenentwicklung -

¹Stephan Sauer, ²Ricarda Miller,
²Matthias Peter & ³Thomas Vorderbrügge

1 Das Projekt

Das Projekt „Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten“ der Geologischen Dienste von Hessen und Rheinland-Pfalz hat zum Ziel, in enger Zusammenarbeit mit den Oberfinanzdirektionen Koblenz und Frankfurt (digitales Feldschätzungsbuch), der Katasterverwaltung (Folie 42 der ALK) sowie dem Ingenieurbüro Schnittstelle Boden aus den Bodenschätzungsdaten großmaßstäbige Bodenfunktionskarten für die landwirtschaftliche Nutzfläche. Neben der Erarbeitung von automatisierten Importroutinen und Plausibilitätskontrollen für die Zusammenführung der Punkt- und Flächen-daten im Ursprungsformat steht die Erarbeitung von Methoden im Vordergrund des Projektes. Die länderübergreifende Kooperation verfolgt einen auf andere Länder übertragbaren Ansatz.

2 Grundlagen der Methodenentwicklung

Die im Projekt verwendeten Methoden sollen nicht - wie meist üblich - auf der aufwändigen Erstellung bzw. Anwendung von Übersetzungsschlüsseln, sondern funktionsbezogen unmittelbar an den Rohdaten ansetzen (SAUER & VORDERBRÜGGE 2002). Hierdurch sollen Fehlerquellen aus der Übersetzung vermieden und eine gezielte auf die Bodenfunktionen ausgerichtete Bodenbewertung gewährleistet werden.

Bei der Methodenentwicklung wurde zunächst eine Literaturübersicht zur bodenkundlichen Interpretation von Bodenschätzungsdaten inkl. einer eigenen Qualitätseinschätzung zusammengestellt. Unseres Erachtens geeignete Methoden werden in einem iterativen Anpassungs- und Weiterentwicklungsprozess bearbeitet. Ist die technische Umsetzung der automatisierten Methodenentwicklung vollzogen und sind die Test-Anwendungen zur Validierung erfolgreich verlaufen, erfolgt die Dokumentation und der Einsatz. Zur Zeit wird die Test-Anwendung und Validierung erster Methoden auf Grundlage des Klassenzeichens durchgeführt, die bodenkundliche und funktionsbezogene Interpretation der Grablochbeschreibungen folgt in einer späteren Projektphase.

3 Methodenbeispiel

Der Mächtigkeit des Hauptwurzelraums ist eine wichtige Grundlage für die Ableitung verschiedener Bodenfunktionen, beispielsweise als Bezugsgröße für die nutzbare Feldkapazität des durchwurzelbaren Bodenraumes (nFKdB). In Mittelgebirgslandschaften lässt sich dieser Kennwert in vielen Fällen nur schwer aus den Grablochbeschreibungen ableiten (SAUER 2001).

Auf Grundlage der statistischen Auswertung von ca. 4000 Bohrstockbeschreibungen, der Beprobung von 35 Musterstücken der OFD Koblenz sowie einer Expertenbefragung (OFD Frankfurt, OFD Koblenz, Mitglieder der AG „Bodenschätzung und Bodenbewertung“ der DBG) wurde jeder in Hessen und Rheinland-Pfalz verbreiteten Bodenklasse die Mächtigkeit des Hauptwurzelraumes zugeordnet (Tab. 1).

Tab. 1: Bodenklassen des Ackerschätzungsrahmens und Hauptwurzelraum der Böden

Bodenart	Entstehung	Zustandsstufe						
		1	2	3	4	5	6	7
S	D	-	80	70	60	50	40	20
	AI	-	80	70	60	50		
	V	-	80	70	50	40	30	20
SI (S/IS)	D	-	110	80	60	50		
	AI	-	120	80	60	50		
	V	-	100	80	60	45		
IS	D	120	110	90	80	70	50	
	DLδ	120	120	100	80	70		
	AI	120	120	100	80	70		
	V	-	120	90	70	50	40	30
	Vg	-	-	90	60	40	35	25
SL (IS/SL)	D	120	120	90	80	70	55	
	DLδ	-	120	100	100	70		
	Lδ	120	120	100	100	70		
	AI	120	120	100	90	70		
	Vg	-	-	90	65	40	35	25
sL	D	120	120	100	95	90	65	
	DLδ	120	120	120	95	90		
	LδD	120	120	120	95	90		
	Lδ	120	120	120	100	100		
	AI	120	120	100	95	80		
	LδV	120	120	100	95	85	70	
	VLδ	120	120	100	95	85	70	
	DV	120	120	100	95	85	70	
	VD	120	120	100	95	85		
	V	120	120	100	95	70	55	35
Vg	-	-	90	70	50	35	25	
L	D	120	120	100	100	90	70	
	DLδ	120	120	120	100	90	70	
	LδD	120	120	120	110	100	80	
	Lδ	120	120	120	120	100	80	
	AI	120	120	100	95	85	75	
	LδV	120	120	100	100	90	70	
	VLδ	120	120	95	95	85	70	
	DV	120	120	95	95	85	70	
	VD	120	120	90	90	85	70	
	V	120	120	90	90	75	60	35
Vg	-	-	90	90	60	45	25	
LT	D	120	120	90	85	75	60	
	DV	120	120	90	85	75	60	
	VD	120	120	90	85	75		
	AI	120	120	100	85	75	70	
	Vg	-	-	90	70	50	40	25
T	D	-	100	90	80	70	50	
	AI	-	100	90	80	75		
	V	-	100	90	80	65	45	35
	Vg	-	-	80	65	50	35	25

¹ Stephan Sauer, Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, Stephanus.Sauer@lgb-rlp.de

² Ricarda Miller & Matthias Peter, Ingenieurbüro Schnittstelle Boden, Schnittstelle.Boden@t-online.de

³ Thomas Vorderbrügge, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, t.vorderbruegge@hlug.de

Die von uns zugrunde gelegten Werte sind zum Teil deutlich größer als die in der Literatur beschriebenen. Weiterhin streuen sie innerhalb einer Zustandsstufe häufig um mehrere Dezimeter, bei den Stufen 5 bis 7

sogar bis zu 6 dm. So weist beispielsweise die Bodenklasse SL5Vg einen Wurzelraum von 40 cm Mächtigkeit, die Bodenklasse L5Lö hingegen von 100 cm Mächtigkeit auf. Für die tiefgründigen Böden der Zustandsstufen 1 und 2 (z.B. Tschernoseme oder Kolluvisole aus LÖß) wurde in der Regel ein Hauptwurzelraum von mindestens 120 cm angenommen.

Zur Validierung wurden die Werte aus Tab. 1 den Ergebnissen eines unabhängigen Datensatzes von 97 hessischen Profilaufgrabungen - Vergleichsstücke der Bodenschätzung - gegenübergestellt (Abb. 1).

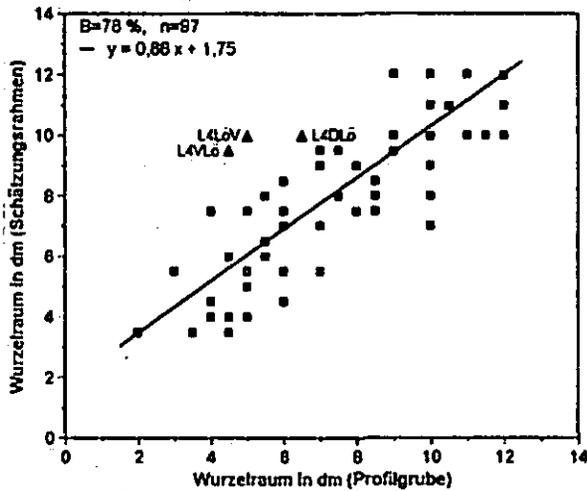


Abb. 1: Aus dem Schätzungsrahmen abgeleiteter und im Gelände an Vergleichsstücken der Bodenschätzung ermittelter Hauptwurzelraum

Das Bestimmtheitsmaß von 78 % belegt trotz einzelner Ausreißer die Stimmigkeit der Ableitung. Die hervorgehobenen Punkte sind Bodenprofile, die durch die Bodenschätzung eindeutig zu hoch bewertet wurden. Es handelt sich durchweg um lößbeeinflusste Mehrschichtprofile, deren Ansprache nicht nur dem Bodenschätzer Schwierigkeiten bereitet.

4 Ausblick

Erste Ergebnisse bei der Erarbeitung von Methoden zur Ableitung von Bodenkennwerten aus dem Klassenzeichen führten dazu, dass wir uns intensiver mit dem logischen Aufbau des Acker- und Grünland-schätzungsrahmens beschäftigten. Die Analyse hilft, Gesetzmäßigkeiten und/oder Inkonsistenzen innerhalb des Schätzungsrahmens aufzuspüren.

Abb. 2 zeigt beispielhaft für die Entstehungsart „V“ das Verhältnis zwischen Bodenzahl, Bodenart und Zustandsstufe. Legt man die von PETER et al. (1999) ermittelte eindeutige Korrelation zwischen Bodenzahl und nFKdB zugrunde, so wird bei Betrachtung von Abb. 2 klar, dass der Schätzungsrahmen den erwarteten Zusammenhang zwischen Bodenzahl und nFK widerspiegelt. Die Bodenzahlen und damit die nFK-Werte steigen von S zu L, um dann nach LT und T

abzusinken. Dieser Zusammenhang gilt gleichermaßen für alle Entstehungsarten. Es ist somit möglich und zulässig, den Bodenklassen des Schätzungsrahmens direkt plausible nFK-Werte zuzuordnen.

Für die FK stellt sich die Situation dagegen anders dar. Hier bildet der Schätzungsrahmen die Werte nur bis zur Bodenart L plausibel ab. Für die Bodenarten LT und T hingegen spiegeln die absinkenden Bodenzahlen nicht die FK-Werte der Bodenarten wider, die in diesem Bereich weiter ansteigen. Hier ergeben sich Ansatzpunkte für weitergehende Analysen.

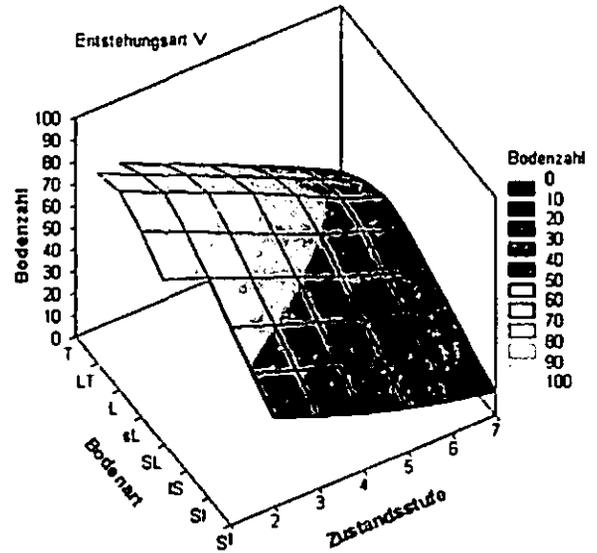


Abb. 2: Die Bodenzahl in Abhängigkeit von Bodenart und Zustandsstufe für die Entstehungsart V

Im Herbst diesen Jahres planen wir zur Verfeinerung und Validierung der erarbeiteten Methoden weitere Vergleichsstücksbeprobungen in Hessen und Rheinland-Pfalz.

5 Literatur

- PETER, M., SAUER, S. & S. SIEBERT (1999): Die Bodenschätzung als großmaßstäbliche Datenbasis für Bodenschutzplanungen. Bodenschutz 2/99, 62-68.
- SAUER, S. (2001): Enttäuschung bei der bodenkundlichen Interpretation von Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung in Mittelgebirgslandschaften. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 96, 553-554.
- SAUER, S. & TH. VORDERBRÜGGE (2002): Thesen zur Nutzung und Weiterentwicklung der Bodenschätzung aus der Sicht des Bodenschutzes und der angewandten Bodenkunde. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 99, 109-110.

Die Böden der Rimpau'schen Moordammkulturen in Brandenburg

Robert Sauerbrey, Horst Lehrkamp, Franziska Göbel*

Die Versorgung der stark gewachsenen Bevölkerung im Mittelalter zwang zu einer zunehmenden landwirtschaftlichen Erschließung von Feuchtgebieten, Sümpfen und Mooren. In der Regierungszeit Friedrich II. (1740 – 1786) erreichte die Meliorationstätigkeit in Preußen schließlich den größten Umfang. Insgesamt wurden in dieser Zeit 250.000 ha Moor- und Auenstandorte melioriert. Bekannteste Beispiele sind das rund 30.000 ha große, an der Grenze des nordwestlichen Sachsen-Anhalt zu Niedersachsen gelegene, Niedermoorgebiet des Drömlings und der Auenstandort Oderbruch, mit 39.000 ha Polderfläche.

Die neu erschlossenen Mooregebiete erbrachten zunächst hohe Erträge. Durch die Moorbodenentwicklung unter landwirtschaftlicher Nutzung stellten sich jedoch bald Bewirtschaftungsprobleme ein, die man durch modifizierte Meliorationsverfahren zu beheben suchte. Ein solches Verfahren ist die RIMPAU'sche Moordammkultur, die 1862 im Drömling entwickelt wurde.

VOGLER (1909) beschrieb das Verfahren der RIMPAU'schen Moordammkultur folgendermaßen:

“Die Entwässerung ist von größter Bedeutung für das Gelingen der Kultur und soll mindestens einen Meter unter Gelände betragen. In der Regel wird sie mit offenen Gräben ausgeführt, deren Gefälle 0,01 – 0,02 % betragen soll. Die Tiefe der Gräben soll im flachen Moor 1 m, im tiefgründigen 1,3 – 1,5 m und in sehr tiefgründigen Mooren > 2 m betragen.

Die Entfernung der Gräben ist auf 22,6 m bemessen. Dies hat seine Ursache darin, dass der Sand zur Moorbedeckung aus dem Untergrund entnommen wird und dieser durch zweimaliges Werfen bis zur Beetmitte zu befördern ist. Die Beetgräben sind so breit anzulegen, dass der zur Moordeckung erforderliche Sand aus ihnen entnommen werden kann. Wird der aus dem Untergrund entnommene Sand dagegen verkarrt, statt geworfen, so kann der Grabenabstand größer sein. Wenn der Decksand für die Moordämme aus dem Umland herangefahren wird, so hängt der Grabenabstand nur von deren Entwässerungswirkung ab, und er kann bei durchlässigem Untergrund bis zu 40 m betragen.“ Die Länge der Dammgräben kann variieren und hängt von der Größe des Moores und dem Zuschnitt der Entwässerungsgräben ab. Die Stärke der Deckschicht im gesetzten Zustand hat RIMPAU (1887) zuerst auf 10 cm im gesetzten Zustand bemessen und später auf 10 – 12 cm erhöht. Vor dem Besanden muss die Grasnarbe durch Pflügen und Bodenbearbeitung zerkleinert werden. Bei Aufbringen auf die intakte Grasnarbe entstände für längere Zeit eine die Wasserbewegung und Durchwurzelung behindernde Schicht. Die Sanddecke sollte so stark sein, dass die Wurzeln der Kulturpflanzen die Nährstoffe aus dem Untergrund noch aufnehmen können, andererseits die ungünstigen Eigenschaften des Moores ausgeschaltet sind.

Bei der späteren Bodenbearbeitung sollte sehr genau darauf geachtet werden, dass eine Vermischung des Decksandes mit dem Moor unter allen Umständen vermieden wird, da sonst die Wasserleitfähigkeit ungünstig beeinflusst wird.



Fig. 105 Moorkultur-Querschnitt nach Rimpau, bei Betanken des Beetbodens aus dem Untergrunde.

Abb. 1

Wie unsere Untersuchungen im Fiener Bruch zeigen (SAUERBREY et al. 2002), lässt sich der dadurch erzielte Profilaufbau noch nach über einhundert Jahren nachweisen.

Die mit der ackerbaulichen Nutzung von Sanddeckkulturen erreichbaren Ertragssteigerungen und die höhere Ertragsstabilität sowie die in dieser Zeit steigenden Getreidepreise, bewirkten eine höhere Meliorationswürdigkeit der Niedermoorflächen und eine schnelle Ausdehnung der RIMPAU'schen Moordammkultur in Deutschland und Europa.

Als Vorteile der Moordammkulturen nennt RIMPAU (1887) besonders:

- die regelmäßige Entwässerung und Lüftung des Bodens
- die Abmilderung der Spätfrostgefahr
- in der Sanddecke finden die Pflanzen einen guten Halt
- die Befahrbarkeit wird deutlich verbessert
- die Moorbrandgefahr wird ausgeschlossen
- die erhöhten Erträge und deren verbesserte Qualität.

Wie eine Statistik 1890 ergab, wurden zu diesem Zeitpunkt in Deutschland rund 10.000 ha RIMPAU'sche Moordammkulturen angelegt. Danach kamen nur noch im geringen Umfang neue Kulturen hinzu. Wieder sinkende Getreidepreise und der Preisanstieg für Milch und Fleisch hatte zur Folge, dass die in Ackernutzung befindlichen Kulturen in Grünland umgewandelt wurden.

Nach GRAHL (1890) wurden im Gebiet des damaligen Brandenburgs 1700 ha Moordammkulturen angelegt. Wobei er selbst einräumte, dass die Ergebnisse einer von ihm veranlassten Zählaktion zu den Moordammkulturen in Deutschland unvollständig seien, da sich nicht alle Landwirte daran beteiligten. Hinzu kommt, dass auch danach noch Moordammkulturen angelegt wurden. Änderungen entstanden auch durch neue Grenzverläufe. So zählen einige Moordammkulturen nicht mehr dazu, bzw. es kamen neue hinzu, wie die vormalig zu Pommern gehörenden Moordammkulturen von Schönow.

Bei Untersuchungen einiger Standorte stellte sich heraus, dass viele Moordammkulturen durch spätere Meliorationsmaßnahmen völlig verändert wurden und als solche nicht mehr zu erkennen waren. Nach gegenwärtigem Erkenntnisstand lassen sich in den heutigen Grenzen Brandenburgs noch folgende mehr oder weniger gut erhaltene Moordammkulturen aufführen (geordnet nach dem Zeitpunkt der Anlage):

* Institut für Pflanzenbauwissenschaften der Humboldt-Universität zu Berlin, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

Tab. 1 Moordammkulturen in Brandenburg

Gebiet	Anlagejahr	Größe (ha)	Boden-entnahme
Gut Birkholz	1874/76	25,0	Untergrund
Gut Klein Kienitz	1875/79	30,0	Untergrund
Gut Schönöw	1878/89	200,0	Umgebung
Gut Skaby	1883/85	95,0	Umgebung
Domäne Dreetz	1885/89	67,5	Untergrund
Gut Rosenwinkel	1886/87	30,0	Umgebung
Gut Dannenwalde	1886/88	125,0	Umgebung
Domäne Neuzelle	1886/89	55,9	Umgebung
Domäne Lobeofsund	1887	55,0	Untergrund
Oberförsterei Zehdenick	1888	36,0	Umgebung
Oberförsterei Waltersdorf	1888	17,5	Umgebung
Domäne Wendemark	1897/1901	75,0	Umgebung
Rambower Moor	1924/25	120,0	Umgebung
Gosener Wiesen	Nicht bekannt	/	/
Gut Uetz bei Potsdam	Nicht bekannt	/	/
Gut Wutike bei Kyritz	Nicht bekannt	/	/
Herzprung bei Wittstock	Nicht bekannt	/	/
Nennhausen	Nicht bekannt		

Andere waren demgegenüber noch so gut erhalten, dass ihr Zustand dokumentiert und Überlegungen für ihren Erhalt als Archivboden und „Kulturhistorisches Landschaftselement“ angestellt werden sollten.

Umfangreichere Untersuchungen fanden statt in:

- Fienerode und Königsrode im Fiener Bruch - Baruther Urstromtal
- Lobeofsund im Havelluch - Berliner Urstromtal
- Dannenwalder Luch - Schmelzwasserrinne.

Diese Mooregebiete unterscheiden sich durch Genese, Pedogenese und Nutzung. Fienerode/Königsrode und Lobeofsund liegen in Urstromtälern mit ihren flachgründigen Versumpfungsmooren, während die Moordammkultur von Dannenwalde auf tiefgründigem Durchströmungsmoor angelegt wurde.

Das Untersuchungsgebiet Fienerode/Königsrode (Sachsen-Anhalt) umfasste etwa 150 ha. Aufgrund der Flachgründigkeit der Moore des Baruther Urstromtales konnte der Decksand nach dem RIMPAU'schen System aus dem Untergrund entnommen werden.

Die nur 20 m breiten Dämme ließen eine Großflächen-Bewirtschaftung niemals zu, so dass der ursprüngliche Charakter noch gut erhalten ist. Die Mächtigkeit der Sanddecke beträgt 1,2 - 3,0 dm. Ihr Humusgehalt hat sich auf bis zu 30 M% erhöht. Der Standort ist durch folgende Bodenformen charakterisiert (Abkürzungen und Bezeichnungen entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung, Hannover 1994):

Tab.: 2 Bodenformen des Standortes Fienerode

YK / HN : o-s\og - Hn/ f-s	Kolluvisol über Torf über Fluvisand
YK / HN : o-s\og - Hn/ og-F	Kolluvisol über Torf über Mudde
YK / GH : o-s\og-Hn\ f-s	Kolluvisol über flachem Torf über Fluvisand
YK / GH : o-s\og - Hn\og-F	Kolluvisol über flachem Torf über Mudde

Die Anlage der Moordammkulturen von Lobeofsund erfolgte zwischen 1887 und 1891. Auf 95 ha konnte der Decksand dafür aus dem Untergrund entnommen werden.

Für Bereiche größerer Moormächtigkeit war eine Sandanfuhr aus einer nahen Düne erforderlich. Durch die langjährige ackerbauliche Nutzung reicherte sich die Sanddecke mit organischer Substanz an. Die geringmächtige Moorschicht wurde dabei aufgebraucht, bzw. durch tiefes Pflügen mit dem Decksand vermengt. Die Untersuchungen wiesen Schichtmächtigkeiten der humosen Sande zwischen 2,1 und 3,6 dm nach. Die Bodenformenverteilung ergibt heute folgendes Bild

Tab. 3 Bodenformen des Standortes Lobeofsund

GGh : o-s/f-s	Humusgley aus Fluvisand
GGh : o-s\p-es/f-s	Humusgley aus Flugsand über Fluvisand
YK/GH : o-s\og-Hn\ f-s	Kolluvisol über flachem Torf über Fluvisand
YK/HN : o-s\og-Hn\ f-s	Kolluvisol über Torf über Fluvisand

Die Varietäten GG hh und GGw kommen nur in geringen Anteilen vor und sind mit der Varietät GGh vergesellschaftet.

Die Moordammkulturen von Dannenwalde wurden in der Zeit von 1886 bis 1888 mit einem Sandauftrag von 2 dm angelegt. Aufgrund der großen Moormächtigkeit in diesem Durchströmungsmoor war es erforderlich, den Decksand aus der Umgebung zu entnehmen. Mehrere Jahrzehnte erfolgte eine Acker- und Wiesennutzung. Bei der Komplexmelioration 1972 wurden die Dammgräben verfüllt. Die mit organischer Substanz angereicherte Deckschicht ist durchschnittlich 2 - 2,3 dm stark.

Auf den Flächen der ehemaligen Moordammkultur sind noch folgende Bodenformen nachweisbar:

Tab. 4 Bodenformen des Standortes Dannenwalde

HN-GH : og-Hn\ f-s	Niedermoorgley aus flachem Torf über Fluvisand
YK/HN : o-s\og-Hn\ f-s	Kolluvisol über Torf über Fluvisand
YK/HN : o-s\og-Hn\ f-s	Kolluvisol über Torf über tiefem Fluvisand
YK/HN : o-s\og-Hn\og-F	Kolluvisol über Torf über Mudde
YK/HN : o-s\og-Hn\og-F	Kolluvisol über Torf über tiefer Mudde

Literatur:

- Grahl, H.: Zur Statistik der Moorkulturen, Mitteilungen des Vereins zur Förderung der Moorkultur im Deutschen Reich, Berlin 1890
- Rimpau, T. H.: Die Bewirtschaftung des Ritterguts Cunrau, insbesondere des Niedermoors durch Moordammkultur und Kultur des leichten Bodens. Verlag Paul Parey, Berlin 1887
- Sauerbrey, R.; Göbel, F. & Lehrkamp, H.: Die Rimpau'schen Moordammkulturen im Fiener Bruch, Sonderheft Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 2/2002, Beiträge der Landeskultur und Kulturtechnik für eine nachhaltige Nutzung und Entwicklung der Kulturlandschaft, 86-89
- Vogler, Ch. A.: Grundlehren der Kulturtechnik, Verlag Paul Parey, Berlin 1909

Bodengenese entlang eines Vertikaltransekts in bolivianischen Bergregenwäldern

Marcus Schawe, Stephan Glatzel, Gerhard Gerold

Einleitung

Der effektive Schutz der Biodiversitätshotspots tropischer Bergregenwälder erfordert bodengenetisches Prozessverständnis. Nur wenige Studien haben sich mit der Bodengenese in Bergregenwälder beschäftigt (Whitmore 1984, Burnham 1974, Hetsch 1976, Reynders 1964). Diese Studie beschreibt die Art der Bodengenese und einige Prozesse, die diese Bodengenese in Bergregenwälder Boliviens bedingen.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Cota-pata- Nationalpark der Yungas in der Andenostabdachung Boliviens. An dem SO- exponierten Hang sind zwischen 1700m ü.M. bis 3400m ü.M drei Transekte durch anthropogen ungestörten Regenwald angelegt worden. Der Hang hat einen Neigung von 25° bis 30°. Die Geologie des Untersuchungsgebietes ist geprägt durch ordivizische metamorphe Sand- und Schiefersteine. Grundlage der Bodenuntersuchung sind 29 Bodenprofile, die in den Höhentransekten angelegt wurden. Die Profile haben eine Bodentiefe von ca. 100cm und wurden horizontweise beprobt.

Die Vegetation des Gebietes ist nach Bach et al. (2003) differenziert in drei Hauptvegetations-einheiten: 1. Montaner Bergregenwald (1600-2100m), 2. hochmontaner Bergregenwald (2100 bis 3150m), 3. subalpiner Bergregenwald (3150 bis 3400m).

Grundlage der Klimaanalyse sind drei meteorologische Stationen in 1850m, 2600m und 3050m. Während im montanen Bergregenwald 2 aride Monate vorherrschen, sind die Gebiete des hochmontanen und subalpinen Bergregenwaldes ganzjährig humid. Deutlich Unterschiede sind

bei den Niederschlägen festzustellen. Die Jahresniederschlagssumme für das Jahr 2002 bei 1850m hatte die Höhe von 2300mm und stieg bei 2600m auf 3900mm und bei 3050m auf 5300mm an. Die Jahresmitteltemperatur lag in 1800m bei 16.8°C und sank bei 2600m auf 12.7°C bzw. bei 3000m auf 10°C. Die Evapotranspiration (modelliert nach Doorenbos & Pruitt, 1988) lag im Jahresmittel in 1850m bei 3.4 mm/d und sank in 2600m und 3050m auf 1.4mm/d bzw. 1.3mm/d.

Laboranalyse

Korngrößen wurde bestimmt mit der Sieb- und Pipettiermethode nach Köhn (Schlichting et al. 1995). Gesamtkohlenstoff und -stickstoff wurden mit dem Leco CHN-Analyser ermittelt. Boden pH wurde im Verhältnis 1:2.5 in 0.01M CaCl₂ gemessen. Aktive Oxide wurden nach der Extraktion mit NH₄-Oxalat am AAS gemessen (Schlichting et al. 1995). Pedogene Oxide wurden mit einer Dithionitextraktion ermittelt und am AAS gemessen. Gesamtaufschluss wurde im Druckaufschluss mit HF, HNO₃ und HCl extrahiert und am ICP gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Böden dieser Region sind sauer bis sehr sauer. Die organische Auflage dieser Böden haben pH Werte von 2.4 bis 3.5. Die pH-Werte der Mineralhorizonte steigen mit zunehmender Bodentiefe von 3.5 auf 4.5, möglicherweise verursacht durch Protonen, die hauptsächlich durch die mikrobielle Dekomposition der organischen Auflage freigesetzt werden. Mit zunehmender Höhe ist eine deutliche Veränderung der pH-Werte zu erkennen. Bis 2100m dominieren pH-Werte um 4 im A-Horizont, während sie ab 2100m auf 3 absinken.

Das C/N-Verhältnis des A-Horizontes nimmt mit zunehmender Höhe ab. Das C/N-Verhältnis ist bis 2100m 15 und weitet sich zwischen 2100 und 3000 auf 20, über 3000 auf 40. Es zeigt die abnehmende Mineralisierung mit zunehmender Höhe, die auch Marrs et al. 1988 in vergleichbaren Bergregenwäldern festgestellt hat. Diese abnehmende Mineralisierung ist bedingt durch die wesentlich höheren Niederschläge und die niedrigeren Temperaturen, die in den höheren Gebieten vorherrschen.

Die Dynamik der pedogenen Oxide ist mit zunehmender Bodentiefe im Vergleich der unterschiedlichen Vegetationseinheiten verschieden. Während bis 2100m relativ konstante Eisenoxidkonzentrationen mit zunehmender Bodentiefe

Marcus Schawe
Universität Göttingen
Geographisches Institut
Abt. Landschaftsökologie
Goldschmidtstrasse 5
37077 Göttingen
email: mschawe@gwdg.de
Tel: 0551/398372

vorliegen, haben viele der höher gelegenen Bodenprofile eine für podsolige Prozesse typische Verteilung der Oxide. Der Illuvialhorizont ist mit Fe- und Al-Oxiden angereichert, während der Eluvialhorizont stark an pedogenen Oxiden verarmt ist (Abb.1).

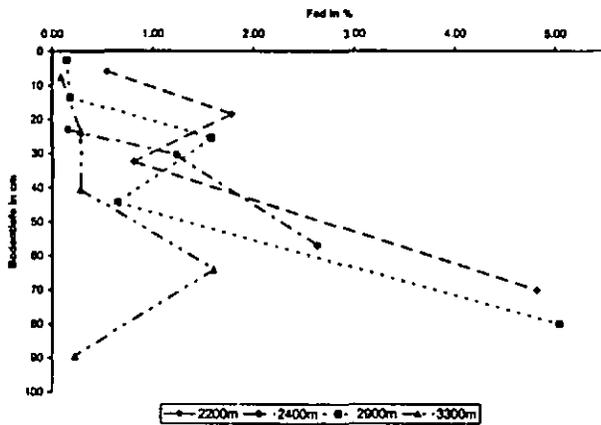


Abb 1. Gehalt des pedogenen Eisens im Tiefenverlauf

Der Fe_o/Fe_d -Quotient, der den Anteil an amorphem Eisen im pedogenen Eisen aufzeigt, ist im Oberboden am höchsten. Dies ist bedingt durch die Verminderung der Kristallisierung durch die organische Substanz.

Das Verhältnis von pedogenen Eisen zu Gesamt-

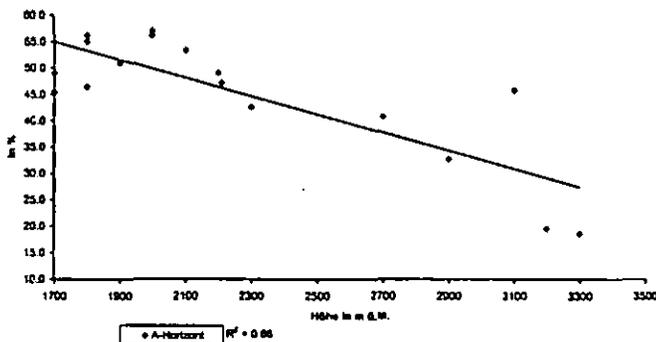


Abb. 2. Verhältnis pedogenes Fe zu Gesamt Fe

eisen nimmt mit zunehmender Höhe ab (Abb. 2). Dieses zeigt die abnehmende Verwitterungsintensität mit zunehmender Höhe.

Bodentypklassifizierung

In den unteren Bereichen dominieren saure Braunerden (Dystrudepts) mit der typischen Abfolge Ah-Bv-Cv. Die organische Auflage ist relativ gering (5-10cm).

Der klimatisch gesteuerte Wasserhaushalt mit hoher ganzjähriger Tiefenversickerung führt ab der hochmontanen Bergwaldstufe zu einer deutlich verstärkten Podsolierung. Mächtige organische Auflagen sind vorhanden (25-45 cm). Eine

Verlagerung des organischen Materials an Wurzelgängen ist zu erkennen. Durch die Verlagerung von pedogenen Oxiden und organischem Material kommt es zu einer Bleichung des A-Horizontes. Diese werden als Podsole oder Spodic Dystrudepts angesprochen. Einige der untersuchten Böden haben dünne zementierte Eisenbänder, einen placic horizon. Diese Bänder treten in einem fortgeschrittenen Stadium der Podsolierung auf. Diese Bänder sind undurchlässig für Wurzeln und versiegeln den Unterboden, was zum Wasserstau und Oxidationsfleckenbildung im grauen Bleichungshorizont führt. Diese Böden werden als Bändchenstau podzol definiert (Placaquods).

Unsere Untersuchungen zeigen, dass die Boden-genese und die Standorteigenschaften von der Höhe NN abhängen. Bei hohen Niederschlägen ab ca. 2100 m kommt es so zur Podsolierung mit Eisenbändchenbildung, die sekundäre hydromorphe Prozesse bis hin zur Anmoorigkeit bedingt.

Literatur

- Bach, K., M. Schawe, S. Beck, G. Gerold, S.R. Gradstein, and M. Moraes. 2003. Vegetación, suelos y clima en los diferentes pisos altitudinales de un bosque montano de Yungas, Bolivia – primeros resultados. *Ecología en Bolivia*.
- Burnham, C.P. 1974. Altitudinal changes in soils on granite in Malaysia. *Int. Cong. Soil Sci.* 10:290-296.
- Doorenbos, J. and W.O. Pruitt. 1988. *Crop Water Requirements*. FAO Irrigation and Drainage Paper 33. Rom.
- Hetsch, W. 1976. Die Beziehung von Niederschlag und Bodenbildung in der Andenkordillere Venezuelas. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 41, Göttingen.
- Marrs, R.H., J. Proctor, A. Heaney, and M.D. Mountford. 1988. Changes in soil nitrogen-mineralization and nitrification along an altitudinal transect in tropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Ecology*. 76:466- 482.
- Reynders, J.J. 1964. A soil sequence in the tropics from sea level to eternal snow. *Intern. Con. Soil Sci.* 8: 733-739.
- Schlichting, E., Blume, H.-P. & K. Stahr 1995. *Bodenkundliches Praktikum*. Berlin.
- Whitmore, T.C. 1984. *Tropical Rain Forests of the Far East*. Oxford.

Einfluss von Boden und Landnutzung auf die Abflusshöhe in ausgewählten Einzugsgebieten Nordostdeutschlands

Schindler, U.¹, Steidl, J.², Thiere, J.¹ und L. Müller¹

1. Zielstellung

Boden und Landnutzung beeinflussen die Abflussbildung. Im Rahmen einer Abflussberechnung in ausgewählten Einzugsgebieten Nordostdeutschlands sollte die Sensitivität von Böden und Landnutzung auf die Abflussbildung analysiert werden.

2. Berechnung der Abflussbildung

Die Abflussberechnung erfolgte für die Einzugsgebiete der Ucker, Peene, Zarow und Poetterbeck im nordostdeutschen Tiefland. Grundlage bildete das Modell ABIMO (AbflussBildungsMOdell, Glugla & Fürtig, 1997).

Datenbasis: Für die Berechnung wurden langjährige mittlere Jahressummen der Niederschläge (Reihe 61/90, DWD, 1999), die potentielle Verdunstungshöhe nach Kortüm (1965) sowie CORINE-Landnutzungsdaten verwendet. Die klimatische Wasserbilanz ergibt sich als Differenz zwischen Niederschlags- und potentieller Verdunstungshöhe. Der Grundwasserflurabstand wurde aus dem Hydromorphieflächentyp der MMK in drei Klassen (<1m; 1-2m; >2m) abgeleitet. Als Bodendaten wurden nFk -Werte für Substratflächentypen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) (Schindler u.a., 2002) verwendet (Abb. 1).

haben einen Flächenanteil von 11 %. Der Anteil sandiger Substrate D1 und D2 beträgt 8,2 %. Moorstandorte kommen zu etwa 15 % vor. Mehr als die Hälfte der Standorte sind hydromorph, d. h. grund-, stau- oder haft-nässebeeinflusst.

Mit Zunahme lehmiger und toniger Bodenbildungen, von D1 nach D6, wird die Abflusshöhe geringer. Die größten Abflüsse werden mit 214 mm/a und 212 mm/a auf den anhydromorphen sandigen Standorten (D1a und D2a) gebildet. Aufgrund des geringen Flächenumfanges beeinflussen sie den Gebietsabfluss jedoch nur in geringem Umfang (Abb. 2). Mit etwas über 100 mm/a beträgt die Abflusshöhe auf den D5 und D6 Standorten nur etwa 50 % von denen mit sandigen Substraten. Die Moore wechseln zwischen Grundwasserzehrung (Mo1c - 22mm/a) und geringem Abflusshöhen (Mo2b und c 5 bis 6 mm/a). Bei den Mineralböden wird deutlich, dass bei vergleichbarem Substrat unter hydromorphen Bedingungen (z.B. D2b) die Abflussbildung geringer ist als unter anhydromorphen Verhältnissen (D2a). Mit zunehmendem Tongehalt der Böden von D3 bis D6 verringern sich diese Unterschiede.

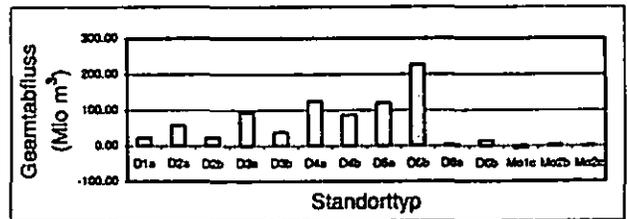


Abb. 2: Gesamtabfluss der Standorttypen in Mio m³ in den Einzugsgebieten der Ucker, Peene, Zarow und Poetterbeck.

Zur Prüfung der Bedeutung der Bodenvariabilität für den Gebietsabfluss wurde die Abflussberechnung für den Fall vorgenommen, dass ausschließlich der Substratflächentyp Sand (s) im Untersuchungsgebiet vorkommt. Die nutzbare Feldkapazität wurde mit 8 Vol. % berücksichtigt.

Die Ergebnisse (Tabelle 1) zeigen, dass der Boden einen wesentlichen Einfluss auf den Gebietsabfluss ausübt. Unter obiger Annahme wird der Abfluss im Gesamtgebiet um 35 % überschätzt, bei einer Variation in den Teileinzugsgebieten zwischen 23 und 45 %.

3.2 Einfluss der Landnutzung auf die Abflusshöhe

Auf den agrarisch genutzten Flächen werden im Mittel 119 mm/a Abfluss gebildet. In Abhängigkeit vom Grundwasserstand treten hier jedoch sehr große Unterschiede auf. Während auf den grundwasserfernen Standorten im Mittel 154 mm/a versickern, wirken die grundwassernahen Bereiche (Grundwasserstand < 1 m) wegen erhöhter Transpiration als Zehrgebiete (-2,7 mm/a). Weniger als die Hälfte Abfluss wird unter Wald gebildet (52 mm/a). Die Variabilität der Abflusshöhe in Abhängigkeit von der Grundwasserabstandsklasse ist ähnlich groß wie auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen. Bei Grundwasserflurabständen > 2 m fließen danach 61 mm/a ab während die Abflusshöhe in der Grundwasserklasse < 1 m auf 6 mm/a zurückgeht. Die größten Abflüsse treten auf in bebauten Arealen (276 mm/a) und auf devastierten Flächen (319 mm/a), die unter „Sonstige“ fallen. Aufgrund des geringen Flächenumfanges beeinflussen sie den Gesamtabfluss aber nur in geringem Umfang.

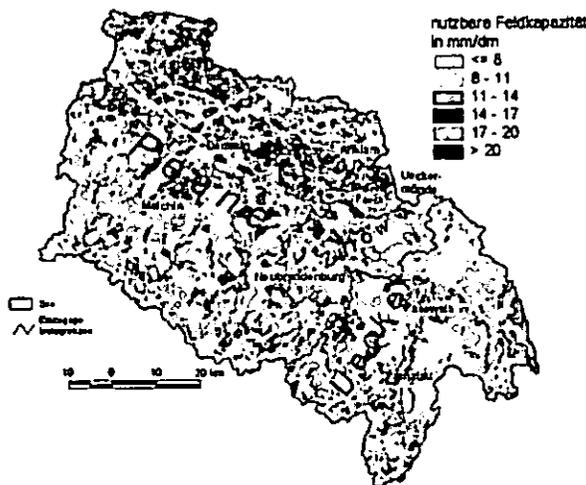


Abb. 1: Nutzbare Feldkapazität in den Einzugsgebieten Peene, Ucker, Zarow und Poetterbeck im nordostdeutschen Tiefland (Bodendatengrundlage für ABIMO).

3. Ergebnisse

3.1 Einfluss von Boden und Bodenvariabilität auf die Abflusshöhe

Mit 64,3 % der Fläche dominieren die lehmigen und tonigen Bodenbildungen D4, D5 und D6 Standorte im Untersuchungsgebiet, wobei der Flächenanteil toniger Substrate (D6) mit 2,6 % gering. Tieflehmstandorte

¹ Institut für Bodenlandschaftsforschung im ZALF e.V. Müncheberg

² Institut für Landschaftswasserhaushalt im ZALF e.V. Müncheberg

Tabelle 1: Ergebnis der Berechnung der Abflusshöhen mit ABIMO mit natürlicher Bodenvariabilität und der Annahme ausschließlich Sand im Untersuchungsgebiet

Einzugsgebiete		R	R_Sand	Differenz
		ABIMO	ABIMO	
	Teileinzugsgebiete	1961/90 mm/a	1961/90 mm/a	%
Peene		131.0	176.52	34.75
	Tollense	126.7	172.65	36.26
	Trebel	149.8	192.53	28.52
	Peene1	139.1	183.40	31.85
	Peene2	108.8	157.95	45.17
Ucker		102.9	140.37	36.42
	Ucker	112.7	154.05	36.69
	Pegel Pasewalk	117.2	170.58	45.54
	Randow	77.6	104.75	34.98
Zarow		95.7	117.71	23.00
	Golmer Mühlbach	155.7	224.65	44.28
Poetterbeck		88.2	114.75	30.10
Gesamtgebiet		119.0	159.80	34.29

R: mittlere Gesamtabflusshöhe nach ABIMO;
 R_Sand: mittlere Gesamtabflusshöhe nach ABIMO mit Sand als
 ausschließlichem Substrat

Dominierend für den Gebietsabfluss (934 Mio m³) sind mit 83 % die Abflüsse aus den agrarisch genutzten Flächen (Abb. 3). Etwa 8 % entfallen jeweils auf Wald und Bebauung. Der Abflussanteil aus den offenen Gewässern beträgt 0,1% und auf Sonstiges entfallen etwa 1%.

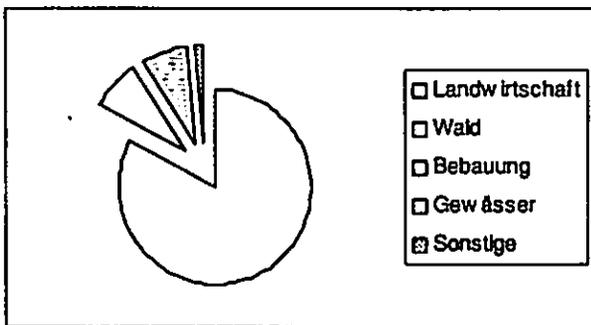


Abb. 3: Anteil der Hauptnutzungsformen am Gebietsabfluss im Einzugsgebiet der Ucker, Peene, Zarow und Poetterbeck

4. Schlussfolgerungen

Die Anwendung der Bodendaten für die modellgestützte Quantifizierung der Abflussbildung in den Einzugsgebieten der Ucker, Peene, Zarow und Poetterbeck erbrachte eine gute Übereinstimmung mit dem gemessenen Durchfluss der Ucker am Pegel Pasewalk. Aus der Modellrechnung zeigte sich bei einer insgesamt geringen Abflussbildung die große Bedeutung der agrarisch genutzten Flächen für den Gebietsabfluss. Den größten Anteil nehmen auf diesen Flächen mit über 60 % lehmige

ge Bodenbildungen (Standorttypen D4 und D5) ein. Auf ihnen wird etwa 70 % des Gebietsabflusses gebildet.

Die erarbeiteten bodenhydrologischer Kennwerte sind als Richtwerte für Modellrechnungen des Bodenwasserhaushaltes für Gebiete Nordost- und Mitteldeutschlands konzipiert worden. Ihre prinzipielle Eignung wird im Anwendungsbeispiel gezeigt. Sofern möglich, sollten sie bei jeglicher Anwendung regionalspezifisch überprüft und ggf. untersetzt werden.

Literatur

DWD (1999): Mittlere Jahres- und Halbjahreswerte von Niederschlag, Lufttemperatur und Gras-Referenzverdunstung (Reihe 1961/90) im Raster 1 km x 1 km. Bereitgestellt vom Deutschen Wetterdienst, Geschäftsfeld Hydrometeorologie.

Glugla, G. & G. Fürtig (1997): Berechnung langjähriger Mittelwerte des Wasserhaushalts für den Lockergesteinsbereich. Dokumentation zur Anwendung des Rechenprogramms ABIMO. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Außenstelle Berlin, Februar 1997, 19 S. + Anh.

Kortüm, F. (1965): Beiträge zum Wärmehaushalt und zur Energetik der Atmosphäre. Forschungsbericht, Geophysikalisches Institut Karl-Marx-Universität Leipzig, unveröffentlicht.

Schindler U., J. Thiere, L. Müller und M. Altermann (2002): Ableitung bodenhydrologischer Kennwerte für heterogene Flächeneinheiten Nordostdeutschlands auf Grundlage des Flächentypenkonzeptes zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). Z. Landnutzung und Landentwicklung. Vol 43 (6) 262-288.

Charakterisierung von Nekrosolen mit Fettwachsleichen-Bildung

Katja Schneckenberger¹, Sabine Fiedler¹, Karl Stahr¹ und Matthias Graw²

Problemstellung

Auf vielen deutschen Friedhöfen herrschen Bedingungen, bei denen durch das Auftreten von Zersetzungstörungen eine fristgerechte Wiederbelegung der Gräber nach Ablauf der Ruhezeit (i.d.R. 25 Jahre) ausgeschlossen ist. Als häufigste (spontane) Zersetzungstörung in Erdgräbern gilt die Bildung so genannter Fettwachs-(Adipocire-)leichen, die zu einer Konservierung der Leichen über sehr lange Zeiträume führen kann (bis über 100 Jahre). Nach einer Umfrage von Graw und Haffner (2001) sind allein in Baden-Württemberg 38,4% der Friedhöfe von dem Problem betroffen. Trotzdem herrscht über die Einflussfaktoren der Adipocirebildung und eventuell auftretende Wechselwirkungen weitgehend noch Unklarheit. Bekannt ist (vor allem durch Einzelbeobachtungen), dass sowohl Eigenschaften der Leiche selbst (z.B. Alter, Geschlecht), Bestattungsmerkmale (z.B. Sargmaterial, Bestattungstiefe), aber auch Umwelt- und Standortbedingungen (Klima, Bodeneigenschaften) die Adipocire-Bildung beeinflussen. Systematische Untersuchungen insbesondere zu dem Einfluss der Standort- und Umweltbedingungen fehlen bislang weitgehend.

Ziel der interdisziplinären Studie war es daher, (i) Nekrosole mit Leichnamen fortgeschrittener Adipocire-Bildung bodenkundlich zu charakteri-

sieren und (ii) eine Bewertung des Gefährdungspotentials durch Friedhöfe infolge von Grabausträgen bzw. –kontaminationen vorzunehmen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf dem 1971 angelegten Waldfriedhof in St.Georgen (Mittlerer Schwarzwald) durchgeführt. Dort trat nach Ablauf der Ruhezeit (25 Jahre) flächendeckend Adipocire-Bildung auf. Es wurden 2 Gräber („Nekrosole“) mit ausgeprägter Adipocire-Bildung sowie ein Referenzstandort (pseudovergleyte Braunerde) am Rande des Grabfeldes in die Untersuchung einbezogen. Alle Profile sind aus periglazialen Schuttdecken aus Oberem Buntsandstein entstanden. Neben der Bestimmung allgemeiner bodenkundlicher Parameter (pH-Werte, Eisenoxidgehalte, C_{org} -, N_r -Gehalte, Gesamtelementgehalte, KAK, Nährstoffgehalte, Lagerungsdichte) wurden auch eine bodenmikrobiologische Charakterisierung (C_{mik} , Enzymaktivitäten) und Schwermetalluntersuchungen (Cd, Cu, Pb, Zn) in 10 cm Tiefenschritten ober- und unterhalb des Sarges vorgenommen. Daneben wurden die Grabsohlen sowie die Referenz auf ihren Gehalt an 4 verschiedenen Verwesungstoffen untersucht.

Ergebnisse

Die untersuchten Leichname, deren Kleidung noch vollständig erhalten war, zeigten Merkmale einer fortgeschrittenen Adipocire-Bildung (weißgraue, panzerartige, vorwiegend aus Palmitinsäure bestehende Verfestigung, (z.B. Willmann, 1996)). Die Basislage (>60 cm) der periglazialen Schuttdecken fungiert als Wasserstauer, so dass sowohl in der Referenz als auch in den Nekrosolen ab einer Tiefe von 50 bzw. 70 cm reduzie-

¹Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

²Institut für Rechtsmedizin, Universität München, Frauenlobstrasse 7a, 80337 München

rende Bedingungen beobachtet werden konnten. Die Nekrossole zeigten allerdings aufgrund der Gefügezerstörung beim Grabaushub sowie der Unterbrechung des natürlichen Wasserflusses eine stärker ausgebildete Pseudovergleyung

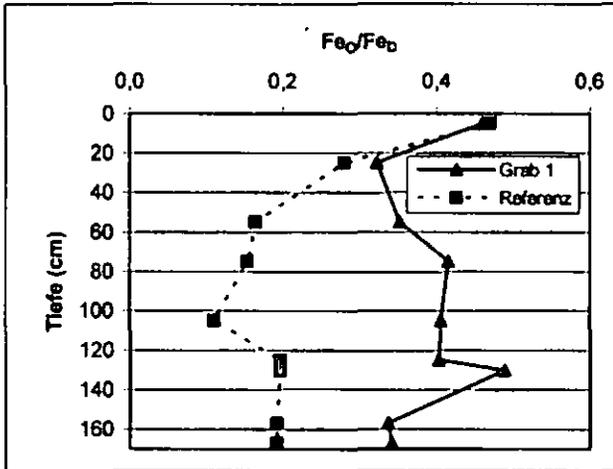


Abb. 1: Fe_0/Fe_D -Verhältnisse im Grab 1 und in der Referenz (Grabsohle 130 cm)

(Abb.1). Durch das tiefe Umgraben war die Lagerungsdichte in den beiden Gräbern erniedrigt. Im Gegensatz dazu zeigten sich weder bei der Kationenaustauschkapazität noch bei den mikrobiellen Parametern signifikante Unterschiede zwischen den Gräbern und der Referenz. Die entgegen den Erwartungen in den Gräbern nicht erhöhten mikrobiellen Parameter können mit der Bindung der ‚organischen Substanz‘ in einer für die Mikroorganismen nicht zugänglichen bzw. eventuell sogar toxischen Form erklärt werden. Auch bei den pH-Werten wurden nur geringe Abweichungen beobachtet, die wohl vornehmlich durch die Einarbeitung kalkhaltigen Substrates (z.B. Wegebbaumaterial) in obere Bodenhori-zonte verursacht wurden.

Im Grabsohlenbereich waren weder eine Stickstoff- noch eine Kohlenstoffanreicherung feststellbar. Lediglich eine P-Akkumulation konnte sowohl im P_f - als auch im P_{CAL} -Gehalt in der

Grabsohle beider Gräber registriert werden (z.B. P_{CAL} -Gehalte: 80 vs. 5 $mg\ P\ kg^{-1}$) (Abb.2).

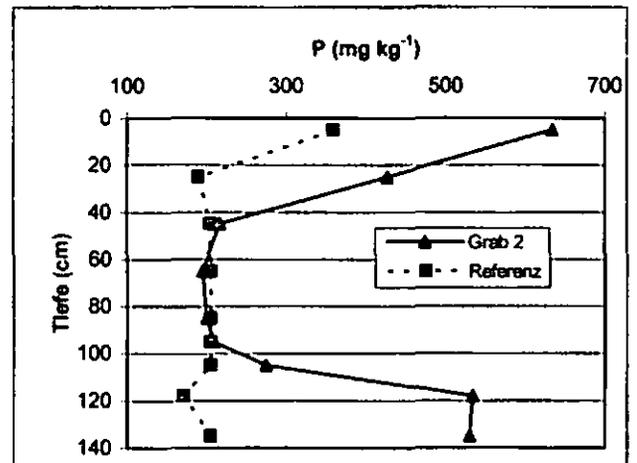


Abb. 2: P-Gesamtgehalte im Grab 2 und in der Referenz (Grabsohle 110 cm)

Die Schwermetallgehalte können in allen 3 Profilen als unbedenklich eingestuft werden. Von den untersuchten Verwesungs- und Fäulnisprodukten ließ sich lediglich Cadaverin (max. $35\ \mu g\ kg^{-1}$) in der Grabsohle der Nekrossole, nicht jedoch in der Sargmatte, nachweisen. Möglicherweise sorgte ihre gute Wasserlöslichkeit für eine laterale Verlagerung. Hierfür sprechen die vergleichsweise hohen Gehalte (max. $39\ \mu g\ Cadaverin\ kg^{-1}$) im Bereich bevorzugten lateralen Wasserflusses der Referenz.

Schlussfolgerungen

Hauptursache für die Adipocire-Bildung ist in den untersuchten Gräbern der eingeschränkte Luft-haushalt. Auf dem Friedhof stellt weniger ein Austrag bedenklicher Stoffe als vielmehr die Adipocire-Bildung selbst und der dadurch erhöhte Flächenverbrauch ein Problem dar.

Literatur

Graw, M. und Haffner, H.-T. (2001): Studie zur Zersetzungsproblematik auf Friedhöfen in Baden-Württemberg. Die Gemeinde, 8, S. 284 - 285
 Willmann, I. (1996): Leichenzersetzung im Erdgrab: Zersetzungsstörungen - Hygiene - Maßnahmen. Institut für terrestrische Ökologie. ETH Zürich, 93.

Brachflächen-Management in Niedersachsen

Jürgen Schneider ¹⁾ & Irene Dahlmann ²⁾
& Teresa Hernandez ²⁾ & Uwe Kallert ²⁾

Brachflächen, als aufgelassene Gewerbe- oder Industriestandorte, stehen oft in guter infrastruktureller Anbindung für vielfältige Flächennutzungen zur Verfügung. Ihre Inanspruchnahme wird jedoch durch postulierte oder auch reale Umweltbelastungen erschwert oder verhindert. Die Notwendigkeit diese Flächen wieder einer gesellschaftlich gewollten und volkswirtschaftlich produktiven Nutzung zu zuführen ist in jüngster Zeit erkannt. Dies wird u.a. an der politischen Vorgabe deutlich, das Ausmaß des Verlustes von Böden und derer Funktionen in Deutschland von ca. 120 ha pro Tag im Jahre 2000 auf ca. 30 ha pro Tag im Jahre 2020 zu minimieren (Bundesregierung 2002).

Im Rahmen eines Pilotprojektes „vom Brachflächenkataster zum Flächenmanagement“ wurden unter Leitung des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie ausgewählte Verfahren zur Reduzierung des Flächenverbrauchs und Optimierung der Flächennutzung in einer Region (hier: Stadt und Landkreis Nienburg) eingesetzt und erprobt, um dem Verlust wertvoller Böden gezielt begegnen zu können.

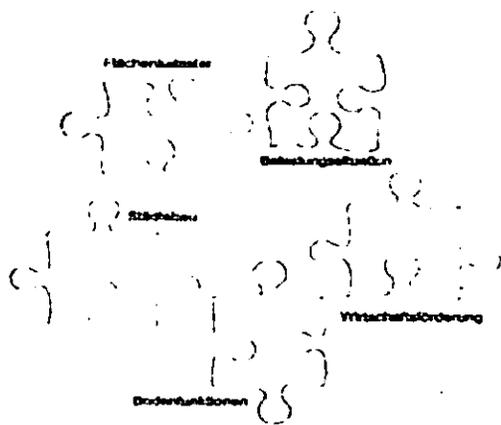


Abb. 1: Elemente des Brachflächenmanagements in Niedersachsen

Die Verfahren reichen von dem digital organisierten Nachweis verfügbarer Flächen (Brachflächenkataster) und über Beurteilungen des Altlastenrisikos hin zu einer Priorisierung zur Ver-

fügung stehender Areal aus Sicht es Bodenschutzes, des Städtebaus sowie der Wirtschaftsförderung. Unter Einbeziehung all dieser Aspekte werden die Voraussetzungen für ein funktionierendes Brachflächenrecycling und Flächenmanagement geschaffen.

Zunächst wurden Gewerbe- und Industrieflächen der Stadt Nienburg ermittelt und in einem digitalen Brachflächenkataster erfasst. Das Kataster ermöglicht den schnellen Nachweis geeigneter Flächen und ist damit Grundlage für eine gezielte Vermarktung. Neben Informationen zu Lage/Größe wurden weitere beschreibende Kennzeichnungen zur Art der ehemaligen bzw. aktuellen Nutzung, zum Planungsstand, der Verkehrsanbindung, zur Einschätzung der Altlastensituation etc. erhoben und dokumentiert.

Da nicht alle zur Verfügung stehenden Areale gleichzeitig berücksichtigt werden konnten, wurde von einer Projektgruppe unter den Aspekten städtebauliche Bedeutung, Altlastenrisiko, Vermarktungschancen und Fördermöglichkeiten eine Prioritätensetzung vorgenommen.

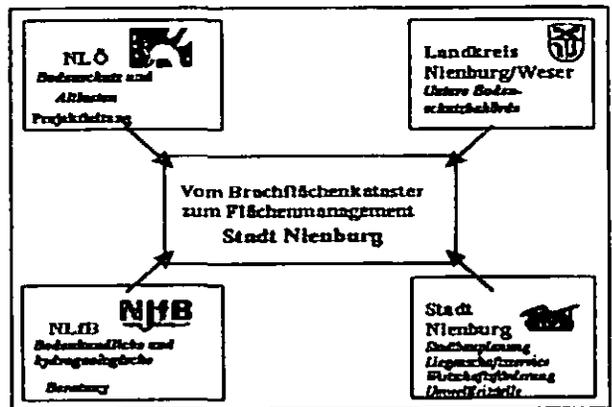


Abb. 2: Mitglieder der Projektgruppe im niedersächsischen Pilotprojekt „vom Brachflächenkataster zum Flächenmanagement“

Die Areale mit höchster Priorität wurden anschließend einer gezielten historischen Erkundung unterzogen. Für eine exemplarische Fläche konnte auch eine orientierende Untersuchung realisiert werden. Bei der Ermittlung der Bodenbelastung sind die in der Bundes-Bodenschutzgesetzgebung verankerten fachlichen Vorgaben zu berücksichtigen. Diese reichen von abgestuften Untersuchungsszenarien (historische Erkundung, orientierende Untersuchung, ggf. Detail- und Sanierungsuntersuchung) bis hin zu Vorgaben für die bodenkundliche Kartierung, Beprobung und Beurteilung von Schadstoffgehalten (AG Boden 1994, AK Stadtböden 1997, Deut-

¹ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFB); Hannover; j.schneider@nlfb.de

² Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLO); Hildesheim

scher Bundestag 1998, Deutsche Bundesregierung 1999).

Auf Grundlage der im Gelände erhobenen Daten wurde der Status der Belastung dokumentiert, präsentiert und hinsichtlich möglicher Nutzungsszenarien beurteilt.

Da das Projekt über die Identifizierung und Charakterisierung zur Verfügung stehender Brachflächen hinausgeht, wurde auch eine Bodenfunktionsbewertung für das Projektgebiet durchgeführt. Diese erfolgte zunächst flächendeckend für das Stadtgebiet im Maßstab 1:50.000. Anschließend wurden Areale, die in dem im Entwurf befindlichen Flächennutzungsplan als Gewerbegebiete gekennzeichnet waren, im Maßstab 1:5000 bewertet. Die Bodenfunktionsbewertung erfolgte mit Hilfe von digital vorliegenden Daten und Methoden, die Bestandteil des NIBIS® (Niedersächsisches Bodeninformationssystem) des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung sind (Müller 1997).

Die erstellten Auswertungskarten beinhalten Informationen zu den natürlichen Bodenfunktionen gemäß BBodSchG § 2. So werden die Teilfunktion Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen durch Informationen zum standortkundlichen ackerbaulichen Ertragspotenzial und zum Biotopentwicklungspotenzial, die Funktion des Bodens im Wasserhaushalt durch Informationen zur Auswaschungsgefährdung und die Teilfunktion Filter und Puffer durch Informationen zur Bindungsstärke des Oberbodens für Schwermetalle beschrieben (Ad-hoc-AG Boden 2003).

Mit diesen Informationen wird die Kommune in die Lage versetzt im Rahmen der Planung bzw. der planerischen Abwägung auch ökologische Kriterien zu berücksichtigen. Im Rahmen des Flächenmanagements können auf dieser Grundlage neben den quantitativen Aspekten auch den qualitativen Aspekten des Bodenschutzes Rechnung getragen werden.

Die gewählte Vorgehensweise hat sich als praktikable und erfolgreiche Herangehensweise für eine Wiedernutzung/Vermarktung von Brachflächen erwiesen. Trotz der knapp bemessenen Zeit (Projektlaufzeit von 1 Jahr) ist es gelungen, das skizzierte Szenario in der Praxis zu realisieren. Selbst der abschließende Prozess der Vermark-

tung konnte soweit vorangetrieben werden, dass kurz vor dem Ablauf des Projektes, ein konkreter Interessent in intensiven Vertragsverhandlungen stand.

Dem Aspekt der Reduzierung des Flächenverbrauchs wird insofern Rechnung getragen, dass Areale die bisher im Entwurf des Flächennutzungsplans bereits als Gewerbe- und Industrieflächen gekennzeichnet waren, von dieser Flächennutzung wieder entbunden werden.

Literatur:

Ad-hoc AG Boden (2003): Methodenkatalog zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen, der Archivfunktion des Bodens, der Gefahr der Entstehung schädlicher Bodenveränderungen sowie der Nutzungsfunktion „Rohstofflagerstätte“ nach BBodSchG – in: Arbeitsheft Boden, Heft 2003/2

Arbeitsgruppe Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4) – 4. Aufl., 392 S., Hannover

Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland, Berlin

Deutscher Bundestag (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17.3.1998 (BBodSchG) – in: BGBl I 1998: 502

Deutsche Bundesregierung (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV): - in: BGBl I 1999: 1554

Müller, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz, Dokumentation zur Methodenbank des NIBIS.- 6. Aufl., 321 S.; Hannover

Synthetische Bodenkarten als Grundlage für die Bereitstellung planungsrelevanter Bodeninformationen

Thomas Scholten*, Thorsten Behrens*, Klaus-Jörg Hartmann**, Michael Goldschmitt*** & Ernst-Dieter Spies***

1 Einleitung

Zur Umsetzung einer ausgewogenen sowohl ökonomisch als auch ökologisch und sozial nachhaltigen Bodennutzung bedarf es der Bereitstellung hochauflösender Bodeninformationen. Eine entsprechende Bodenkarte liegt für weite Bereiche Deutschlands bisher nicht vor und wird vor dem Hintergrund der aus Kosten- und Zeitgründen in der Bundesrepublik Deutschland immer weiter zurückgedrängten bodenkundlichen Landesaufnahme in näherer Zukunft nicht kartiert werden. Als Alternative zur Generierung hochauflösender flächendeckender Bodeninformationen bietet sich die Erstellung digitaler synthetischer Bodenkarten unter Verwendung bereits vorliegender Geoinformationen an.

2 Untersuchungsgebiete, Datengrundlage und Methoden

Im Rahmen von Forschungsarbeiten wurden synthetische Bodenkarten im Maßstabsbereich 1:50.000 für das Schwarzerdegebiet (Abb. 1) und den Ostharp in Sachsen-Anhalt sowie für den Pfälzer Wald in Rheinland-Pfalz angefertigt.

Als Grundlage für die Generierung dieser funktionalen Bodenkarten dienen regionsspezifische Flächen Datensätze, z.B. Substratinformationen aus dem MMK Dokumentationsblatt A, Daten zum Grundwasserstand, bodenkundlich relevante geologische Einheiten, Klimadaten sowie Reliefinformationen. Hinzu kommen Punktinformationen aus Bodenprofilendatenbanken.

Die Bearbeitung der Datensätze erfolgte mittels geographischer Informationssysteme und angekoppelter C++-Programme sowie Avenue-Scripte auf Rasterbasis. Die Reliefanalyse wurde mit ArcTopo (BEHRENS, 2002) durchgeführt.

3 Ergebnisse

Die Verarbeitung der Flächendatensätze erfolgt auf Rasterbasis. Eine Vektorisierung erfolgt ausschließlich für die Ausgabedaten. Diese Vorgehensweise ist vorzuziehen, da sie sowohl eine einheitliche als auch hohe räumliche Auflösung der Daten in Anhängigkeit von der Rasterweite der Eingangsdaten ermöglicht. Zudem liegen die Geodatensätze zum Klima und Relief flächendeckend im Rasterformat vor, sodass eine Konvertierung in Vektoren bereits bei der Datenaufbereitung zu Informationsverlusten und räumlichen Unschärfen führen würde.



Abb. 1: Schematische S/W-Darstellung eines Ausschnitts der Synthetischen Konzeptbodenkarte für das Schwarzerdegebiet von Sachsen-Anhalt im Maßstab 1:25.000

Das Kernstück der Erstellung synthetischer Bodenkarten ist die digitale Reliefanalyse. Insbesondere in Mittelgebirgsregionen und anderen stärker reliefierten Landschaftsräumen zeigt das Relief die höchste Raumwirksamkeit für die Bodenbildung (SCHOLTEN, 2003). Durch die Anwendung speziell entwickelter Glättungsverfahren und Filtertechniken erfolgt in über 20 Teilschritten eine differenzielle Korrektur der i.d.R. fehlerbehafteten Höhenmodelle. Das Ergebnis ist ein qualitativ hochwertiges, einheitliches DGM.

Die Berechnung der synthetischen Bodenkarte für den Ostharp basiert auf der Modellierung der Eigenschaften und der Verbreitungssystematik der periglaziären Lagen (SCHOLTEN & BEHRENS, 2002). Hierzu wurden insgesamt 54 verschiedene Reliefparameter getestet. Darüber hinaus wurden unterschiedliche Basismethoden der Reliefanalyse, die substitutiv verwendet werden können, einer differenzierten Analyse unterzogen (BEHRENS, 2002). Um den relevanten Modellmaßstab ermitteln zu können wurden die Reliefparameter auf Basis von 3 verschiedenen Rasterweiten berechnet. Somit standen insgesamt 579

* Institut für Geographie, Professur für Physische Geographie und Bodenkunde, Lößdergraben 32, 07743 Jena
E-Mail: thomas.scholten@uni-jena.de, thorsten.behrens@uni-jena.de
** Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Köthener Str. 34, 06118 Halle
E-Mail: Joerg.Hartmann@lagb.mw.lsa-net.de
*** Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, Emy-Roeder-Str. 5, 55129 Mainz
E-Mail: ernst-dieter.spies@gla-rlp.de michael.goldschmitt@gla-rlp.de

flächendeckende Reliefdatensätze für die Modellierung zur Verfügung.

Neben den aus dem Digitalen Höhenmodell abgeleiteten Reliefparametern wurden je nach Gebiet und Datengrundlage weitere Flächendatensätze in die Berechnungen einbezogen. Im Unterschied zum Ostharz basiert die Ableitung der synthetischen Konzeptbodenkarte für das Schwarzerdegebiet (Abb. 1) auf der Analyse der kartierten Informationen der Bodenprofile in Relation zu den vom DWD aus gemessenen Niederschlags- und Temperaturdaten abgeleiteten Rasterinformationen zum Klima sowie lithologischen Informationen aus der MMK. Die synthetische Bodenkarte enthält damit in erster Linie Informationen zur Klimaabhängigkeit der Schwarzerdeverbreitung, zum Substrat und zu den bodenhydrologischen Verhältnissen in Abhängigkeit vom Relief.

Für die Ableitung der räumlichen Verbreitung der Bodentypengesellschaften erfolgt zunächst eine Gliederung des Untersuchungsgebiets in Bodenlandschaftszonen, wobei zwischen Lössgebieten, Auen sowie lössfreien und stärker reliefierten Bodenlandschaftszonen unterschieden wird. Die Begrenzung der Lössverbreitung erfolgt primär auf Basis der Bestrahlungsintensität. In Verbindung mit einem Minimalwert von 4° Hangneigung und mindestens 4000 Watt/m² Strahlungsenergie gerechnet für den Mittelwert zwischen 21. Juni und 21. Dezember wird für das Untersuchungsgebiet kein Löss mehr ausgewiesen. In diesen Bereichen herrschen Braunerden und Ranker sowie in kleinen Arealen Rendzinen vor.

Die räumliche Abgrenzung zwischen Schwarzerden und Parabraunerden sowie deren Übergangsbildungen innerhalb der Lössgebiete wurden auf Basis der Klimadatensätze und der Profilbeschreibungen abgeleitet. Die statistischen Auswertungen der Bodentypenverteilung zeigen deutliche Beziehungen der Böden im Schwarzerdegebiet Sachsen-Anhalts zum heutigen Klima (Abb. 2). Bei Niederschlägen von 500 bis 550 mm/a dominieren Braunerde-Schwarzerden, zwischen 550 und 600 mm Jahresniederschlag und deutlich positiver klimatischer Wasserbilanz entwickelten sich Parabraunerde-Schwarzerden (u.a. ALTERMANN & KÜHN, 1995).

Für den Pfälzer Wald und die Haardt wurden Reliefinformationen aus 70 verschiedenen Reliefparametern und bodenkundlich relevante Informationen der Geologischen Karte verwendet. Durch den Einsatz regressionsanalytischer Verfahren als auch der Ergebnisse zur Verbreitung periglaziärer Lagen in Mittelgebirgsregionen (SCHOLTEN & BEHRENS, 2002) konnte eine Karte der Bodenformengesellschaften im Maßstab 1:50.000 abgeleitet werden, die zur Zeit im Gelände überprüft wird.

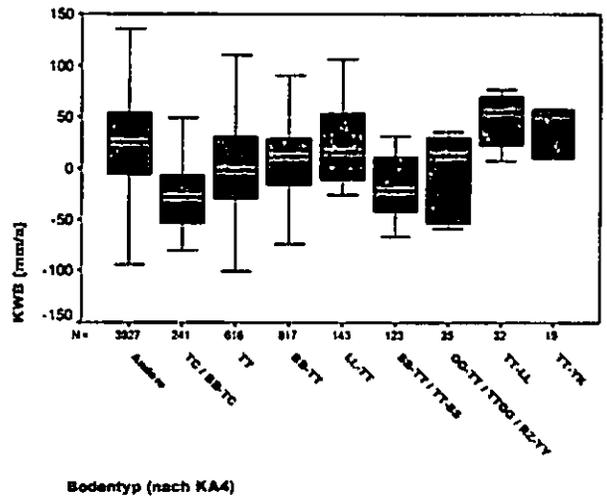


Abb. 2: Lage- und Streuungsmaße für die klimatische Wasserbilanz (KWB) differenziert für Bodentypen und Subtypen der Klasse der Schwarzerden, Subtypen mit Übergängen zur Schwarzerde sowie für alle anderen Bodentypen im Schwarzerdegebiet Sachsen-Anhalts.

4 Ausblick

An drei Beispielen aus verschiedenen Landschaftsräumen wurden verschiedene Methoden und Verfahren vorgestellt, mittels derer eine flächendeckende Ableitung funktionaler synthetischer Bodenkarten möglich ist. Neben der Kalibrierung der bisherigen Ergebnisse im Gelände erfolgt die Berechnung statistischer Güteparameter und die Validierung anhand von punktuellen Messdaten und vorliegenden kartierten Bodenkarten.

Die beschriebene Vorgehensweise erlaubt, neben der hier vorgestellten Ausweisung bodentypologischer Einheiten, jegliche Art der Ableitung funktionaler Bodenparameter wie z.B. nFK, Steingehalt, Erosionsgefährdung, Bodenform, etc., wobei die Güte und die räumliche Aussageschärfe eine Funktion der vorliegenden Eingangsdaten ist. Zukünftig bietet sich hier also die Möglichkeit, verschiedenste Bodenfunktionskarten als Grundlage für die Bereitstellung bodenschutz- und planungsrelevanter Bodeninformationen zu generieren.

5 Literatur

ALTERMANN, M. & KÜHN, D. (1995): Böden, Bodennutzung und Bodenschutz im mitteldeutschen Trockengebiet – am Beispiel der Querfurter Platte. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 77: 229-278.

BEHRENS, TH. (2002): Digitale Reliefanalyse als Basis von Boden-Landschafts-Modellen – Am Beispiel der Modellierung periglaziärer Lagen im Ostharz. *Dissertation, JLU-Giessen.*

SCHOLTEN, T. & BEHRENS, TH. (2002): GIS-gestützte Modellierung der räumlichen Verbreitung und Ausprägung periglaziärer Lagen in Mittelgebirgsregionen. *Berichte zur deutschen Landeskunde* 76(2/3): 151-168.

SCHOLTEN, T. (2003): Verbreitungssystematik und Eigenschaften pleistozäner periglaziärer Lagen in deutschen Mittelgebirgen. *Relief, Boden, Paläoklima* 17. *Borntraeger*. 230 S. (Monographie, im Druck).

Räumliche Variabilität von Kohlenstoff- und Stickstoffvorräten in Parabraunerden unter einem Buchenbestand

Ingo Schöning¹, Kai Uwe Totsche¹ und Ingrid Kögel-Knabner¹

Einleitung

Flächenhafte Abschätzungen von organischen Kohlenstoff (OC)- und Gesamt-Stickstoff (N)-Vorräten werden für verschiedenste Fragestellungen (z.B. zur Bewertung von zeitlichen Veränderungen der OC- und N-Vorräte oder zum Vergleich der OC- und N-Vorräte in Vegetation und Boden) benötigt. Flächenhafte Abschätzungen von OC- und N-Vorräten werden jedoch dadurch erschwert, dass OC- und N-Vorräte nicht nur vertikal sondern auch horizontal sehr stark variieren können. Bisher gibt es kaum Untersuchungen zur horizontalen Variabilität von OC- und N-Vorräten in Waldböden, da hohe Steingehalte in Waldböden häufig die Entnahme von ungestörten Proben zur Bestimmung der Lagerungsdichte verhindern. Ziel dieser Arbeit ist es deswegen, an einem Beispielstandort die horizontale Variabilität der C- und N-Vorräte zu charakterisieren.

Material und Methoden

Als Untersuchungsgebiet wurde eine 1 ha große Fläche in Leinefelde/Thüringen ausgewählt. Die vorherrschenden Bodentypen sind Parabraunerden, die sich auf Löß über Kalkstein entwickelt haben. Dadurch sind die Böden fast steinfrei. Die Humusform ist durchgehend L-Mull. Die Fläche ist bedeckt von einem 120-jährigen Buchenbestand mit einem durchschnittlichen Kronendurchmesser von 10 m. Die Probenahme des L-Horizontes erfolgte mit einem 100 cm² Stechrahmen, während zur Beprobung des Mineralbodens ein Entnahmeggerät für 365 cm³ Stechzylinderproben verwendet wurde (Hartge & Becher, 1971). Zuerst wurden auf der Fläche an 9 zufällig ausgewählten Punkten Proben entnommen. Ausgehend von diesen Punkten wurden dann weitere, jeweils in Zufallrichtung jedoch mit den festgelegten Distanzen von 16,2 m, 5,4 m, 1,8 m, 0,6 m und 0,2 m, beprobt (Abb. 1). Insgesamt wurden an 54 Stellen Proben genommen.

Die Stechrahmenproben wurden luftgetrocknet, die Stechzylinderproben im Trockenschrank bei 105° getrocknet und die Fraktion >2 mm abgesiebt. Nachfolgend wurden alle Proben gemahlen und im CN Analysator Vario EL von Elementar die Gesamtkohlenstoff (TC) und N Konzentrationen bestimmt.

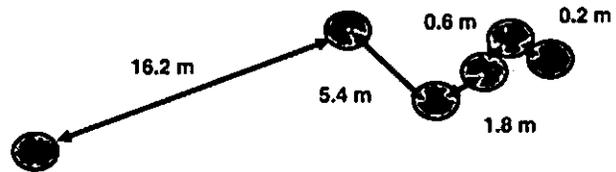


Abb. 1 Beispiel für die Anordnung der Beprobungspunkte an einem der 9 Ausgangspunkte

Die anorganischen Kohlenstoff-Konzentrationen (IC) wurden nach zweistündiger Verbrennung der Proben im Muffelofen (bei 550°C) bestimmt. Die OC Konzentrationen ergaben sich aus der Differenz TC-IC. Die räumliche Varianz wurde mit experimentellen isotropen Variogrammen analysiert. Zur besseren Vergleichbarkeit der Daten wurden allgemeine relative Variogramme durch Normierung mit den Daten, die für die jeweiligen Punktepaare verwendet wurden, berechnet (Litaor et al. 2002)

Ergebnisse und Diskussion

In Tabelle 1 sind die Mittelwerte, Mediane und Variationskoeffizienten der OC- und N Vorräte aufgeführt. Im Durchschnitt sind die größten Anteile der OC- und N-Vorräte im Solum >12cm gespeichert. Die Medianwerte sind jeweils niedriger als die Mittelwerte, was auf linkssteile Verteilungen hindeutet. Die Variationskoeffizienten sind sehr groß und liegen sowohl im L-Horizont als auch im Mineralboden zwischen 26 und 43%.

Tabelle 1 Mittelwerte, Mediane und Variationskoeffizienten der OC- und N-Vorräte

		Mittelwert kg m ⁻²	Median kg m ⁻²	CV %
OC Vorrat	L-Horizont	0,4	0,4	41%
	0-12 cm	2,8	2,6	26%
	Solum >12cm	4,5	4,1	39%
	Gesamtboden	7,8	7,7	30%
N Vorrat	L-Horizont	0,02	0,01	43%
	0-12 cm	0,23	0,22	28%
	Solum >12cm	0,50	0,46	39%
	Gesamtboden	0,75	0,73	31%

Abb.2 zeigt die Häufigkeitsverteilung der OC-Vorräte getrennt nach L-Horizont, Solum 0-12 cm und Solum >12 cm. Gleichzeitig mit der Zunahme

¹ Lehrstuhl für Bodenkunde
Technische Universität München
85350 Freising-Weihenstephan
Ingo.Schoening@wzw.tum.de

der OC-Vorräte vom L-Horizont bis zum Solum >12 cm vergrößert sich die Spannweite der gemessenen OC-Vorräte. Die OC-Vorräte im Solum 0-12 cm und Solum >12 cm sind jeweils linkssteil verteilt. Ein ähnliches Bild ergibt sich für die N-Vorräte (ohne Abb.). Auch hier nehmen die Vorräte und die Spannweite vom L-Horizont zum Solum >12 cm zu.

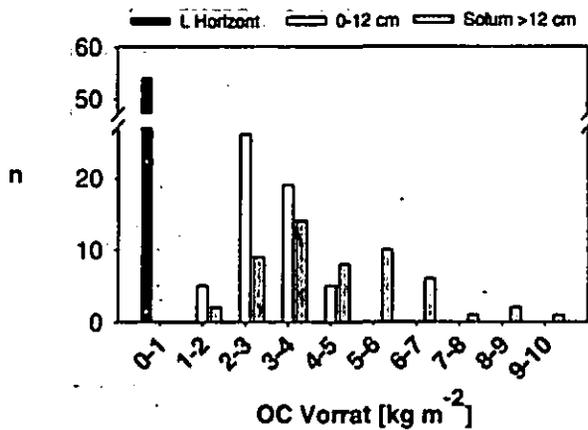


Abb. 2 Häufigkeitsverteilung der OC-Vorräte im L-Horizont, Solum 0-12 cm und Solum >12 cm

Die durchschnittliche Entwicklungstiefe der Böden an dem untersuchten Standort variiert stark, sie liegt zwischen 24 und 96 cm. Abb.3 zeigt die OC-Vorräte im Solum >12 cm in Abhängigkeit von der Gesamttiefe der beprobten Bodensäule. Die Korrelation zwischen OC Vorrat und Mächtigkeit ist mit $r^2=0,47$ ($p<0,01$) signifikant. Eine noch stärkere Beziehung konnte zwischen den N Vorräten und der Bodenmächtigkeit mit $r^2=0,70$ ($p<0,01$) ermittelt werden (ohne Abb.).

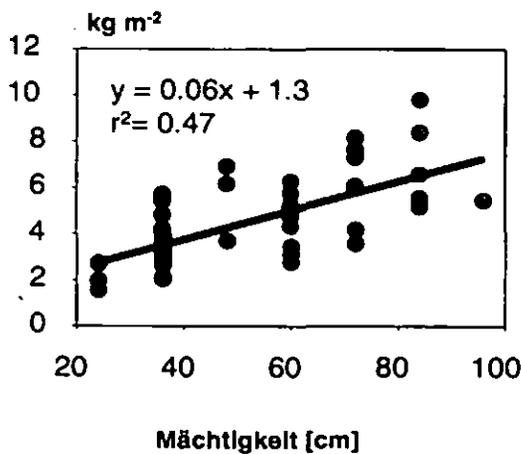


Abb. 3 OC Vorräte im Solum >12 cm vs. Mächtigkeit des Solums

Die allgemeinen relativen Variogramme, berechnet aus 9 Einzelwerten pro Distanz, ergeben eine starke räumliche Abhängigkeit der OC Vorräte des Mineralbodens bis zu einer Distanz der Probenpunkte von 1,8 m. Schon bei einer Entfernung von 5,4 m zwischen den Probenpunkten steigen die Gamma-Werte stark an. Eine ähnliche räumliche Abhängigkeit wurde auch für die N Vorräte beobachtet (keine Abb.). Die horizontale Variation der OC- und N Vorräte lässt sich vermutlich durch

die unterschiedliche Löbmächtigkeit erklären. Im Gegensatz zum Mineralboden lässt sich für die Punktepaare der OC- und N-Vorräte im L-Horizont keine räumliche Abhängigkeit feststellen.

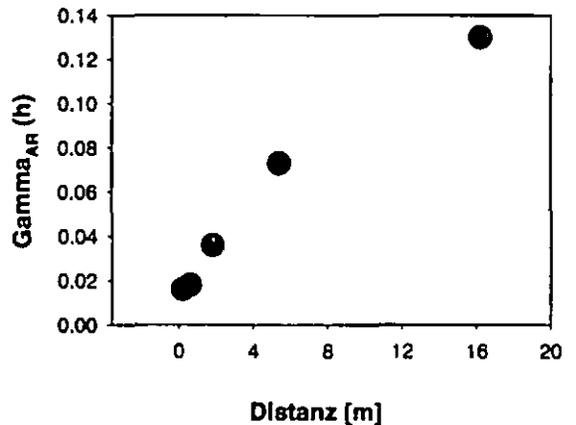


Abb. 4 Allgemeines relatives Variogramm der OC Vorräte im Mineralboden

Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen zeigen, dass die Variabilität der C- und N-Vorräte im Mineralboden nur geringfügig kleiner als im L-Horizont ist.

Die Bodenmächtigkeit beeinflusst die OC- und N-Vorräte im Solum >12 cm sehr stark und vergrößert daher die Variabilität der OC- und N-Vorräte im Gesamtboden.

Aufgrund der großen OC- und N-Vorräte im Unterboden ist es notwendig für eine flächenhafte Abschätzung der OC- und N-Vorräte die Vorräte im Gesamtprofil zu betrachten.

Die OC- und N-Vorräte zeigen eine starke räumliche Abhängigkeit bis zu einer Distanz von 1,8 m. Bei erneuter, flächenhafter Beprobung sollte im Abstand von höchstens 1,8 m zu den vorherigen Beprobungspunkten beprobt werden.

Literatur

Hartge, K.H. & Becher, H.H. (1971). Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung 12, 276-284.
Litaor, M.I., Seastedt, T.R. & Walker, D.A. (2002). Landscape Ecology 17(1), 71-85.

Danksagung

Die Autoren möchten sich bei der EU Generaldirektion Forschung für die finanzielle Unterstützung innerhalb des Verbundprojektes FORCAST (EVK2-CT-1999-00035) bedanken.

Zudem gilt unser besonderer Dank Gabriele Albert, Houhua Li, Xiaohong Duan, Nadine Roth und dem Ehepaar Rothagen für die Unterstützung bei der Probenahme und den Laborarbeiten.

Indikatorwert von Altmarschböden Süderdithmarschens für Bodengenese und Landschaftsentwicklung

S. Schwank & A. Gröngroft

1 Fragestellung

Den Böden der Altmarsch kommt aufgrund des Auftretens fossiler Bodenbildungshorizonte ein hoher Indikatorwert zu Fragen der Küsten- und Landschaftsentwicklung sowie paläoklimatischen Umweltbedingungen zu; Torfschichten und Humusdwoghorizonte dienen zur Gliederung des Küstenholozäns (BARCKHAUSEN et al. 1977).

Zugleich bestehen Unsicherheiten in zentralen Themen zur Bodenbildung in der Altmarsch und dem ihr zugrundeliegenden, räumlich und zeitlich variierenden physikochemischen Faktorenkomplex, der die Interpretation von Altmarschböden hinsichtlich der Landschaftsentwicklung in vielerlei Hinsicht berührt.

Dies gilt insbesondere bezüglich Primärcarbonatgehalten und Entkalkungsdynamik wie auch für Setzungs- und Schrumpfraten (Niveaus alter Oberflächen), Tonverlagerung oder der Bildung von Humusdwögen.

2 Zielstellung

In vier Landschaftsausschnitten in Süderdithmarschen und im Land Hadeln (Nieders.) soll geklärt werden, in welchen Maße die Bodenentwicklung in den abgelagerten Sedimenten durch substratspezifische Eigenschaften vorherbestimmt ist und inwieweit sie durch ihre Höhenlage und Exposition (Sedimentationsraum) sowie durch sich u.U. phasenweise verändernde Umweltbedingungen modifiziert wurde. Hieraus sollen Aussagen hinsichtlich der lokalen Landschaftsentwicklung abgeleitet werden sowie im Vergleich der verschiedenen Teilgebieten die Abhängigkeit der Bodenentwicklung von allgemein-überregional wirkenden Faktoren geprüft werden.

3 Arbeitsansatz

Einen Schwerpunkt der Untersuchung bilden die Klei- und Dwogmarschen im Bereich ehemaliger Küstenlinien und Vorfluter, wo durch kontinuierlichen Sedimenteintrag eine prägnante Ausbildung der abgelagerten Schichten auftritt. Besonders im Bereich ehemaliger küstennaher Rinnen mit sandig-schluffigen Uferwällen und gleitendem Übergang in das tonig-schluffige Sietland (s. Abb.1) besteht durch die sehr unterschiedlichen Ablagerungsbedingungen kleinräumig eine gute Relieferung sowie hohe Sedimentvariabilität, aus der aufgrund sich graduell verändernder Umweltbedingungen eine entsprechende Bodenvariabilität resultiert. Zugrundeliegenden Faktoren wie Überflutungshäufigkeit (Carbonat- u. Schwefeleinträge), Wechsel von marinen und brackischen Milieus, Grundwasserabstand und -schwankungen weisen dabei stets eine räumliche wie auch zeitliche Dimension auf.



Abb.1: Verlandete Rinne in der Altmarsch bei Diekhäusen (Dithm.)

4 Material und Methoden

Zur Erfassung des chronostratigraphischen Kontexts werden in den Gebieten auf NN nivellierte Kartierungen durchgeführt. Repräsentative Referenzprofile werden feinstratigraphisch beprobt und auf bodenkundliche Standardparameter hin (Korngrößenverteilung, Gesamtelementgehalte, org. / anorg. C, Rohdichte) sowie u.a. auch bzgl. Eisenaktivitäten und ^{14}C -Alter untersucht.

5 Erste Ergebnisse im UG Diekhäusen

Bodenaufbau

Die Böden zeigen eine Verlandungssequenz von einer marinen carbonat- und sulfidhaltigen Mischwattfazies zu einer carbonatfreien, oberhalb mThw abgelagerten brackischen Kleischicht (Abb.2: MH18). Im Übergangsbereich um NN ist es zu einer schwachen Vermoorung gekommen, die z.T. auch humusdwogartig ausgebildet ist. Unterhalb NN treten in einem fossilen Go Phragmitesrhizome zusammen mit Rissgefügen und Wurzelröhren aus konkretionärem Eisen sowie Jarositausfällungen auf.

Im darüberliegenden Klei lassen sich zwei relativ stetig auftretende Humusdwoghorizonte differenzieren: Während der untere einer stark tonigen Kleischicht aufliegt, zieht der obere Dwog im oberflächennahen tonig-schluffigen Klei und ist häufig eingepflügt. Die Korrelierung der Humusdwöge ist nicht immer zweifelsfrei möglich, jedoch kann durch ein genügend enges Bohrraster hinreichende Sicherheit erreicht werden. Es kann ausgeschlossen werden, daß es sich um zufällige Bildungen handelt.

In Richtung des Uferwalls werden die Kleie sandiger und zunehmend carbonathaltig, die Dwöge streichen als graue tonige Bänder aus und sind in Rinnenähe nicht mehr nachweisbar.

Stratigraphische Einordnung

Die Ablagerung der Sedimentdecken erfolgte im Gebiet flächendeckend und ohne Schichtlücken, jedoch in Abhängigkeit vom Sedimentationsraum als unterschiedlich ausgebildete Faziestypen. Dies scheint auch für die in der Rinne abgelagerten Sedimente gelten. Nach HOFFMANN 1986 ist die Bildung der liegenden torfhaltigen Sedimente vermutlich in das letzte vorchristliche Jahrtausend zu

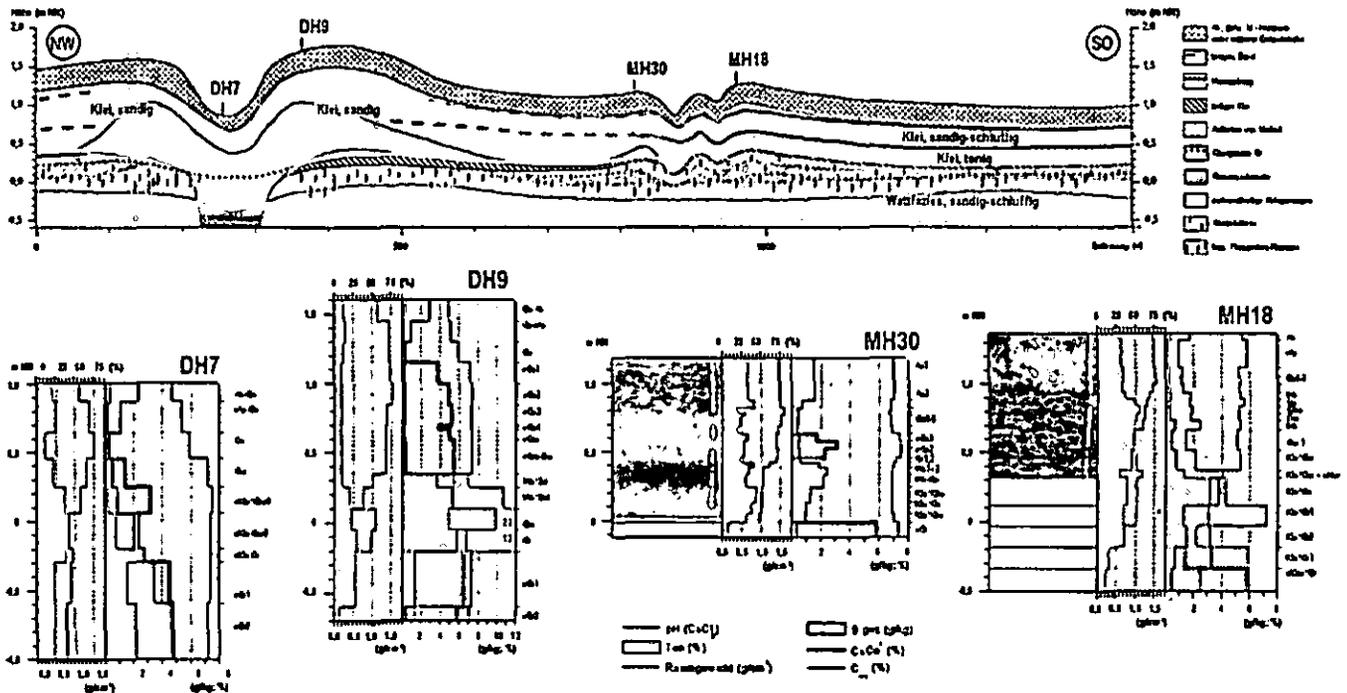


Abb. 2: Schnitt im Bereich einer verlandeten Rinne (Dickhusen b. Marné, Süderdithmarschen)

stellen, während es sich bei den Humusdwog-Horizonten um römisch-kaiserzeitliche bzw. frühmittelalterliche Oberflächen handeln dürfte.

6 Schlußfolgerungen

Aussagen zur Entwicklung von Böden und Landschaft

In den Rinnensedimenten finden sich um NN vereinzelt Fe-Wurzelröhren, jedoch keine weitergehenden Bodenbildungen. Auf den umliegenden, wenige dm erhöhten Marschflächen bestanden dagegen schilfdominierte moorige Röhrichte, in denen es durch periodische Salzwasserüberflutungen besonders in der Nähe von Wasserläufen (DH9) zu starken Sulfidanreicherungen kam. Die Umsetzung zu Jarosit erfolgte vermutlich lediglich an (vor Setzung) erhöhten Geländepositionen.

Die Ablagerung der tonigen Kleie leitete eine stärker terrestrisch geprägte Phase ein, in es periodisch zur Bildung von Humusdwog-Horizonten kam. Humusdwöge weisen variable, weitgehend texturabhängige Gehalte an organischer Substanz auf (1-5%). Bereits geringe Gehalte können eine deutliche Schwarzfärbung bedingen (s. Profil MH18). Die Ursache hierfür liegt in einem Anteil schwach zersetzter, aber fein zerriebener, torfartiger organischer Substanz, die häufig auch makroskopisch erkennbar ist. Humusdwöge zeigen schwach erweiterte C/N-Verhältnisse und hohe Tongehalte. Die Bildungsumstände sind unklar, vermutlich handelt es sich um in Schilfröhrichtern unter Stillwasserüberflutungen entstandene Oberflächen.

Die großen Rinnensysteme der Altmarsch waren über mehrere tausend Jahre lagestabil und bestimmten bis zur Bedeichung Vorflut wie auch Sedimentation auf der Marschflächen. Die Verschiebung der Korngrößen im Klei vom tonigen in den sandig-schluffigen Bereich belegt für das erste nachchristliche Jahrtausend eine stetige Zunahme der Strömungsgeschwindigkeiten und abgelagerten Sedimentfrachten.

Aussagen zu Primärcarbonatgehalten und Entkalkung

In den liegenden, von Bodenbildungsprozessen unveränderten fossilen Wattschlickten treten Korngrößenabhängig Carbonatgehalte von 5-6 % auf, lediglich ausgesprochen tonige oder sandige Wattsedimente zeigen etwas geringere Gehalte. In der hangenden schilfdurchwurzelten Zone ist es durch Anreicherung und Oxidation von Sulfiden zur vollständigen Carbonatlösung bzw. Jarositbildung gekommen. Im Klei weisen Uferwälle großer Rinnen den ursprünglichen Schlickten vergleichbare Gehalte auf (DH9), während Uferbereiche kleinerer Gerinne im Sietland kein bzw. nur wenig Carbonat aufweisen (2-3 %, s. MH30). Mit zunehmender Entfernung von den Rinnen nehmen die Entkalkungstiefen bis zur völligen Carbonatfreiheit zu.

Die bisherigen Befunde legen nahe, dass der primäre Carbonatgehalt der in den Altmarschen abgelagerten Kleie nur zum Teil Korngrößenabhängig ist. Er sinkt offenbar außerdem sehr schnell mit zunehmender Entfernung von marin geprägten Räumen, wobei hier die Schlepplänge der Sedimente durch die Vorfluter zugrunde zulegen ist. Es ist zu vermuten, dass bereits das tidebedingte periodische Trockenfallen der Sedimente in den Vorflutern eine intensive Schwefeloxidation- und -reduktion bewirkte, die zu einer schnellen Reduzierung der Primärcarbonatgehalte in den landeinwärts transportierten Sedimente geführt hat.

Literatur- u. Kartenverzeichnis

- BARCKHAUSEN J, PREUSS H & STREIF H (1977): Ein lithologisches Ordnungsprinzip für das Küstenholozän und seine Darstellung in Form von Profiltypen. - Geol. Jb. A44; Hannover.
- HOFFMANN, D (1986): Beobachtungen und Daten zur jüngeren Entwicklung von Dithmarschen und Nordfriesland. - Offa 43; Neumünster.
- Geologisches Landesamt Schleswig-Holstein (1978): Bodenkarte von Schleswig-Holstein 1:25000. Blatt 2020 Marné, 2021 Brunsbüttel; Kiel.

Das Vorhaben wird gefördert durch ein Stipendium der Abt. Nachwuchs- u. Wissenschaftsförderung der Universität Hamburg.

Dank für finanzielle und logistische Unterstützung gilt dem Amt für Denkmalpflege Cuxhaven sowie dem FTZ Büsum, Abt. Küstenarchäologie sowie dem LANU Schleswig-Holstein für die freundliche Überlassung bodenkundlicher Daten.

Beschreibung und Typisierung des Feuchte-regimes von Auenböden der unteren Mittel-elbe

Schwartz, R.¹, Gröngröft, A.² & Miehlich, G.²

1. Einleitung

Das Ökosystem Flusslandschaft wird geprägt durch die Einheit von Fluss und Aue. Als Auen werden die aus holozänen, fluviatilen Sedimenten aufgebauten Talsohlen von Flüssen und Bächen verstanden, soweit sie ohne Berücksichtigung von Deichen von einem Hochwasser überschwemmt werden können. Als Bemessungsgrundlage dient ein Hochwasser mit einer Wiederkehrwahrscheinlichkeit von 100 Jahren (HQ 100).

Innerhalb der Aue muss zwischen dem rezenten Teil, d.h. dem Bereich, der aktuell dem direkten Überflutungsgeschehen unterliegt und dem reliktschen Teil, welcher durch den Hochwasserschutzdeich von einer Überflutung ausgeschlossen ist, unterschieden werden. In den reliktschen Auen ist der anthropogene Einfluss zumeist größer als in der rezenten Aue, die Naturnähe dementsprechend geringer.

Aufgrund der großen räumlichen Variabilität der Bodeneigenschaften sowie der hohen zeitlichen Dynamik stellen die Auenböden einen besonderen Standortstyp dar. Der Wasserhaushalt der Auenböden steht im Zentrum zahlreicher Fragestellungen mit ökologischer Ausrichtung. Das Ziel dieser Arbeit ist es, das Bodenfeuchteregime von Auenböden der unteren Mittel-elbe zu beschreiben und zu typisieren.

2. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Bereich der unteren Mittel-elbe zwischen den Strom-km 472 und 485 nahe der Ortschaft Lenzen.

Der geologische Untergrund ist im Wesentlichen durch die Saale- und Weichseleizeit geprägt. Die sandigen Sedimente des Pleistozäns stellen die Basis, auf dem die holozänen Ablagerungen das ehemals stark morphologisch strukturierte Gelände größtenteils ausgeglichen haben. Weite Bereiche liegen mit Höhen zwischen 15,0 m NN und 17,5 m NN nur wenige Dezimeter oberhalb der langjährigen Mittelwasserlinie der Elbe (15,5 m NN = MW). Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 8,3 °C; die mittlere Niederschlagsmenge liegt bei 580 mm. Es herrscht ein Übergang zwischen ozeanischem und kontinentalem Klima. Bis zum Ende des 18. Jahrhunderts war der Großteil des Untersuchungsgebietes mit Auwald bestanden. Aktuell dominiert in weiten Bereichen ein als Mähweide genutztes Grünland.

3. Methoden

In der Zeit vom 01.07.1997 bis 30.11.1999 erfolgte an sechs für das Untersuchungsgebiet typischen Standorten der rezenten und reliktschen Aue die Erhebung des

Wasser- und Stoffhaushalts der Böden. Hierzu wurden die (zeitlich betrachtet) dynamischen Parameter Wassergehalt, Wasserspannung, Redoxspannung und Bodentemperatur tiefengestaffelt diskontinuierlich aufgezeichnet. Zusätzlich wurde an den sechs ausgewählten Standorten die Bodenlösung mittels Saugkerzentechnik gewonnen und auf ihre anorganischen Hauptkomponenten analysiert. Darüber hinaus erfolgte an den sechs Bodenprofilen die Aufzeichnung der gespannten und ungespannten Grundwasserstände sowie jeweils die Ermittlung der bodengleichen Niederschlagsmenge.

In dieser Arbeit werden die Ergebnisse zweier Standorte aus der rezenten Aue präsentiert. Bei dem ersten Standort handelt es sich um den Standort ‚Hochfläche‘. Er befindet sich 1,8 m oberhalb des langjährigen Mittelwasserstandes (MW) der Elbe und ist mit einem Flutrasen aus Sumpfkresse und Quecke (Rorippo-Agroproyretum) bestanden. Bodentypologisch handelt es sich um eine vergleyte Norm-Vega aus Auenlehm über Auensand. Der Standort ‚Rinne‘ liegt bei 0,3 m MW. Es handelt sich um einen Auen-Anmoorgley aus Auenschlamm über Auenlehm. Die Vegetation ist ein Hahnenfuß-Knickfuchsschwanz-Bestand (Ranunculo-Alopecuretum).

3. Ergebnisse

Der aktuelle Bodenfeuchtezustand lässt sich aufgrund der herrschenden Wasserspannung im Boden unterscheiden. Die Abbildung 1 zeigt die Unterteilung der Bodenfeuchte gemäß BODENKUNDLICHER KARTIERANLEITUNG [1994], ZEPP [1995] und die in dieser Arbeit angewandte. Als für das Pflanzenwachstum optimal wird der Bereich zwischen 25 hPa und 500 hPa angesehen. Er wird als feucht bezeichnet. Oberhalb von 500 hPa ist der Boden trocken, unterhalb von 25 hPa nass.

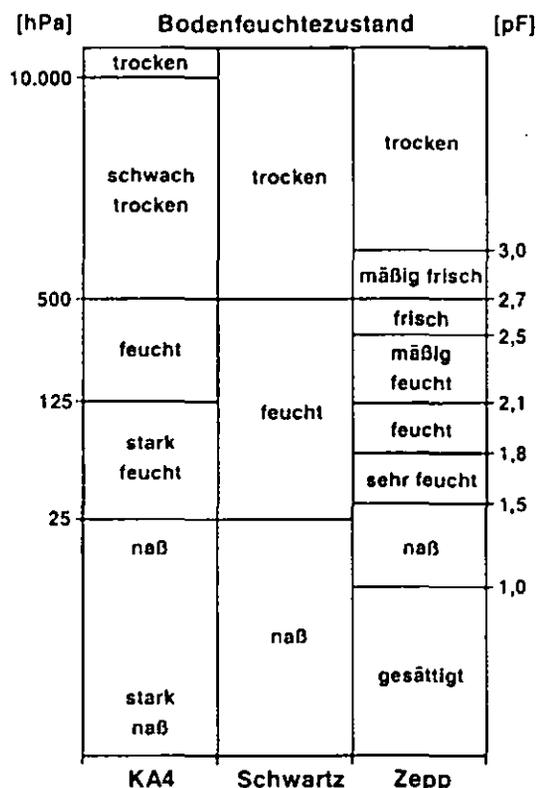


Abb. 1: Unterteilung der Bodenfeuchte anhand der Wasserspannung

¹ Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, Müggelseedamm 301, 12587 Berlin

² Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende Platz 2, 20146 Hamburg

Neben dem flusswasserstandsgesteuerten Grundwasserstand stellt die klimatische Wasserbilanz die zweite wesentliche Einflussgröße für das Bodenfeuchteregime der Auenböden dar. Die klimatische Wasserbilanz errechnet sich (vereinfacht) aus der Differenz der Niederschlagsmenge zur potentiellen Evapotranspiration. Während des Untersuchungszeitraumes waren bezüglich der klimatischen Wasserbilanz zwei sehr unterschiedliche Jahre festzustellen (s. Tab. 1).

Tab. 1: Klimatische Wasserbilanz (Station Lenzen)

[mm]	Gesamt	Sommer	Winter
1998	+ 163,2	- 39,8	+ 203,0
1999	- 140,1	- 291,0	+ 150,9

Während das hydrologische Jahr 1998 mit einer hohen winterlichen Speisung von 203 mm und einer nur geringen anschließenden sommerlichen Zehrung von 40 mm insgesamt eine positive klimatischen Wasserbilanz von 163 mm aufweist und demnach als nasses Jahr zu bezeichnen ist, ist das darauf folgende Jahr 1999 durch eine vergleichsweise geringe Speisung im Winter verbunden mit einer hohen Zehrung im Sommer gekennzeichnet. Mit einer Bilanz von - 140 mm ist das Jahr 1999 ein Trockenjahr. Die Differenz in der klimatischen Wasserbilanz zwischen beiden Jahren beträgt ca. 300 mm.

Die Auswirkungen der hinsichtlich ihrer klimatischen Wasserbilanz stark unterschiedlichen Jahre 1998 und 1999 auf das Bodenfeuchteregime der beiden vorgestellten Standorte zeigen die Abbildungen 2 und 3. In ihnen ist jeweils auf der Abszisse der Anteil des nassen Bodenzustandes (Wasserspannung < 25 hPa) und auf der Ordinate der Anteil des trockenen Bodenzustandes (Wasserspannung > 500 hPa) für jeweils fünf Messtiefen (Hochfläche: 20, 45, 90, 125, 155 cm, Rinne: 15, 30, 55, 100, 135 cm,) aufgetragen.

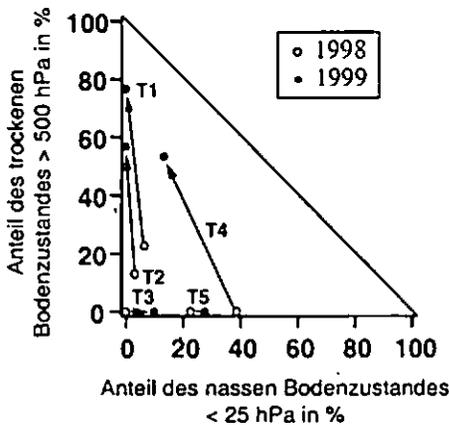


Abb. 2: Bodenfeuchte-Tiefenverteilung am Standort ‚Hochfläche‘ in den Jahren 1998 und 1999.

Am Standort ‚Hochfläche‘ ist in den Messtiefen 1, 2 und 4 im Vergleich des Jahres 1999 zum Jahr 1998 ein deutlicher Anstieg der Trockenphasen festzustellen. In den Messstiefen 3 und 5 ist dagegen nur eine geringe Veränderung zu beobachten. Offensichtlich kam es aus diesen Schichten aufgrund fehlender Wurzeln zu keinem Wasserentzug.

Im Vergleich zum Hochflächen-Standort ist am Standort ‚Rinne‘ der Anteil der Nassphasen aufgrund der niedrigeren Lage in Bezug zum Mittelwasserstand der Elbe wesentlich größer. Im Jahr 1998 beträgt er in den fünf Messtiefen zwischen 40 % und 100 %. Das Jahr 1999 ist

dadurch gekennzeichnet, dass in der fünften Messtiefe der Anteil der Nassphasen zurückgeht und in den Tiefen 1, 2 und 4 der Anteil der Trockenphasen zunimmt. Die Tiefe 3 bleibt unverändert.

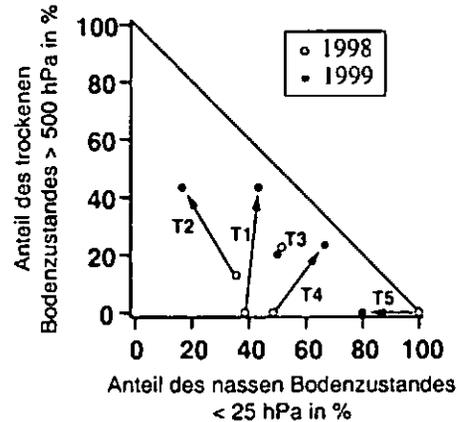


Abb. 3: Bodenfeuchte-Tiefenverteilung am Standort ‚Rinne‘ in den Jahren 1998 und 1999.

4. Zusammenfassung / Ausblick

Die Ergebnisse zeigen, dass über die Einteilung der Bodenfeuchte in lediglich drei Zustandsklassen und die daraus möglich gewordene graphische Darstellung nunmehr ein geeignetes Instrument vorhanden ist das zeitlich stark variierende Bodenfeuchteregime eines Standortes zu beschreiben. Unterschiede in der klimatischen Wasserbilanz spiegeln sich in der Lage innerhalb des Bodenfeuchtedreiecks gut wider.

Als Ausblick ist in Abbildung 4 ein erweitertes Bodenfeuchtedreieck dargestellt, bei dem analog zum Körnungsdreieck einzelne Teilbereiche ausgegliedert wurden.

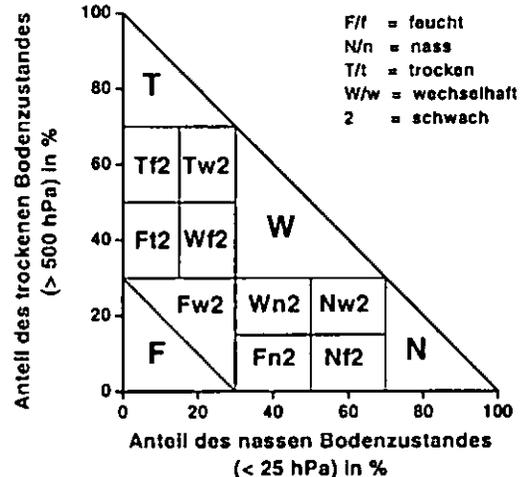


Abb. 4: Konzeptionelles Bodenfeuchtedreieck

5. Literatur

- AG BODEN [Hrsg. 1994]: *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 4. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, 392 S. SCHWARTZ, R. [2001]: *Die Böden der Elbaue bei Lenzen und ihre möglichen Veränderungen nach Rückdeichung*. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 48, 391 S. ZEPP H. [1995]: *Klassifikation und Regionalisierung von Bodenfeuchteregime-Typen*. In: Relief, Boden, Paläoklima, 9, Berlin, 224 S.

Genese einer Lixi-Ferral-Gley-Bodenschaft auf Migmatit in S-Tanzania

V. Schweikle und M. Küstler

Einleitung

Fraglich waren historische Stoffflüsse von Elementen und Stoffumwandlungen von Mineralen in dieser Landschaft.

Methodik

Untersucht wurden an Leitprofilen nach einer Kartierung die Körnung und der Mineral- und Elementbestand unterschiedlicher Fraktionierbarkeit.

Ergebnis

Die Landschaft liegt auf 1100 m über See 35° 28' E und 10° 38' S. Die Niederschläge betragen 1150 ± 450 mm und fallen ab November bis April. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 21°C.

Nixisole, gebunden an Gesteinshärtlinge, enthalten noch native Minerale, insbesondere Glimmer.

Die Migmatite sind bis 50 m Tiefe verwittert zu Quarz und 2-Schicht-Mineralen. Böden sind Ferral- und Gleysole, die sich nur noch im Eisengehalt unterscheiden. Abgesehen von Nixisolen sind für Pflanzen Alkali, Erdalkali und Schwefel im Mangel, weniger Phosphor.

Aus einem Kluftgrundwasserleiter wurde ein Porengrundwasserleiter mit sehr hoher Wasserspeicherung in dem Eisen gelöst und an Quell-/Grundwasseraustritten als Sinter gefällt wird (Abb.).

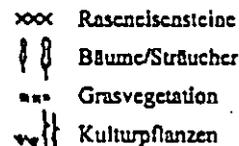
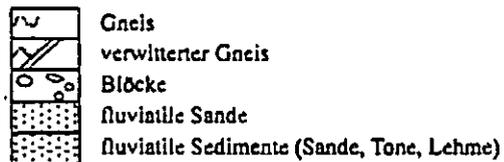
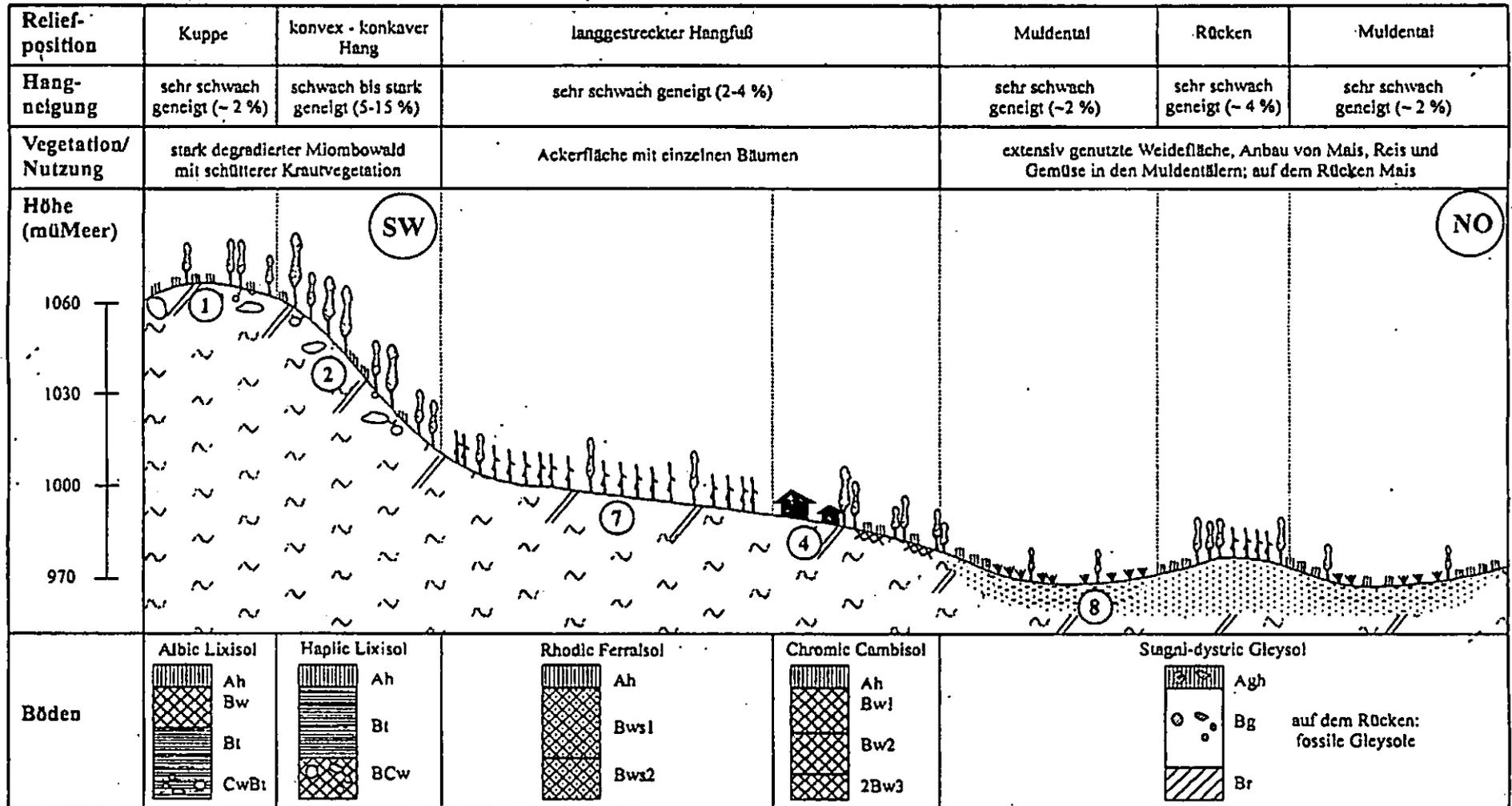
Schlussfolgerung

Fraglich ist, ob die Bildung von Laterit wie üblicherweise angenommen ein Produkt der Lösungsverwitterung oder eher der selektiven Sedimentation von Konkretionen aus der Erosion von Planosolen ist. Die Geländebefunde deuten eher auf letzteres.

Literatur

Küstler, M. (1998) Böden und Landschaft in Peramiho/Süd-Tanzania. Diplomarbeit am Institut für Geografie und Geoökologie der Universität Karlsruhe.

Schematische Catena vom Hügel bei Morogoro in das Muldental bei Butiama mit typischer Abfolge landschaftlicher Einheiten



Morphologische Geländeaufnahme nach Arbeitsgruppe Bodenkunde 1982
 Bodenklassifikation nach FAO/UNESCO 1977, FAO 1990a, FAO 1990b

Tephra-Paleosol Sequences of the Trans-mexican Volcanic Belt: A Paleopedological Record of late Quarternary Environmental Change in the Central Mexican Highlands

Sedov, S.¹, Solleiro Rebolledo, E.¹, Gama-Castro, J.¹, Morales Puente, P.¹, Werner G.², Poetsch, Th.³

Introduction

Soils buried in Late Quaternary tephra series of volcanoes within Transmexican Volcanic Belt present a unique paleopedological record of paleoenvironments of Central Mexican Highlands, providing resolution comparable with most detailed loess-paleosol sequences: 6-7 pedostratigraphic units were developed over the last 100,000 years in the sections Nevado de Toluca and Tlaxcala.

Objects and Methods

The Nevado de Toluca sequence includes buried Andosols in the upper part and 3 well developed Luvisols in the lower part (fig.1). In Tlaxcala sequence all paleosols except one are Luvisols, which however have marked differences of morphological and physico-chemical characteristics (fig.2). The paleosol profiles are very well preserved that allows to study a number of soil properties to be interpreted as components of "soil memory": (micro)morphology, texture, mineralogical composition of coarse and fine fractions, bulk chemical composition, dithionite and oxalate extractable Fe, Al and Si, chemical and stable C isotope composition of humus, phytolith assemblages.

Results and Discussion

Specificity of volcanic soil genesis and evolution was taken into account for paleoecological interpretation. Andosols and Luvisols, most frequent among studied paleosols, were shown to present different stages of volcanic soil evolution under humid climate. In Nevado de Toluca sequence this was confirmed by micromorphological observations, which showed the presence of the features of incipient clay illuviation in some of buried Andosols and relict Andosol features (microareas with granular structure and abundant phytoliths) in Bt horizon of the Luvisols. Progressive clay crystallization and substitution of allophanes by halloysite was considered to be the

driving force of the Andosol to Luvisol evolution. Thus, their difference reflects variation of duration of pedogenesis (controlled by the intervals between succeeding eruptions) rather than environmental change (Sedov et al. 2001). The studied paleosols evidence the predominance of humid conditions during the whole Late Pleistocene - Holocene with some dry phases. However, some dry episodes took place, which are most clearly recorded in composition of stable carbon isotopes of humus and phytolith assemblages. The Ah horizons of buried Pleistocene Andosols have higher $\delta^{13}\text{C}$ values in humus and higher proportion of C4 grass short-cell phytoliths than in modern surface Andosols of Central Mexico. These results are supposed to indicate the temporal predominance of C4 plants during the soil formation period that reflects drier conditions. We suppose further, that presence of high quantities of halloysite at the expense of allophane in buried Andosols is the result of the enhanced clay crystallization during these dry phases (Sedov et al. 2003).

In Tlaxcala sequence the lower Luvisol, supposed to be formed during Oxygen Isotope stage (OIS) 5-4 is characterised by red colour and highest accumulation of Fed, whereas upper Luvisols are pale, with lower Fed content and numerous redoximorphic features, which we assume to indicate the transition from warm to cool moist conditions. The paleosol, corresponding to the Last Glacial Maximum is Gleyzem, which signals the coldest period of Late Pleistocene. This interpretation agrees well with the regional lacustrine records and the data on dynamics of glaciers at highest volcanoes

Acknowledgements

The investigations have been realised thanks to the financial support of the Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), Mexico, and the International Bureau (IB) of the BMBF, Germany

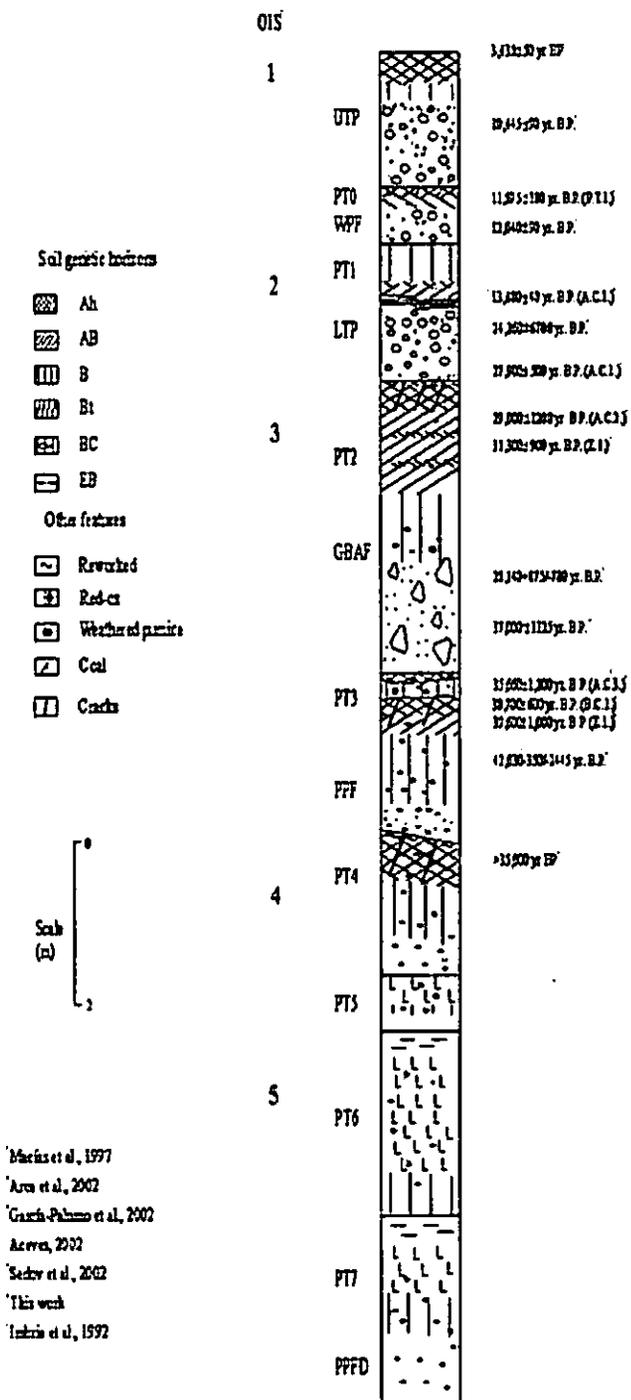
References

- Sedov, S., Solleiro-Rebolledo, E., Gama-Castro, J.E., Vallejo-Gómez, E., González-Velázquez, A., 2001. Buried palaeosols of the Nevado de Toluca: an alternative record of Late Quaternary environmental change in central Mexico. *Journal of Quaternary Science* 16 (4) 375-389.
- Sedov, S., Solleiro-Rebolledo, E., Morales-Puente, P., Arias-Herrera, A., Vallejo-Gómez, E., and Jasso-Castañeda, C. 2003. Mineral and organic components of the buried paleosols of the Nevado de Toluca/central Mexico as indicators of paleoenvironments and soil evolution. *Quaternary International*, v. 106-107, p. 169-184

¹ Dr. Sergey Sedov, DBG-member No. 3984; Depart. de Edafología, Instituto de Geología, Universidad Autónoma Nacional de México (UNAM), Circuito Exterior, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, México, D.F.; contact: Sedov Sergey <sergey@geol-sun.igeolcu.unam.mx>

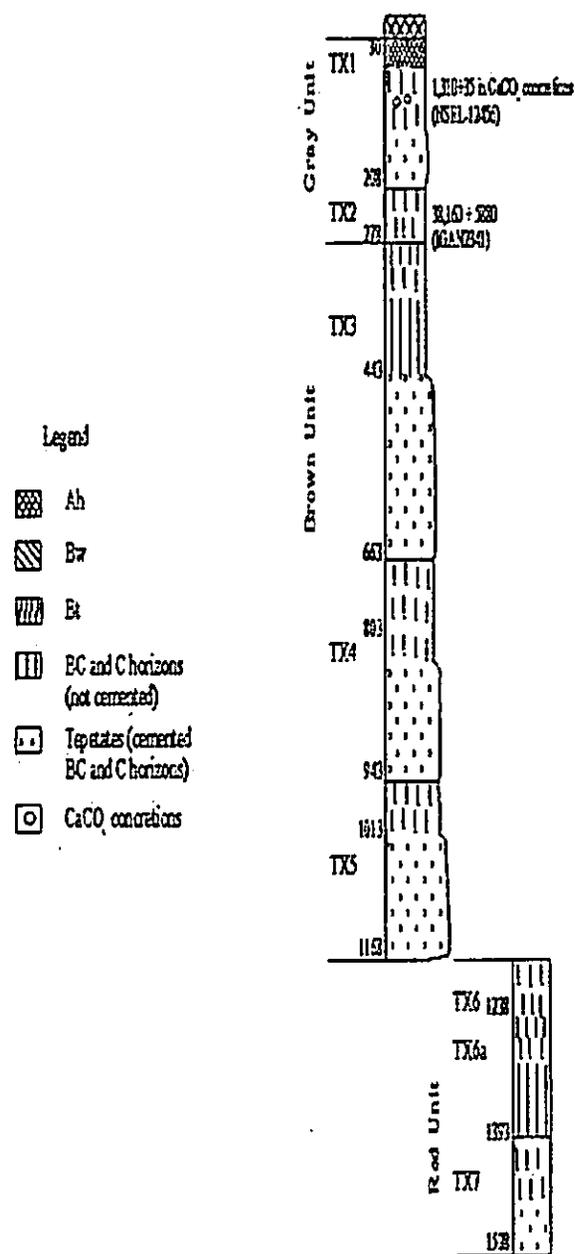
² Zentrum für Internationale Entwicklungs- und Umweltforschung, Justus-Liebig-Universität Gießen, Otto-Behaghel-Str.10 D, 35394 Gießen; ³Inst. f. Geographie, Bundesstr. 55, 20146 Hamburg

Fig. 1. Pedostratigraphic scheme of Nevado de Toluca sequence and its correlation with the Oxygen Isotope Stages (OIS)



Macías et al., 1997
Aren et al., 2002
García-Palomo et al., 2002
Acosta, 2002
Sedov et al., 2002
This work
Lahra et al., 1992

Fig. 2. Pedostratigraphic scheme of Tlaxcala sequence and its correlation with the Oxygen Isotope Stages (OIS)



Effektive Modellierung und Klassifikation von Bodenstandorten auf der Landschaftsebene

B.Selle¹, B. Huwe¹, H. Lange²

Problemstellung und Zielsetzung

Die Anwendung von Prozessmodellen auf der Landschaftsebene scheitert häufig an der hohen Datenanforderung und Kompliziertheit dieser Modellansätze. Außerdem sind die Prozess- und Parameteridentifikation schwierig und die Prognoseleistung deshalb umstritten. Eine Alternative stellen aktuelle datenbezogene Ansätze wie *Classification and Regression Trees* (CART), *Künstliche Neuronale Netze* (KNN) und *Fuzzy Rule-Based Models* dar. Durch die Integration der verfügbaren Datenbasis und von Prozesswissen können diese Modelle zur effektiven Landschaftsmodellierung eingesetzt werden (DOU ET AL. 1999, LISCHIED & UHLENBROOK 2003, NERINI ET AL. 2000).

Zielsetzung der Untersuchung ist die Erzeugung eines effektiven Modells zur Simulation der Sickerung auf der Landschaftsebene. Mit diesem Modell soll die Sickerung mit ihren Steuergrößen räumlich und zeitlich hoch aufgelöst abgebildet werden. Insbesondere soll die Frage geklärt werden, welche unterschiedlichen Boden- und Standortverhältnisse in dem effektiven Sickerungsmodell berücksichtigt werden müssen.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet „Weißenstädter Becken“ im Fichtelgebirge ist eine flachwellige Hochfläche zwischen 613 m und 688 m ü. NN. Das ca. 10 km² große Gebiet wird vorwiegend landwirtschaftlich genutzt. Der Jahresniederschlag von 900-1000 mm und Jahresmitteltemperaturen von 5-6°C bewirken eine positive klimatische Wasserbilanz. Wegen des Klimas und durch das basenarme Ausgangsgestein (Granit, Phyllit und Glimmerschiefer) sind vorwiegend Braunerden auf den pleistozänen Fließerden entwickelt. Reliefbedingt sind ebenfalls Anmoorgleye und Moorböden verbreitet. Aufgrund zahlreicher Forschungsprojekte besteht für das Gebiet eine sehr gute Datenbasis.

Das effektive Sickerungsmodell wurde mit CART (BREIMAN ET AL. 1984) erstellt. Dieses Verfahren erzeugt ein baumförmiges Klassifikations- oder Regressionsmodell. In CART können sowohl Ziel- als auch Vorhersagevariablen verschiedene Skalenniveaus haben. Die Baumstruktur wird aus einer Trainingsmenge erzeugt und die Baumgröße anschließend durch Kreuzvalidierung optimiert.

Die Trainingsmenge für CART bildeten modellgenerierte tägliche Sickerungsraten für 242 Bodenstandorte.

Diese wurden durch Bohrstockkartierung im Untersuchungsgebiet aufgenommen. Die Sickerungsdynamik der verschiedenen Bodenstandorte wurde mit HYDRUS 1D (SIMUNEK ET AL. 1998) für die Jahre 1998-2001 simuliert. Dazu wurden die Profile horizontweise parametrisiert. Als untere Randbedingung wurden Grundwassertiefen aus einem Grundwassergleichenplan zugrundegelegt. Die obere Randbedingung war für alle Bodenstandorte gleich und wurde anhand von Klimadaten des Untersuchungsgebietes ermittelt. Desweiteren wurde Grünlandnutzung im gesamten Untersuchungsgebiet angenommen.

Bei der effektiven Modellierung auf Landschaftsebene sind wir davon ausgegangen, dass die Sickerung in verschieden aufgebauten Bodensäulen abläuft, die nicht miteinander in Wechselwirkung stehen. Laterale Fließprozesse wurden nicht berücksichtigt.

Ergebnisse und Diskussion

Während sich die Sickerungssummen der einzelnen Bodenstandorte aufgrund der ganzjährig feuchten Bedingungen kaum unterscheiden (Abbildung 1), können die Sickerungsdynamiken durchaus verschieden sein. So sind bei grundwassernahen Bodenstandorten kapillarer Aufstieg und ein Jahresgang vorhanden (Abbildung 2), der bei den grundwasserfernen Standorten nicht ausgeprägt ist (Abbildung 3).

Wir konnten ein effektives Sickerungsmodell auf Landschaftsebene mit nur sechs Steuergrößen erstellen, dass tägliche Sickerungsraten räumlich hoch aufgelöst nachbildet. Die Varianz der Sickerung für die verschiedenen Bodenstandorte wird dabei allein durch die Wetterdaten und die Grundwassertiefe (GT) erklärt. CART wählt die Grundwassertiefe automatisch als Steuergröße aus.

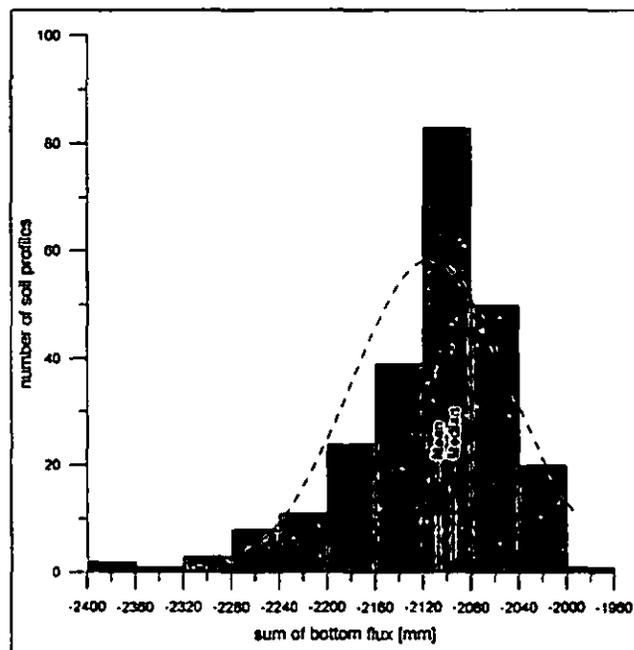


Abbildung 1: Histogramm der Sickerungssummen für 242 Bodenstandorte im Zeitraum 1998-2001 (4 Jahre)

¹Universität Bayreuth, Abteilung Bodenphysik, 95447 Bayreuth, benny.selle@uni-bayreuth.de, bernd.huwe@uni-bayreuth.de

²Skogforsk, Ås, Norwegen
Holger.Lange@skogforsk.no

Bei Niederschlag und Verdunstung wurden zusätzlich Verzögerungen (*lags*) in der Wirkung auf die Sickerung berücksichtigt. Mit dem CART-Modell können mehr als 60% der Varianz der Sickerung auf Landschaftsebene erklärt werden (Abbildung 4). Das effektive Sickerungsmodell unterscheidet somit Bodenstandorte mit $GT < 1,5$ m und $GT > 1,5$ m. Werden in CART zusätzlich Profildaten wie nutzbare Feldkapazität, effektive Leitfähigkeit, Tiefe der Basislage oder die Anzahl der Horizonte einbezogen, verbessert sich die Modellgüte nicht.

Fazit und Ausblick

Für das Untersuchungsgebiet „Weißenstädter Becken“ konnten wir ein effektives Sickerungsmodell entwickeln, das nur von Wetterdaten und von der Grundwasertiefe gesteuert wird. Demnach besitzen die Bodeneigenschaften für die Sickerungsdynamik eine untergeordnete Bedeutung. Das bestehende effektive Sickerungsmodell könnte durch Integration von hydrologischen Messdaten weiter verbessert werden. Derzeit wird untersucht, wie sich veränderte Klimabedingungen, Landnutzung sowie eine andere zeitliche Aggregation der Sickerungsdaten auf das effektive Sickerungsmodell auswirken.

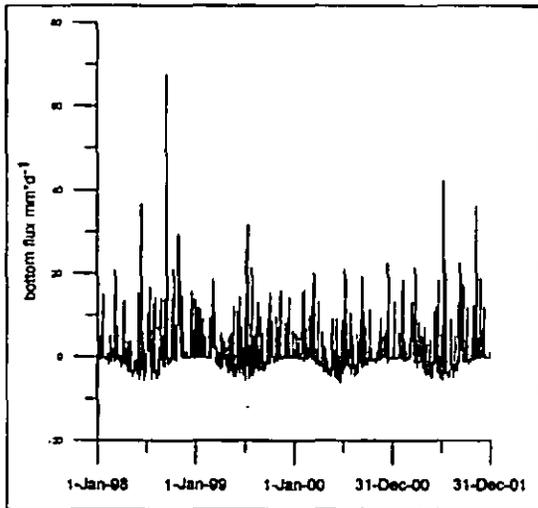


Abbildung 2: Sickerungsdynamik grundwassernahe Standort

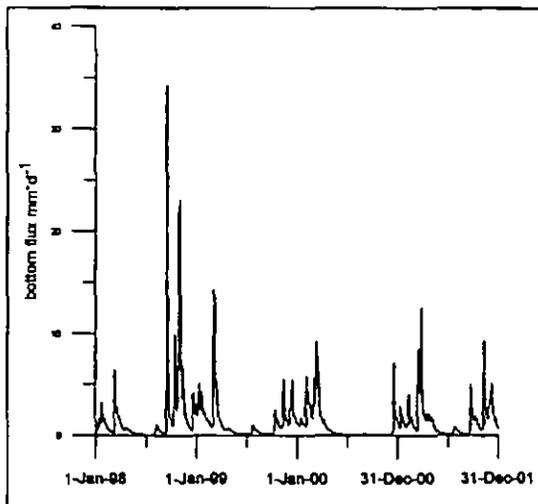


Abbildung 3: Sickerungsdynamik grundwasserferner Standort

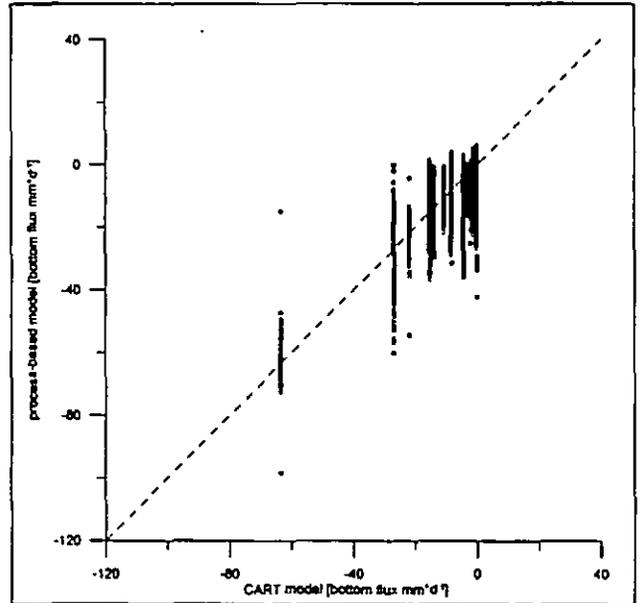


Abbildung 4: Streudiagramm Sickerungsraten CART und HYDRUS 1D

Danksagung

Die Autoren bedanken sich für die finanzielle Unterstützung durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung Fördernummer 0339476 D.

Literatur

BREIMANN, L., FRIEDMANN, J.-H., OLSHEN, R.-A. & STONE, C.-J. (1984): Classification and regression Trees. Pacific Grove Wadsworth.

DOU, C., WOLDT, W. & BOGARDI, I. (1999): Fuzzy rule-based approach to describe solute transport in the unsaturated zone, *Journal of Hydrology* 220: 74-85.

LISCHEID, G. & UHLENBROOK, S. (2003): checking a process-based catchment model by artificial neural networks, *Hydrological Processes* 17: 265-277.

NERINI, D., DURBEC, J.-P. & MANTE, C. (2000): Analysis of oxygen rate time series in a strongly polluted lagoon using a regression tree method, *Ecological Modelling* 133: 95-105.

SIMUNEK, J., ŠEJNA, M. & VAN GENUCHTEN, M. TH. (1998) The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, Version 2.0. <http://www.ussl.ars.usda.gov/models/>

Bundesweite Auswertung von organisch C-Gehalten und Bodenarten in Oberböden Deutschlands

Siebner*, C.S., O. Düwel* & J. Utermann*

1. Fragestellung und Zielsetzung

Die Bodenart und der Gehalt an organischer Substanz sind zentrale Kenngrößen für bodenschutzbezogene Fragestellungen. Weiterhin ist der Gehalt an organischem C ein wichtiges Bodenqualitätsmerkmal. Zur Bearbeitung bodenschutzbezogener Fragestellungen im Bundesmaßstab standen in der Vergangenheit expertenbasierte Flächeninformationen in Form von Referenzprofilen zur Verfügung. Die Flächendatenbasis für bundesweite Auswertungen ist die Bodenübersichtskarte im Maßstab 1 : 1 000 000 (HARTWICH et al., 1995). Es existiert für jede der 71 Legenden-einheiten ein Referenzprofil. Mit diesen Referenzprofilen lassen sich keine Angaben zur Variabilität der Kenngrößen innerhalb dieser 71 Einheiten machen. Ziel der hier vorgestellten Arbeiten ist es, dieses Defizit zu beheben. Es werden mit Hilfe von deutschlandweit vorliegenden Punktinformationen deskriptive Statistiken mit dem Ziel abgeleitet, eine Aussage zur Variabilität zu Bodenkenngrößen auf kleiner Maßstabsebene zu treffen.

2. Vorgehensweise

Es wurde eine Datenbankabfrage in der Profildatenbank des Fachinformationssystems Bodenkunde der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (FISBo BGR) erstellt. Für eine Auswertung von organisch C-Gehalten wurde aufgrund der Datenlage auf die Humusklassen nach KA4 zurückgegriffen. Für Bodenarten wurden ausschließlich Daten aus der Korngrößenanalytik verwendet, die Bodenarten wurden nach der KA4 abgeleitet.

Bei beiden Abfragen wurde der oberste mineralische bzw. der erste organogene Horizont bei Mooren erfasst.

Die aus den Abfragen erzeugten Datensätze wurden auf Plausibilität geprüft. Für organisches C wurden Daten verworfen, die vor 1980 aufgenommen wurden, da bis heute eine signifikante Veränderung der Gehalte eingetreten sein kann.

Die Punktinformationen wurden räumlich differenziert. Für organisch C wurden für diese Differenzierung die Bodenausgangsgesteinskarte 1 : 1 000 000 (UTERMANN et al., 1999), die Europäische Klimaregionenkarte 1 : 1 000 000 (FINKE et al., 1998) und die Landnutzungsklassen der nutzungsdifferenzierten Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 der BGR (in Bearbeitung) verschnitten.

Das bedeutet, dass nach 15 Bodenausgangsgesteinsgruppen, 4 Klimaregionen und 3 Hauptnutzungsklassen (Acker, Grasland und Forst) differenziert wurde. Die Bodenarten wurden nach der Bodenübersichtskarte 1 : 1 000 000 (HARTWICH et al., 1995) differenziert.

Die Profildaten wurden im Zuge einer Punkt-in-Polygonanalyse mit diesen Flächenbezugsbasen verschnitten und häufigkeitsstatistisch ausgewertet. Unter der Annahme, dass alle Profildaten innerhalb der einzelnen differenzierten Gebiete repräsentativ verteilt sind, spiegelt die Häufigkeitsverteilung der Humusklassen die Verteilung von Humusklassen der in der Einheit vorkommenden Bodengesellschaften wider. Zur Belegung der einzelnen Einheiten mit mittleren Humusgehaltsklassen im Oberboden wurde der 50. Perzentilwert genommen. Analog dazu wurden Verteilungen zu Ton- und Schluffgehalten gebildet und aus dem Median die Bodenart abgeleitet. Das Ergebnis wurde auf die Flächenbezugsbasen regionalisiert und kartografisch dargestellt.

3. Ergebnisse

Für Humusklassen wurden 12389, für Bodenarten 10263 Profile ausgewertet. In Abb. 1 ist exemplarisch die Humusklassenverteilung in der Bodenausgangsgesteinsgruppe "Sandstein" in der Klimaregion "Mitte-Süd" bei unterschiedlichen Landnutzungsklassen dargestellt. Diese befinden sich in der mitteldeutschen Schwelle und im süddeutschen Schichtstufenland der alten Bundesländer. Unter Ackernutzung zeigen sich die geringsten Gehalte und die kleinste Spanne. Dies ist auf die Verschiebung des Humusfließgleichgewichtes in Richtung niedriger Gehalte durch wendende Bodenbearbeitung zurückzuführen. Unter Grasland und Forst sind weiterhin alle anmoorigen und moorigen Standorte vertreten, die nicht ackerfähig sind (z.B. absolute Graslandstandorte). Solche Standorte gehören aufgrund der hohen Aggregation auf kleinem Maßstab als Begleitböden auch zum Bodeninventar der Bodenausgangsgesteinsgruppe "Sandsteine".

In Abb. 2 sind alle 10263 Korngrößenanalysen im Körnungsdreieck nach Bodenkundlicher Kartieranleitung 4. Aufl. (KA4) aufgetragen. Es zeigt sich, dass die Tonlehme, Lehmtone und Sandschluffe nur in sehr geringen Anteilen vertreten sind.

Die Perzentilwerte und die ermittelten Verteilungen können in Zukunft als Flächendaten im FISBo BGR für bundesweite Fragestellungen weiter genutzt werden.

* Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe,
Stilleweg 2, 30655 Hannover

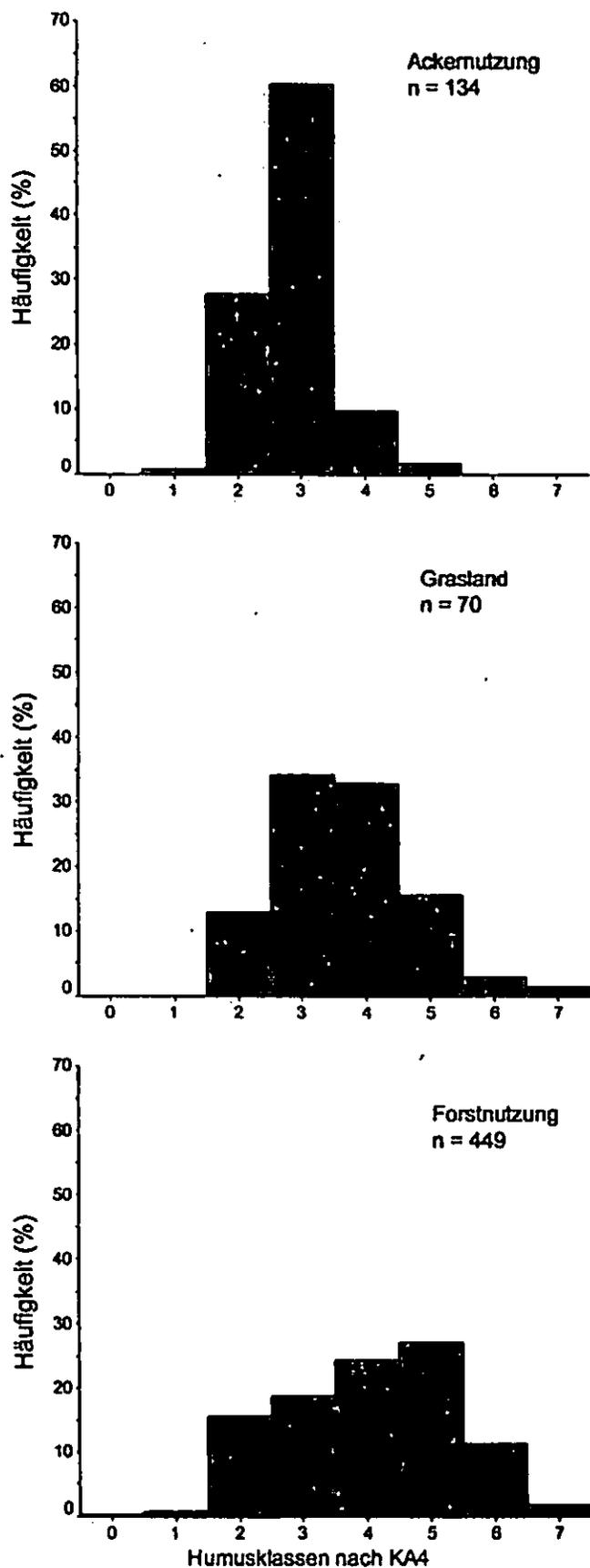


Abb. 1: Verteilung der Humusklassen nach KA4 in Oberböden im Bodenausgangsgestein „Sandstein“ in der Klimaregion 34 (Mitte-Süd) in drei Landnutzungsklassen (Erläuterungen im Text)

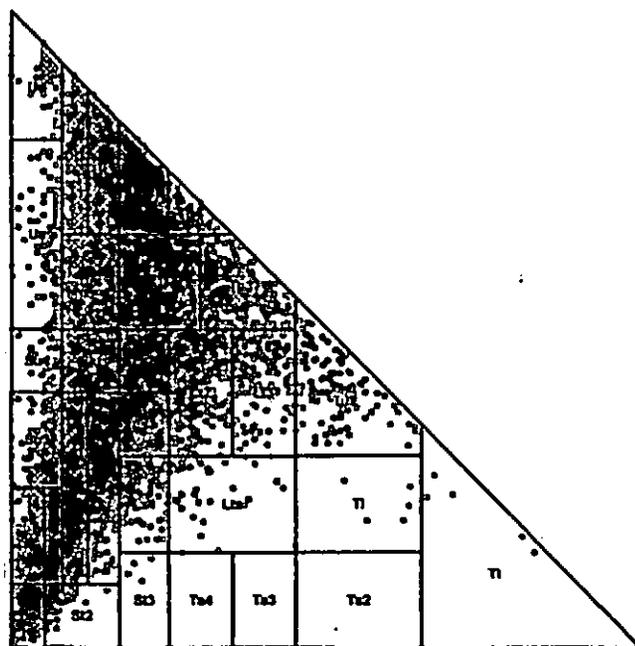


Abb. 2: Verteilung der Bodenarten deutschlandweit ausgewerteter Oberböden

4. Schlussfolgerungen und Fazit

Mit den im Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR vorliegenden Punktinformationen lassen sich mit Hilfe von flächenstatistischen Auswertungen die Gehalte von organisch C und die Bodenarten fast flächendeckend für Deutschland abbilden. Die Verteilung der organisch C-Gehalte / Bodenarten spiegelt bei einem repräsentativ vorliegenden Datensatz die Inhalte der Bodengesellschaft wider. Dies lässt detaillierte Aussagen zum Bodeninventar auf kleinem Maßstab zu. Sicherheiten und vorhandene Defizite lassen sich anhand der Profildichte (Anzahl je Fläche) bestimmen und Datendefizite lokalisieren. Im Rahmen der Ad-hoc AG Boden sollen die Ergebnisse mit den bodenkundlichen Diensten der Länder diskutiert werden und noch vorhandene Datendefizite möglichst geschlossen werden.

5. Literatur

- FINKE, P., R. HARTWICH, R. DUDAL, J. IBÁÑEZ, M. JAMAGNE, D. KING, L. MONTANARELLA & N. YASSOGLU (1998): Georeferenced soil database for Europe manual of procedures. Vers. 1.0. Report EUR Commission of the European Communities 18092; Research report European Soil Bureau 5, Ispra (Italy), 170 S. + 1 Beil. in Rückentasche
- HARTWICH, R., J. BEHRENS, W. ECKELMANN, G. HAASE, A. RICHTER, G. ROESCHMANN & R. SCHMIDT (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1 000 000 – Karte mit Erläuterungen, Textlegende und Leitprofilen, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover, Selbstverlag
- UTERMANN, J., O. DÖWEL, M. FUCHS, H.-E. GÄBLER, E. GEHRT, R. HINDEL & J. SCHNEIDER (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. Bericht UBA-Projekt F+E 297 71 010

DIE BK50 IM NIBIS® EIN NEUER STANDARD

H. Sponagel, I. Benne, J. Boess, A. Capelle,
E. Gehrt, S. Langner

Die Entwicklungen des Bodenschutzes in den letzten Jahrzehnten zeigten den Bedarf an flächendeckenden Bodenkarten. Das Niedersächsische Landesamt für Bodenforschung reagierte zeitnah auf diese Nachfrage durch Publikation von bodenkundlichen Kartenwerken bzw. -serien (1970-1980 die Bodenkundliche Standortkarte 1 : 200.000 (BSK200), 1988 die BSK200 digital, 1993 bis 1996 die Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK50 digital)), die dem jeweiligen Kenntnisstand angepasst und jeweils mit einem Qualitätssprung versehen waren. Die Erstellung der Übersichtskarten war einerseits ein Kompromiss, der auch inhaltliche Einschränkungen nach sich zog; andererseits zeigt die Nachfrage, dass dieses Vorgehen die richtige Entscheidung war. Die neue Bodenkarte 1:50.000 (BK50) ist die konsequente Fortsetzung dieser Arbeitsweise. Trotz hoch auflösender Informationen wird diese in nur wenigen Jahren entstehen.

Bei Bedarf kann kurzfristig eine dem aktuellen Stand entsprechende Plotausgabe erzeugt werden. Spezielle Nutzerwünsche können zeitnah bedient werden, da thematische Auswertungskarten auf Anfrage standardmäßig aus den digitalen Datensätzen der BK50 abgeleitet und an die jeweilige Fragestellung angepasst werden können.

Aufgrund der Erstellung und Datenhaltung weist die BK50 einige qualitative Unterschiede zu den vorangegangenen Kartenwerken bzw. -serien auf (nähere Angaben bei GEHRT et al. 2003, in diesem Band). Hier sollen nur einige Punkte herausgestellt werden. Das Produkt BK50 wird eine deutlich höhere räumliche und inhaltliche Auflösung haben als die BÜK50 von Niedersachsen. Die Vorgaben führen zu einem Standard in der inhaltlichen und räumlichen Auflösung (vgl. LANGNER et al. 2003, BENNE et al. 2003 in diesem Band). Gleiche Inhalte werden in allen Einzelkarten gleich dargestellt. Durch den Arbeitsfluss wird erreicht, dass die BK50 räumlich und inhaltlich eng mit anderen Kartenwerken bzw. Datenbanken des NLFb (Geologische Karte, Bodenschätzung, Forstliche Standortkartierung, Profil- und Labordatenbank) harmonisiert. Die BK50 ermöglicht eine Anbindung der Dauerbeobachtungs- und Feldversuchsflächen. Für die Interpretation der Bodenschätzung und Standortkartierung kann die BK50 als Steuerungsinstrument eingesetzt werden.

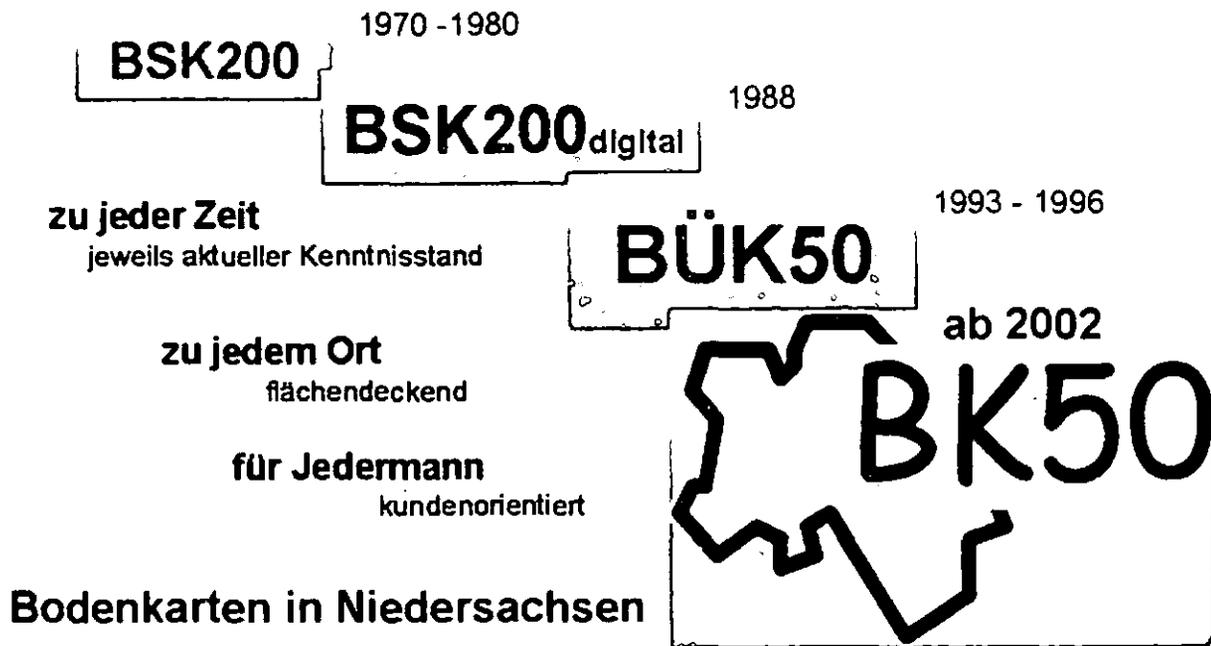


Abb. 1: Bodenkarten und Bodeninformationen in Niedersachsen

Merkmale der Kartenserie: Die BK50 ist die mittelmaßstäbige Kartenserie des NLFb und löst die BÜK50 ab. Sie bietet Informationen zu den Bodenverhältnissen in Niedersachsen. Die BK50 wird nicht gedruckt, sondern digital vorgehalten.

Mit der Arbeitsweise zur Erstellung der BK50 werden Ansprüche der Qualitätssicherung erfüllt. In der Weiterentwicklung ist die Einführung von Qualitätsmaßen möglich (vgl. GEHRT et al. 2003, in diesem Band).

Konzeptkarten: Die Grenzen der Kartiereinheiten und die Flächenbeschreibungen werden wie bei der BÜK50 auf Grundlage von vorliegenden Unterlagen abgeleitet. Im Unterschied zur BÜK50 liegen diese Metadaten in besserer Qualität vor und die Auswertungsmethoden wurden speziell für die BK50 entwickelt. Ein wesentlicher Vorteil des Kartenwerkes

Nieders. Landesamt für Bodenforschung
Stilleweg 2
30655 Hannover

ist die Standardisierung der Konzeptkarten (s. LANGNER et al. 2003, in diesem Band) und der Erstellung des Kartenwerkes (BENNE et al. 2003, in diesem Band). Für die Erarbeitung der Konzeptkarten wurden neue Verfahren entwickelt und DV-gestützte Techniken genutzt.

Hervorzuheben ist die enge Abstimmung bei der Bearbeitung der Geologischen und Bodenkundlichen Karte (GK50 und BK50, s. CAPELLE et al. 2003, in diesem Band). Informationen aus den bodenkundlichen Konzeptunterlagen werden, soweit sie das Ausgangsgestein betreffen, von den Geologen bewertet und in die GK50 eingearbeitet. Zu nennen ist das Wissen aus Bodenschätzung und forstlicher Standortkartierung zur Abgrenzung der Moore, Löss, Sandlöss, Geschiebelehme und der anthropogen veränderten Flächen. Die bodenkundlich relevanten Grenzen und Inhalte der GK50 werden anschließend 1:1 in die BK50 übernommen (BENNE et al. 2003).

Zur Gliederung des Reliefs werden die Tiefenbereiche, Kulminationsbereiche und die Hänge in vier Neigungsklassen dargestellt. Die Auswertung und Klassifikation basiert auf dem DGM50 von Niedersachsen und wurde speziell für den Maßstab 1 : 50.000 ausgewertet bzw. generalisiert. Insbesondere den Tiefenbereichen kommt somit eine gewisse Leitfunktion für die Ausweisung talgebundener Bodeneinheiten zu.

Aus den flächendeckend vorliegenden Unterlagen (Bodenschätzung, Forstliche Standortkartierung, BÜK50 etc.) werden thematische Auswertungskarten generiert (s. LANGNER et al. 2003, in diesem Band): Plaggenesch-, Schwarzerde-, Podsol-, Hydromorphie-merkmale, Tiefumbrüche, Aufträge, Abträge. Diese dienen nach Einarbeitung des Reliefs zur weiteren räumlichen bzw. inhaltlichen Differenzierung der Arealen.

Bodenkarten in den Maßstäben 1:5 000 bis 1: 50 000 liegen nur inselhaft vor. Sie werden verwendet, um die Beschreibung der Kartiereinheiten der BK50 zu überprüfen oder anzupassen (s. BENNE et al. 2003, in diesem Band).

Erstellung der Karte: Die Kartenserie der BK50 wird auf Grundlage von festen Regeln erstellt (vgl. Benne et al. 2003, in diesem Band). Mit den Regeln zur Kartenerstellung wird die landesweite Vergleichbarkeit in Bezug auf die Arealabgrenzung, die räumliche Auflösung und inhaltliche Beschreibung sichergestellt. Aus

diesem Grund wurden die Regeln zur Bearbeitung so genau wie möglich festgelegt. Die Grenzen aus der generalisierten geologischen Karte werden direkt und die BK50 übernommen und nur in Ausnahmen verändert. (s. BENNE et al. 2003, in diesem Band). Anschließend werden die weiteren Konzeptkarten eingearbeitet. Bei der Erstellung der Manuskriptkarte werden die Inhalte der Konzeptkarten auf Plausibilität und in ihrem räumlichen Kontext geprüft, mit anderen Informationen abgeglichen und generalisiert. Problemfälle werden im Gelände überprüft. Die Inhalte der Konzeptkarten werden über das Wirkungsgefüge gekennzeichnet (BENNE et al. 2003, in diesem Band). Die Beschreibung der Kartiereinheiten erfolgt durch Generallegendenprofile, die inhaltlich durch Auswertungen der Profil- und Labordatenbank abgestimmt wurden.

Nutzungsmöglichkeiten: Die BK50 wird digital im NIBIS® vorgehalten und ist damit vielseitig verwendbar (vgl. GEHRT et al. 2003, in diesem Band). Neben der Standardausgabe als Bodenkarte sind alle Methoden des NIBIS® auf die BK50 anwendbar. Eine Hauptanwendung sind Auswertungen für die Landschaftsrahmenplanung. Die BK50 liefert aber auch Hinweise für die kommunale Raumordnungsplanung, die Bodennutzung und den Bodenschutz. Die kurze Erstellungszeit garantiert, dass laufende Planungsverfahren mit Unterlagen vergleichbarer Qualität bedient werden. Bei Bedarf kann kurzfristig eine dem aktuellen Stand entsprechende Auswertung erzeugt und dem Kunden übergeben werden. Spezielle Nutzerwünsche können damit zeitnah erfüllt werden.

Durch die inhaltliche Überprüfung und Anpassung der Konzeptinformationen bei der Bearbeitung der BK50 (z.B. Geomorphographische Karte) sind unter Einbeziehung der BK50 auch die Bodenschätzungsdaten oder die Forstliche Standortkartierung besser interpretierbar. Somit werden auch großmaßstäbige Bodenkarten mittelfristig in besserer Qualität zur Verfügung stehen.

Ausblick: Die BK50 wird nach Fertigstellung nutzungsdifferenziert (Acker, Grünland und Forst). Dies geschieht im ersten Schritt durch die Merkmalsanpassung der Leitprofile. Mittelfristig ist eine nutzungsspezifische Auswertung der Konzeptunterlagen oder die Erhebung von Variabilitäts- und Qualitätsmaßen denkbar, um die Leitprofile und die Bodengesellschaften genauer zu beschreiben (nähere Angaben bei GEHRT et al. 2003, in diesem Band).

Empfehlungen für die Ableitung von Kennwerten des Stoff- und Wasserhaushalts für anthropogene Böden des Stuttgarter Raumes

Dorothea Stasch, Oliver Beck, Karl Stahr

1. Problemstellung/Zielsetzung

Die Ableitung von Kennwerten des Wasser- und Stoffhaushalts aus einfachen Bodenmerkmalen hat in der bodenkundlichen Arbeit eine langjährige Praxis. In städtisch-industriellen Ballungsräumen sind die Böden in vielfältiger Weise verändert worden, so dass die an natürlichen Böden erprobten Schätzverfahren nur teilweise zuverlässige Werte ergeben.

Ziel der vorliegenden Untersuchung war es zu prüfen, inwieweit die Schätzrahmen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) auch für anthropogene Böden realistische Werte ergeben. Zusätzlich wurden bereits vorhandene Regressionsberechnungen für die Schätzung von Wasserhaushaltskennwerten aus einfachen Bodenmerkmalen für Böden anthropogener Substrate, die überwiegend an sandig-schluffigen Böden des nord-/ostdeutschen Raumes geeicht wurden, auf ihre Anwendbarkeit für die mehr tonigen Böden des süddeutschen Raumes überprüft.

2. Methodik

Der Vergleich wurde an ca. 50 Bodenprofilen unterschiedlicher Nutzungstypen des Stuttgarter Raumes durchgeführt. Insgesamt konnten 217 chemisch und 90 physikalisch (Stechzylinder) analysierte Horizonte verglichen werden.

Die Feldkapazität wurde nach der Regressionsgleichung von HORN & TAUBNER (1996)

$FK = 65,51 - 15,31 * dB - 0,077 * Skt - 0,225 * S$ und die k_f -Werte nach der Formel $\ln(k_f) = 8,292 - 1,856 * dB + 0,038 * Skt - 0,071 * T$ berechnet.

3. Ergebnisse

Bei den nach KA4 abgeleiteten Werten für die **Feldkapazität** zeigen nur die Ackerböden mit einer durchschnittlichen Abweichung von 0,5 Vol.% ein besseres Ergebnis als die Regressionsberechnung. Bei allen anderen Standorten liegen die Regressionswerte im Messbereich bzw. deutlich näher an den gemessenen Werten (Tab. 1).

Tab. 1: Mittlere Abweichung vom Messwert (Vol.%) der geschätzten (KA4) und berechneten FK-Werte

Nutzungstyp	n	KA 4	Reg.wert
Wald	3	5,3	3,3
Acker	13	0,5	3,5
Weinberg	4	17,2	0,9
Park-/Grünfläche	19	13,2	2,3
Kleingarten	7	14,7	0,7
Einzelhaus	12	12,2	6,8
Blockbebauung	15	12,7	1,5
Dorfkern	4	13,1	3,5
Straße	1	10,8	4,5
Bahn	5	20,6	7,6
Militärkaserne	7	11,9	0,5
Gesamt	90	12,0	1,2

Gesättigte Wasserleitfähigkeit: Entsprechend den gemessenen extrem hohen k_f -Werten und großen Streubreiten sind die Übereinstimmungen zwischen Mess- und Schätzwerten nicht besonders hoch (Tab. 2). Die berechneten Werte zeigen eine bessere Übereinstimmung mit den Messwerten. Die Übereinstimmung ist hier um 10% höher, bei Einbeziehung einer tolerierbaren Abweichung von 1 Klasse fällt sie mit ca. 57% um 22% besser aus. Die Messwertabweichung um 3 Klassen ist von 41% auf 17% zurückgegangen. Insgesamt konnte die tolerierbare Übereinstimmung bei fast allen Nutzungstypen verdoppelt werden. Problematisch bleibt aber weiterhin, dass ca. 40% der Horizonte 2 Klassen und mehr von den Messwerten abweichen. Bei Horizonten aus überwiegend technogenen Substraten, wie z.B. Bahnböden, liegen die berechneten k_f -Werte in ähnlich extrem hohen Bereichen wie die Messwerte, bei Horizonten mit überwiegend natürlichen Bodensubstraten sind die berechneten Werte höher als die Schätzwerte nach der KA4, erreichen aber nicht in dem Umfang extrem hohe Bereiche wie die Messwerte.

Bei den geschätzten **Humusgehalten** liegen 38% in der gleichen Wertklasse wie die Messwerte, 42% weichen 1 Klasse ab (Tab. 3). Damit bewegen sich die Schätzwerte zu ca. 80% in der gleichen Klasse oder weichen 1 Klasse ab

Tab. 2: Übereinstimmung der kf-Messwerte und Regressionsberechnungen (Schätzwerte nach KA 4) nach Bewertungsklassen

Nutzungstyp	n	Schätzwertklasse im Vergleich zur Messwertklasse						
		≤3	≤2	≤1	=	≥1	≥2	≥3
Wald	3				2/1	1/2		
Acker	13			5/3	8/8	/2		
Weinberg	4			1	3	/1	/3	
Park-/Grünfläche	19			2	12/3	5/10	/6	
Kleingarten	7			1	4/1	2/3	/3	
Einzelhaus	12			/10	2/2	10		
Blockbebauung	15			5	9/2	1/8	/5	
Dorfkern	4				2/2	2/2		
Straße	1				1/1			
Bahn	5				3	1/2	1/2	
Militärkaserne	7			2	5/1	/4	/2	
Gesamt	90			16/13	51/18	22/35	1/23	

mit Tendenz zur Unterschätzung. Ca. 11% der Bodenhorizonte weichen 3 Klassen von der Messwertklasse ab, insbesondere die Böden der

Block- und Einzelhausbebauung und der Park- und Grünflächen

Tab. 3: Übereinstimmung/Abweichung der geschätzten Humusgehalte von der Messwertklasse

Nutzungstyp	n	Abweichung von Messwertklasse						
		≤3	≤2	≤1	=	≥1	≥2	≥3
Wald	10		1	4	5			
Acker	10			3	7			
Weinberg	10			1	7	1	1	
Park-/Grünfläche	24	1	4	6	7	6		
Kleingarten	11		2	4	3	2		
Friedhof	8			1	6	1		
Einzelhaus	32			4	14	10	2	2
Blockbebauung	43	3	5	10	11	8	5	1
Dorfkern	13		2	4	3	2	1	1
Straße	10		2	3	2	2	1	
Bahn	19	1	2	3	9	1	3	
Industrie	5			3	1	1		
Militärkaserne	22	1	1	7	6	3	3	1
Gesamt	217	6	19	53	81	37	16	5

4. Schlussfolgerungen/Empfehlungen

Bei der Herleitung der Feldkapazität empfiehlt es sich die Regressionsberechnung anzuwenden. Die Ableitung der gesättigten Wasserleitfähigkeit ist problematisch. Gegenüber den Schätzwerten der KA4 ist die Übereinstimmung bei der Regressionsberechnung jedoch besser. Die Schätzung des Humusgehaltes liefert in ca. 80% der Fälle noch tolerierbare Werte. Größere Fehleinschätzungen sind besonders bei Böden mit höheren Gehalten an technogenen Substraten zu erwarten. Hier ist nicht nur die natürliche Bodenart, sondern auch das natürliche Farbspektrum (Kohle, rote Ziegel, Mörtel) auf dessen

Grundlage die Schätzwerte geeicht sind, verändert.

5. Literatur

- HORN, R. & TAUBNER, H. (1996): Bewertung anthropogener Stadtböden. – Teilvorhaben 2: Quantifizierung des Wasser- und Lufthaushaltes in anthropogen und technogen geprägten Böden. – Schlussbericht zum BMBF-Verbundvorhaben, Kiel.
- STAHR, K., STASCH, D., BECK, O. (2003): Entwicklung von Bewertungssystemen für Bodenressourcen in Ballungsräumen. – Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde; Abschlussbericht BW-PLUS Projekt SB 99001.

Zur Bodenentwicklung anthropogen beeinflusster Niedermoore des Spreewalds

Björn Strohbach¹ und Winfried Riek^{1,2}

Problemstellung

Das Gewässernetz des Spreewaldes mit seinen vermoorten Niederungen ist seit dem 18. Jahrhundert immer stärker den Ansprüchen der Landnutzer angepasst worden. Nur im Kerngebiet sind naturnahe Niedlungswälder erhalten geblieben. Gegenwärtig regeln 12 Staustufen mit über 100 Stauwehren den Wasserstand im Spreewald. In der Konsequenz bedeutet dies, dass keine Auendynamik mehr gewährleistet werden kann und es durch Grundwasserabsenkungen und lang andauernde sommerliche Trockenphasen zu verstärkter Moormineralisierung kommt. Im vorliegenden Beitrag sollte zusätzlich zu den großräumigen Veränderungen die Wirkung kleinflächiger forstlicher Maßnahmen (Pflanz- und Pflegemaßnahmen, Rabattenkulturen; Holzernte) auf die Böden und den Wasserhaushalt untersucht werden.

Datengrundlage und Methoden

Die untersuchten Erlenbestände im Revier Schützenhaus liegen im Oberspreewald ca. 10 km westlich von Cottbus. Es wurden sechs Flächen ausgewählt, die sich nach der Art der Bestandesbegründung, dem Baumalter, der Artenzusammensetzung und dem Wasserhaushalt unterscheiden. Folgende Untersuchungen wurden im Sommer 2002 durchgeführt:

- physikalische und chemische Eigenschaften unterschiedlich bearbeiteter Böden
- Messung der Grabenwasserstände (14-tägig)
- Messung der Grund- und Stauwasserständen in den Flächen
- chemische Eigenschaften von Stau-, Grund- und Grabenwasser (an insgesamt 160 Wasserproben Messung von pH-Wert, Leitfähigkeit, K, Ca, Mg, Na, NH₄, Cl, NO₃, SO₄, Al, Mn, Fe, PO₄)
- Sauerstoffgehalte in Gräben und Beobachtungsrohren

¹ Landesforstanstalt Eberswalde, Alfred-Möller-Str. 1, D-16225 Eberswalde

² Fachhochschule Eberswalde Alfred-Möller-Str. 1, D-16225 Eberswalde

Großflächige Veränderungen des Wasserregimes

Großflächige Veränderungen des Wasserhaushalts im Oberspreewald führen schon seit ca. 1900 zu veränderten Grundwasserganglinien. Nach Vött (2001) sind drei Phasen zu unterscheiden. Mit dem Rückgang der Grubenwassereinleitungen seit 1990 ist die dritte Phase der Grundwasserentwicklung verbunden, die sich durch abrupte und besonders ausgeprägte Absenkungen auszeichnet. Die Entwicklung nach 1955 kann anhand der Grundwasserganglinie in Abb.1 nachvollzogen werden.

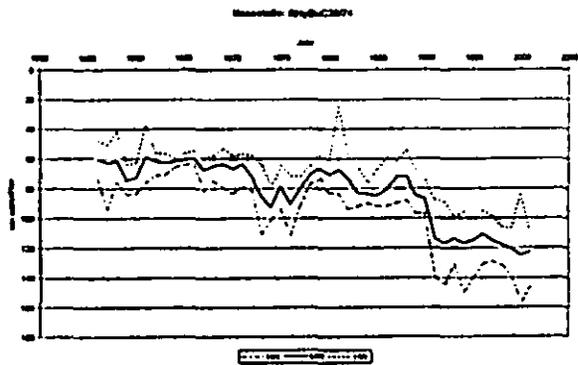


Abbildung 1: Grundwasserstände 1956-2001 (Messstelle 0703 des LUA, Schützenhaus)

Die Wasserstandsdynamik der Gräben im Untersuchungszeitraum zeigt, dass die gegenwärtig festgelegten Sommerstauziel von 50,40 m ü. NN (W54) zu überprüfen sind, um das Frühjahrshochwasser optimal in der Fläche zu halten und dadurch dem negativen Trend der Grundwasserstände entgegenzuwirken. Die gegenwärtigen Stauziele führen in Perioden mit geringen Zuflüssen, wie z.B. im Juli 2002, zu Wasserständen in den Flächen, die unter diesem Stauziel liegen und damit zur Austrocknung großer Teile der untersuchten Flächen (Abb.2).

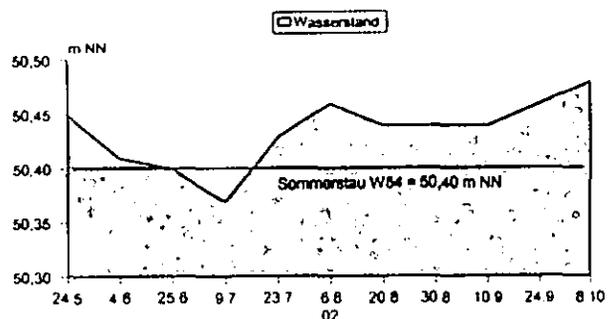


Abbildung 2: Niederschläge und Klimatische Wasserbilanz im Untersuchungszeitraum sowie Wasserstände im Hauptgraben

Ungewöhnlich ist die Wasserqualität der Vorfluter. Die äußerst hohen pH-Werte in Verbindung mit zeitweise sehr hohen Konzentrationen der Elemente K, Mg, Na und S lassen Einflüsse der braunkohleverarbeitenden Industrie vermuten. Der mit diesen Wässern in die Flächen gebrachte hohe Basenanteil kann die Umsetzung der organischen Substanz bei Austrocknung der Torfe beschleunigen.

Auswirkung der forstlichen Nutzung

Durch die Anlage von Rabattenpflanzungen werden die natürlichen Bodenschichtungen nachhaltig verändert. Der Wasserrückhalt der humosen Decksande ist deutlich geringer.

Vergleichende Wasserstandsmessungen im Grund-, Stau- und Oberflächenwasser machen deutlich, dass zwischen den Hauptgräben und dem Bodenwasser kein unmittelbarer Ausgleich erfolgt. Die Ursache wird in den geringen hydraulischen Leitfähigkeiten der Staukörper und Grabensohlen gesehen. Die einseitige Anbindung der Gräben oder deren Trennung vom Vorfluter bewirkt - auch in Zeiten hoher Wasserstände in den Vorflutern - ein Trockenfallen der Rabattengräben, längere Austrocknungsphasen in den Flächen und damit erhöhte Torfmineralisierungsraten.

Die stark zersetzten Torfe sind durch spezifische physikalische Eigenschaften gekennzeichnet. So liegen die hydraulischen Leitfähigkeiten teilweise in Größenordnungen wie sie für die Auentone ermittelt wurden. Die Überflutung als pedogener Faktor tritt aktuell hinter dem Einfluss des Grund- und Stauwassers zurück, so dass die Moortypen aufgrund der heutigen Wasserdynamik als Grund- und Stauwasserversumpfungsmoore anzusprechen sind. Stauwasser ist chemisch nicht mit dem Überflutungswasser vergleichbar. Die chemischen Eigenschaften des Stauwassers entsprechen denen des Wassers in den tiefen Rabattengräben. Sie werden gekennzeichnet durch äußerst niedrige Sauerstoffgehalte.

Der Vergleich zwischen den Messplätzen zeigt, dass die chemische Wasserbeschaffenheit unter anderem von der forstlichen Bewirtschaftungsintensität abhängig ist (Abb.3). So bewirkt die Anlage von Rabatten (Messplätze 2 und 4) gegenüber den nicht rabattierten Flächen (Messplätze 1 und 5) eine deutlich höhere Leitfähigkeit als integrieren-

dem Ausdruck von Mineralisierungsprozessen. Allerdings liegen diese bewirtschaftungsbedingten Unterschiede deutlich innerhalb der durch standörtliche Unterschiede bedingten Variabilität (Messplatz 3).

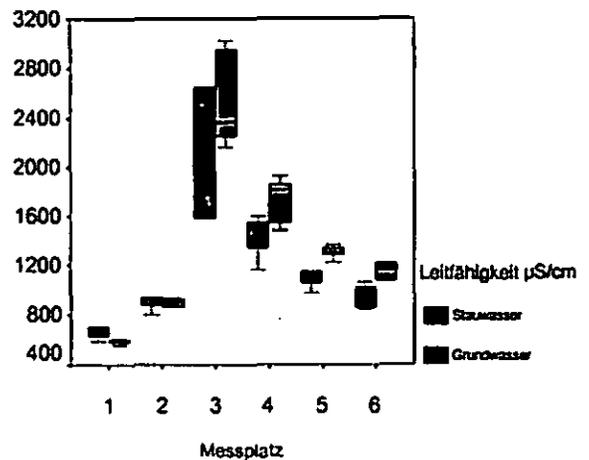


Abbildung 3: Leitfähigkeit im Grund- und Stauwasser der Untersuchungsflächen

Schlussfolgerungen

Zusammenfassend lassen sich anhand der gewonnenen Befunde aus bodenkundlicher Sicht folgende Empfehlungen aussprechen:

1. Schutz der Moore
 - Längerer Rückhalt des Frühjahrshochwassers in den Waldbeständen durch Anpassung der Stauziele
 - Flache statt tiefe Rabattengräben um eine schnellere Verlandung zu gewährleisten
 - Anbindung der Rabattengräben an die Vorfluter und wechselseitige Wasserregulierung
2. Verbesserung der Wasserqualität
 - Vermeidung von tiefen Rabattengräben (Fäulnis, Sauerstoffmangel)
 - Ursachenanalyse hinsichtlich der z.T. extrem ionenreichen, alkalischen Wässer der Vorfluter (Industrie)
3. Verbesserung der Wachstumsbedingungen
 - Anlage von Hügeln und Rabatten zur Belüftung des Wurzelraums und zum Schutz der Erlenkulturen vor Phytophthora-Infektion (insbesondere bei Realisierung der wechselseitigen Wasserregulierung; vgl. Pkt.1)
 - Abführen des sauerstoffarmen Stauwassers über flache Gräben
 - Förderung der entsprechend der Standortsbedingungen auftretenden Naturverjüngung von Edellaubhölzern

Magnetic Susceptibility of Soils in Poland

Z. Strzyszc and T. Magiera

Introduction

The development of heavy and power industry the 19th and 20th centuries has caused a degradation of the natural environment in many parts of the world. Industrial emissions of toxic substances have produced widespread soil contamination in some areas. Among the most dangerous for humans are heavy metals contained in industrial dusts and aerosols that have been emitted to the atmosphere, transported by winds and air currents, deposited on the soil surface. There are many areas in Poland where dust-fall exceeds value 100 gm^{-2} per year. Especially the southern Poland (mostly in the Silesian and Lower Silesian Provinces) is strongly influenced by local and transboundary dust emissions (Strzyszc 1989 1993, Strzyszc et al., 1996, Heller et al., 1998). The concentration of heavy metals can be a serious hazard in agricultural and especially in the forest areas where soil pH is usually much lower that may increase their mobility. At present, mapping of soil contamination is based only on laborious, time consuming and expensive geochemical methods. Scientists of various fields need an alternative method this is fast, inexpensive and accurate for assessing the state of soil contamination. One such method could be magnetic mapping based on the measurement of soil magnetic susceptibility. In many cases, the proper interpretation of the magnetic susceptibility distribution in study area could (1) substitute for direct chemical analysis of soil samples polluted by various heavy metals and (2) provide an easy means identifying the source(s) of contaminants.

Materials and Methods

The map of magnetic susceptibility of Poland was compiled on the base of 10 840 archival samples used before for geochemical prospecting (Lis, Pasieczna 1995). The average measurement network was $5 \times 5 \text{ km}$, but in industrial and urban areas the network was denser (even $2 \times 2 \text{ km}$). According to sampling procedure used by authors of Geochemical Atlas of Poland, in forest areas the uppermost layer (forest litter) was removed to make a better comparability between arable and forest areas. The susceptibility was measured using MS2B "Bartington" susceptibility meter in two frequencies 470 Hz and 4700 Hz.

Results

Distribution of topsoil magnetic susceptibility on the map of Poland (Fig. 1) suggests that observed anomalies are result of mostly anthropogenic pollution. The largest areas of magnetic anomalies as well as the highest values measured during the study are located in urban and industrial areas (Upper Silesia, Wałbrzych, Turoszów - "black triangle", Kraków, Gdańsk, Wrocław, Szczecin, Łódź, Częstochowa). The map illustrates the spreading of dust emissions produced by many branches of industry using the coal as a source of energy. Also the urban sources of emission, using the coal burning for heating, play an important role in producing the magnetic particles of anthropogenic origin. Statistical data given in Table 1 suggest the strong relationship between the magnetic susceptibility and land development. Sometimes the urban sources of magnetic topsoil anomaly are even more important than industrial. In areas of residential and compact urban development the average values of susceptibility are almost 3 times higher than in undeveloped or rural areas and even higher than in power plant zones (open areas close to large power plants). The magnetic particles emitted from high stocks of industrial plants are transported in longer distance from the source in contrary to these produces by urban sources, which are accumulated in topsoil close to emission sources. The role of so-called "low emission" is very often neglected. Thousands of small urban boilers and millions of home hearths contribute to the high dust pollution at urban sites. Construction of high smoke stacks and installation of more efficient electrofilters in modern power plants as well as partially elimination of environmentally harmful technologies in metallurgical and cement plants causes decreasing and spatial dispersion of emissions therefore the high anomalies close to the relatively new power plants as Połaniec, Koziernice and Konin was not observed on the map. This map is the illustration of many years' standing emission and deposition of magnetic particles, which are stable and resistant to chemical transformations in soil conditions.

The magnetic anomalies of natural origin connected with basaltic rock outcrop (Lower Silesia) and siderite or limonite ores (Ruda Malenicka - N from Kielce) are rather small in area. The wide but relatively low anomalies (the susceptibility usually not exceeds $100 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$) are observed in northern Poland (Lake Districts).

In many cases observed magnetic anomalies are in good agreement with geochemical anomalies (Lis, Pasieczna 1995), which have the anthropogenic origin and especially are connected with industrial

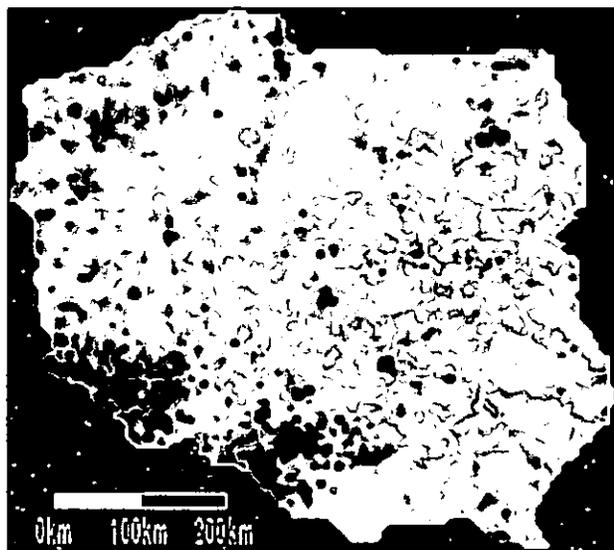


Figure 1. Map of magnetic susceptibility of Polish topsoil. Dark areas are indicated "hot spots".

and urban dust emission. The former study confirmed the fact that in areas influenced by industrial immissions where the susceptibility exceeding $50 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ the concentration of at least one heavy metal over the local background can be expected (Strzyszcz, Magiera, 2001). However in urban and industrial areas, where the annual dust-fall actually exceeds or exceeded in the past 100 g/m^2 , the correlation between magnetic susceptibility and heavy metal content is quite high (Heller et al., 1998).

Two kinds of relationship between the magnetic susceptibility and dust pollutants concentration in soil are observed. The first, direct relationship is connected with geochemical and mineralogical properties of fly ashes, where the first row transition elements - V, Cr, Mn, Co, Ni, Zn and Cu are mostly connected with magnetic mineral phases and occur usually in the form of substituted spinels $\text{Fe}_{3-x}\text{M}_x\text{O}_4$. The second, indirect relationship is a result of common emission sources for anthropogenic magnetic particles and many pollutants (including also organic pollutants). The magnetic particles can serve in this case as easily detected tracers of potentially contaminated sites.

Conclusions

The magnetic particles of anthropogenic origin can serve as an easily detected tracer of identification and delimitation of contaminated sites.

The analysis of magnetic susceptibility map of Polish topsoil reveals existing of many areas of magnetic "hot spots" closely connected with industrial and urban areas, mostly in southern and south-western Poland.

Magnetometry is a fast and cost-effective method of soil pollution screening, pointing out the magnetic "hot spots" as potential sources of soil pollution (mostly heavy metals). This method can be used as a complement and in some cases even as an alternative to geochemical methods.

References

- Heller F., Strzyszcz Z., Magiera T., 1998. Magnetic record of industrial pollution on forest soils of Upper Silesia (Poland). *Journal of Geophysical Researches*, vol. 103, no. B8, 17767 - 17774.
- Lis J., Pasieczna A., 1995. *Geochemical Atlas of Poland*. Państwowy Instytut Geologiczny. Warszawa.
- Strzyszcz Z., 1989. Ferromagnetic properties of forest soils being under influence of industrial pollution. *Air pollution and forest decline*. In Proc. 14th Int. Meeting for Specialist in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. IUFRO, Interlaken, 201-207.
- Strzyszcz Z., 1993. Magnetic susceptibility of soils in the area influenced by industrial emissions. In *Soil Monitoring*. Monte Verita (ed.) Birkhäuser Verlag, Basel, 255-269.
- Strzyszcz Z., Magiera T., Heller F., 1996: The influence of industrial immissions on the magnetic susceptibility of soils in Upper Silesia. *Studia geoph. et geod.* 40, 276-286.
- Strzyszcz Z., Magiera T., 2001. Chemical and mineralogical composition of some ferrimagnetic minerals occurring in industrial dusts and contaminated soils *Mitt. Deut. Boden. Ges.*, Bd. 96, H. 2, 697-698.

Table 1. Enrichment factor of magnetic susceptibility (χ) and selected heavy metals in relation to land development

Land use	χ	Cr	Cu	Ni	Sr	Pb	Zn
uninhabited areas	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
rural areas	1.20	1.25	1.50	1.67	1.66	1.17	1.52
residential areas	3.30	1.50	3.00	2.00	3.17	2.15	2.59
urban areas	4.45	1,75	3,50	2.30	3,83	2,92	3,48
power plant zones	2.61	1.25	1.25	1,67	2.17	2.08	2.10

Verteilungsmuster von Quecksilber und Zink in Auenböden des Saale-Elbe-Winkels

Thomas Swaton¹, Jörg Rinklebe²,
Hartmut Tanneberg³, Reinhold Jahn³

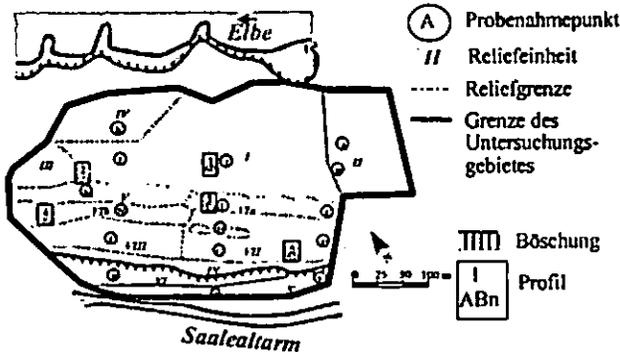
Auenböden im Überflutungsbereich von Saale und Elbe weisen häufig erhöhte Schwermetallkonzentrationen auf (Rinklebe et al., 1999, 2002; Rinklebe, 2003). Dabei sind insbesondere die Quecksilberkonzentrationen wegen ehemaliger Abwässereinleitungen der Chemieindustrie stark erhöht. (Anacker et al., 2003; Müller et al., 2003).

Das Ziel ist, die flächenhafte Verteilung von Quecksilber und Zink in Oberböden eines Gebietes in Abhängigkeit von der Lage zu Saale und Elbe, Bodenkennwerten und Reliefposition exemplarisch mittels geostatistischer Verfahren zu ermitteln, um potentielle Belastungszonen zukünftig genauer prognostizieren zu können.

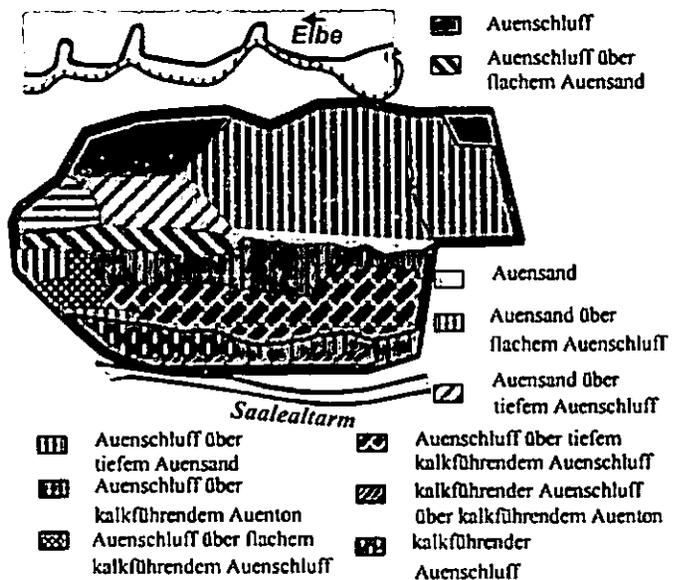
Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Naturschutzgebiet „Biberwerder“ im Biosphärenreservat Mittlere Elbe, im Mündungsbereich von Saale und Elbe, zwischen den Stromkilometern 290 und 291 (Swaton, 2001). Ein naturnaher Stieleichen-Ulmen-Hartholzauenwald beherrscht den Standort. Periodische Überschwemmungen von Elbe und Saale und bis zu 6 m variierende Grundwasserstände prägen das Wasserregime. Die mittlere Jahresschwankung der Temperatur liegt bei 18,5°C.

Das Gebiet gliedert sich in Niederterrasse, Überflutungsfläche und Saalealtarmbereich. Auf der Niederterrasse sind Vegen aus Auenlehmen über tiefen Auensanden, in den Flutrinnen Tschernitzen, Humusgleye und humusreiche Auengleye aus Auenschluffen und im Bereich des Saalealtarmes Naßgleye aus Auenschluffen ausgebildet (Swaton, 2001). Ähnliche Befunde eines nahegelegenen Gebietes dokumentieren Rinklebe et al. (2000).

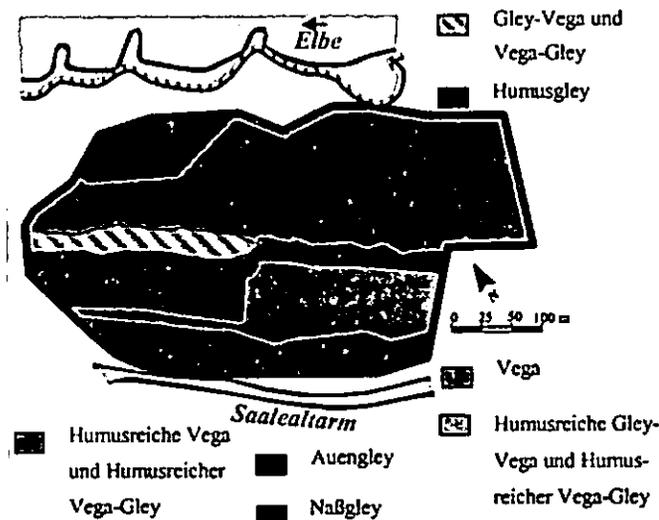
Karte der Probenahmepunkte



Substratkarte



Bodentypenkarte



Neben einer feldbodenkundlichen Kartierung (38 Bohrungen auf 1 m und 40 Bohrungen auf 2 m Tiefe) sind an 21 Oberbodenhorizonten (0 bis 5 cm) der pH-Wert (CaCl₂), der organische Kohlenstoffgehalt (C/N/S-Analyser, Vario EL Heraeus, Fa. Analytik Jena)(hier Corg = Ct), die Bodenart (Fingerprobe) sowie die Konzentrationen von Hg und Zn (Röntgenfluoreszenzanalyse) ermittelt worden.

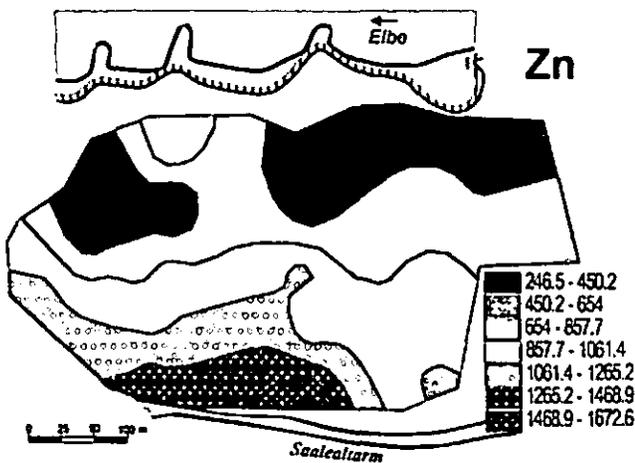
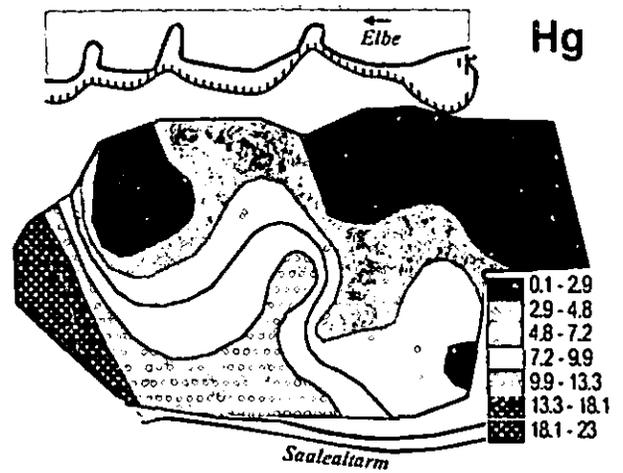
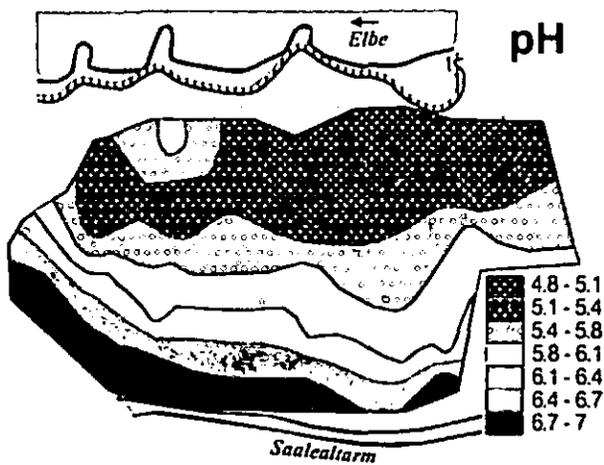
Die Interpolation des pH-Wertes, der Hg- und Zn-Konzentrationen erfolgte mit dem Programm SStoolbox 3.4 mit Hilfe des Ordinary Kriging.

¹ Neuenweg 7, 51429 Bergisch Gladbach; swaton.thomas@gmx.de

² UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig - Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/ Saale; jrinklebe@bdf.ufz.de

³ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle/Saale; tanneberg@landw.uni-halle.de; jahn@landw.uni-halle.de

Karten der Flächeninterpolation



Die Hg- und Zn-Verteilung folgt den jeweiligen morphologischen Reliefpositionen. Die Hg- und Zn-Konzentrationen sind auf der saalezugewandten Seite am höchsten (bis zu 1673 mg kg⁻¹ Zn und 23 mg kg⁻¹ Hg). Die Interpolationskarten zeigen für diese Bereiche Konzentrationen, die meist über jenen der höhergelegenen Niederterrasse liegen. Denn diese tiefliegenden Hohlformen weisen längere Überflutungszeiten und relativ ruhige Sedimentationsbedingungen auf.

Die Quecksilberkonzentrationen überschreiten die Maßnahmenwerte um bis zu Faktor 8 und die Zinkkonzentrationen die Vorsorgewerte der BBodSchV (1999) um bis zu Faktor 16. Niedrigere Gehalte sind auf der höher gelegenen Niederterrasse mit nur einer halb so hohen Konzentration an Zn und Hg zu finden.

Aus der interpolierten pH-Wert-Karte lässt sich die Verteilung von Sedimenten aus dem Saale-Einzugsgebiet ableiten. Denn Saalesedimente beinhalten Material des thüringischen Muschelkalkes sowie des mitteldeutschen carbonathaltigen Lößes, was eine pH-Anhebung bewirkt. Elbesedimente hingegen weisen einen vernachlässigbaren Kalkgehalt auf.

Gasförmige Hg-Freisetzungen werden als Gefährdungen angesehen. Außerdem können Hg und Zn durch Erosion an andere Standorte verlagert und dort akkumuliert werden. Eine potentielle Gefährdung wird durch hohe pH-Werte, hohe Ton- und Humusgehalte sowie hohe Pufferkapazitäten eingeschränkt.

Literatur

Anacker, U.; Gutteck, U.; Welker, M. (2003): Schadstoffbelastung in Hochwassersedimenten von Elbe und Mulde. In: Bodenschutz. Organ d. BVB. 3'03. Erich Schmidt Vlg.85-89.

BBodSchV - Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung mit Erläuterungen (1999): In: Holzwarth, F.; Radtke, H.; Hilger, B.; Bachmann, G. (2000) Bundes-Bodenschutzgesetz/ Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Handkommentar. 2. Aufl., Bodenschutz und Altlasten. Bd. 5. Erich Schmidt Verlag. 275-448.

Müller, A.; Zerling, L.; Hanisch, C. (2003): Geogene Schwermetallgehalte in Auen-sedimenten und -böden des Einzugsgebietes der Saale. Abh. der Sächsischen Akademie der Wissenschaften zu Leipzig. Bd. 59. Heft 6. 122 S.

Rinklebe, J. (2003): Schwermetalle und Arsen in Auenböden der Elbe - ihre Verbreitung, Mobilitäten, Bindungsformen und ihr Transfer in Nutzpflanzen. In: Tagungsband des Statusseminars des BMBF-Ad-hoc-Vereinbarung „Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Augusthochwasser 2002.“ 121-126.

Rinklebe, J.; Franke, C.; Heinrich, K.; Neumeister, H.; Neue, H.-U. (1999): Die Verteilung von Schwermetallen in Bodenprofilen von Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. Leipziger Geowissenschaften. 11. 129-138.

Rinklebe, J.; Helbach, C.; Franke, F.; Neue, H.-U. (2000): Großmaßstäbige Bodenformenkarte der Schöneberger Wiesen bei Steckby im Biosphärenreservat Mittlere Elbe. In: Bundesamt f. Naturschutz, Bonn (Hrsg.) Renaturierung von Bächen, Flüssen und Strömen. Angewandte Landschaftsökologie. 37. Bonn. Bad-Godesberg. 325-328.

Rinklebe, J.; Overesch, M.; Neue, H.-U. (2002): Mobilitäten und Bindungsformen von Schwermetallen in Auenböden der Elbe. In: Geller et al. (Hrsg.) Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag. 78-81.

Swaton, T. (2001): Böden, Schwermetallbelastung und Gefährdungspotential im NSG Biberwerder (Biosphärenreservat Mittlere Elbe). Diplomarbeit, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, 149 S.

Agrarflächen der Neuen Bundesländer im Standortvergleich auf der Grundlage der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK)

Autoren: J. Thiere¹⁾, J. Kiesel²⁾, L. Laacke³⁾, M. Lentz-Worobjew³⁾, L. Völker¹⁾

1. Zielstellung:

Die Agrarflächen der Neuen Bundesländer sollen nach bodennutzungs- und bodenschutzrelevanten Kartierungsinhalten der MMK beurteilt und verglichen werden. Genutzt werden standortregionaltypenbezogene Angaben zu Substrat-, Hydromorphie-, Hangneigungs- und Steinigkeitsverhältnissen.

2. Methodisches Vorgehen:

Für die Beurteilung der in unterschiedlichem Grade heterogenen chorischen Kartierungseinheiten werden das für die Auswertung der MMK eingeführte Flächentypenkonzept und die im Rahmen der „Vergleichsmethode Standort“ (VERMOST) entwickelten Beurteilungsalgorithmen angewendet. Die Datenbasen sind für GIS-gestützte Nutzungen aufbereitet und inhaltlich präzisiert. Mit den VERMOST-Programmen werden einzelne und verknüpfte Merkmale nach den Wertungshintergründen Anbaueignung und Bewirtschaftungseignung vorinterpretiert; dadurch wird eine agronomisch orientierte Informationsverdichtung erreicht.

3. Ergebnisse (Auswahl):

Die Auswahl der Ergebnisse wurde so getroffen, dass ausgehend von den primären Standortbedingungen wichtige Beurteilungsmerkmale als thematische Karten abgeleitet und ihre flächenmäßigen Verteilungen graphisch dargestellt wurden:

- Substratverhältnisse nach zusammengefassten Substratflächentypen bezogen auf geologische Substratherkünfte
- Hydromorphieverhältnisse nach zusammengefassten Hydromorphieflächentypen
- Pedotop-Gefügestil nach Hangneigungs-, Hydromorphie- und Substratverhältnissen
- Bodenbedingte Anbaueignung nach Substrat- und Hydromorphieverhältnissen
- Bewirtschaftungserschwerisse nach Hangneigungs- und Steinigkeitsverhältnissen
- Bodengruppen Düngung nach Substratflächentypen
- Nutzbare Feldkapazität in 0-10 dm Bodentiefe nach Substrat- und Hydromorphieflächentypen

4. Schlussbemerkungen:

- Mit dem erreichten Bearbeitungsstand der MMK-Nutzung sind vergleichbare Informationen gegeben, und zwar sowohl über Standortbedingungen, als auch über wichtige Standortbeurteilungen.
- Wesentlich ist, dass die GIS-gestützte Aufbereitung regionaldifferenzierte und regionenübergreifende Anwendungen ermöglicht.
- Methodische Erfahrungen und Ergebnisse für Landschaftsausschnitte mit naturräumlichem, nutzungsorientiertem und administrativem Flächenbezug liegen vor.
- Neue standortdifferenzierte Informationsanforderungen können auf der Grundlage der bisherigen Resultate effektiv realisiert werden.

Literatur:

- SCHINDLER, U.; THIERS, J.; MÜLLER, L.; ALTERMANN, M. (2002): Ableitung bodenhydrologischer Kennwerte für heterogene Flächeneinheiten Nordostdeutschlands auf Grundlage des Flächentypenkonzeptes zur Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK); Landnutzung und Landentwicklung 43, 262-268, Blackwell Verlag, Berlin
- SCHMIDT, R.; DIEMANN, R. et. al. (1974): Richtlinie für die Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung; AdL der DDR, Institut für Bodenkunde Eberswalde

Tabelle 1: Substratverhältnisse auf Agrarflächen der Neuen Bundesländer nach zusammengefassten Substratflächentypen der MMK und geologischen Substratherkünften (% LN)

Legendeneinheiten	MVP	BBG	SAN	SA	THU	NBL
DS1 - Sandbestimmte pleistozäne Substrate	17	35	15	2		17
DS2 - Sandbestimmte pleistozäne Substrate mit Tieflehm	22	24	2	2		12
DL1 - Tieflehm- oder lehmbestimmte pleistozäne Substrate mit Sand	17	6	10	2		8
DL2 - Lehmbestimmte pleistozäne Substrate mit Tieflehm oder Ton	27	9	4	1	0	10
DC1 - Lehmsandbestimmte pleistozäne Substrate mit Sandlöß und Sand		3	4	6	3	3
DC2 - Sandlößbestimmte pleistozäne Substrate		0	3	13	2	3
MO1 - Geringmächtige sandunterlagerte Torfsubstrate; teilweise mit Sanddecken	7	9	2	0	0	4
MO2 - Mächtige Torfsubstrate und Torf über Mudde; teilweise mit Lehmdecken	10	6	2	0	0	4
AL1 - Lehmsandbestimmte Auensubstrate	0	2	2	3	3	2
AL2 - Lehm- und tonbestimmte Auensubstrate	0	6	14	9	11	7
LÖ1 - Geringmächtiger Löß über Lockergestein			5	7	1	2
LÖ2 - Mächtiger Löß und teilweise Löß über Ton			27	21	22	12
LÖ3 - Geringmächtiger Löß über Festgestein			4	9	2	3
V1 - Berglehm und Bergton mit Löß oder Berglöß			3	9	13	4
V2 - Berglehmsandbestimmte Substrate; teilweise mit Schutt			0	2	12	2
V3 - Berglehm- und bergtonbestimmte Substrate; teilweise mit Schutt			2	13	31	7
K - Bergbauflächen, Kippen		0	1	1		0

ZALF e.V. Müncheberg, Eberswalder Str. 84,
15374 Müncheberg:

¹⁾ Institut für Bodenlandschaftsforschung

²⁾ Institut für Landschaftssystemanalyse

³⁾ Institut für Landschaftsinformationssysteme

Tabelle 2: Hydromorphieverhältnisse auf Agrarflächen der Neuen Bundesländer nach zusammengefassten Hydromorphieflächentypen der MMK (% LN)

Legendeneinheiten	MVP	BBG	SAN	SA	THU	NBL
VST 0 N - sickerwasserbestimmt	33	47	54	22	53	42
VST 1 SN - staunässebeeinflusst	20	3	3	27	24	14
VST 2 S - staunässebestimmt	8	2	7	33	5	10
VST 3 GS - staunässe- und grundwasserbestimmt; teilweise sickerwasserbest.	10	4	7	4	3	6
VST 4 GN - grundwasserbeeinflusst	5	4	4	3	12	5
VST 5 G - grundwasserbestimmt	24	40	25	11	3	23

Tabelle 3: Pedotop-Gefügestil auf Agrarflächen der Neuen Bundesländer nach Hangneigungs-, Hydromorphie- und Substratverhältnissen der MMK (% LN)

Legendeneinheiten	MVP	BBG	SAN	SA	THU	NBL
P - Plattengefüge	32	38	45	41	29	37
P/S - Kombination aus Plattengefüge und Senkengefüge	16	6	6	1	1	6
P/H - Kombination aus Plattengefüge und Hanggefüge	8	6	9	10	27	12
S - Senkengefüge	24	42	32	20	16	27
S/P - Kombination aus Senkengefüge und Plattengefüge	3	3	3	0	1	2
S/H - Kombination aus Senkengefüge und Hanggefüge	1	0	0	1	2	1
H - Hanggefüge	4	2	4	22	10	8
H/S - Kombination aus Hanggefüge und Senkengefüge	11	3	0	1	2	3
H/P - Kombination aus Hanggefüge und Plattengefüge	1	0	1	4	12	4

Tabelle 4: Hangneigungsverhältnisse auf Agrarflächen der Neuen Bundesländer nach Neigungsflächentypen der MMK (% LN)

Legendeneinheiten	MVP	BBG	SAN	SA	THU	NBL
VST 0:01 - eben	43	58	52	31	8	42
VST 1: 03 - flach	25	27	29	19	16	24
VST 2: 05 - flach mit mässig geneigten Anteilen	18	10	10	25	34	18
VST 3: 07 - flach mit stark geneigten Anteilen	6	2	2	5	7	4
VST 4: 09 - mässig geneigt mit stark geneigten Anteilen	5	2	5	15	21	8
VST 5: 11,13 - stark und sehr stark geneigt	3	1	2	5	14	4

Tabelle 5: Bodenbedingte Anbaueignung (AE) auf Agrarflächen der Neuen Bundesländer nach Substrat- und Hydromorphieverhältnissen der MMK (% LN)

Legendeneinheiten	MVP	BBG	SAN	SA	THU	NBL
VST 0 - AE sehr hoch: Weizen, Zuckerrüben, Kartoffeln - keine Anbaueinschränkung	28	13	45	21	21	26
VST 1 - AE hoch: Weizen, Zuckerrüben - mäßige Einschränkungen für Hackfrüchte	12	5	25	55	25	22
VST 2 - AE hoch: Weizen, Gerste - Hackfrüchte stark eingeschränkt	18	21	12	6	37	18
VST 3 - AE mäßig: Gerste, Kartoffeln - mäßig starke Einschränkungen für Weizen und Zuckerrüben	20	20	5	8	12	14
VST 4 - AE gering: Roggen, Kartoffeln	14	25	7	9	5	13
VST 5 - AE sehr gering: Roggen - keine Hackfrüchte	8	16	6	1	0	7

Tabelle 6: Nutzbare Feldkapazität (mm/m) für 0-10 dm Bodentiefe auf Agrarflächen der Neuen Bundesländer nach Standortinformationen der MMK (% LN)

Legendeneinheiten	MVP	BBG	SAN	SA	THU	NBL
VST 0 <=80mm/m - sehr gering	7	14	6	1		7
VST 1 >80 - 110mm/m - gering	7	11	2	6	8	7
VST 2 >110 - 140mm/m - mässig	38	32	13	15	28	25
VST 3 >140 - 170mm/m - hoch	23	16	17	28	24	21
VST 4 >170 - 200mm/m - sehr hoch	9	8	25	19	15	15
VST 5 >200mm/m - extrem hoch	16	19	37	31	25	25

Tabelle 7: Bewirtschaftungerschwernisse auf Agrarflächen der Neuen Bundesländer nach Neigungsflächentypen und Steinigkeit der MMK (% LN)

Legendeneinheiten	MVP	BBG	SAN	SA	THU	NBL
VST 0 - sehr leichte Bewirtschaftbarkeit	14	39	15	6		17
VST 1 - leichte Bewirtschaftbarkeit	21	24	49	27	21	29
VST 2 - mittlere Bewirtschaftbarkeit	40	25	25	36	35	31
VST 3 - mittel schwere Bewirtschaftbarkeit	15	9	4	9	8	9
VST 4 - schwere Bewirtschaftbarkeit	7	2	4	16	22	9
VST 5 - sehr schwere Bewirtschaftbarkeit	3	1	3	6	14	5

Tabelle 8: Umwidmungskategorien (UK) auf Agrarflächen der Neuen Bundesländer nach Substrat-, Hydromorphie- und Neigungsflächentypen der MMK (% LN)

Legendeneinheiten	MVP	BBG	SAN	SA	THU	NBL
UK1 - stark geneigt und schlechte bis mittlere Bodenqualität	5	3	0	2	11	4
UK2 - stark geneigt und gute Bodenqualität	8	3	9	24	30	13
UK3 - schlechte und geringe Bodenqualität	20	39	13	8	1	18
UK4 - mittlere Bodenqualität	17	19	5	8	6	12
UK5 - gute Bodenqualität mit schwerer Bearbeitbarkeit	18	21	10	6	17	15
UK6 - gute Bodenqualität	32	15	63	52	35	38

Evaluierung der „Landscape Function Analysis“ im klimatisch gemäßigten Australien unter besonderer Berücksichtigung des Infiltrations-Indexes

Jörg Ernst Tillmann¹⁾²⁾³⁾ & David Freudenberger³⁾

Einleitung

In Australien hat sich seit einigen Jahren die Landscape Function Analysis, LFA (TONGWAY 1994, TONGWAY & HINDLEY 1995) als praktikable Feld-Methode zur Beschreibung des Zustands von Böden der ariden und semi-ariden „Rangelands“ und der tropischen Grasländer Nord-Australiens durchgesetzt. Sie bietet die Möglichkeit eine an die Tragfähigkeit der Böden angepasste Landnutzungsintensität (insbes. Weidewirtschaft) zu etablieren bzw. ein Langzeit-Monitoring des Status von Böden durchzuführen. Die LFA wird vom Agrarministerium -Western Australia Dept. of Agriculture- als Standard-Methode zur Trendüberwachung der „Rangelands“ angewendet. Genauso verwendet die Bergbauindustrie die LFA als Standard- Methode bei der Erfolgsüberwachung von Rekultivierungs- bzw. Renaturierungsmaßnahmen auf ehemaligem Tagebaugelände.

Bei der LFA werden Parameter der Bodenoberfläche nach einem standardisierten Bewertungsschema entlang eines Transektes erfasst. Die bewerteten Parameter fließen spezifisch gewichtet in Indizes für a) die Infiltrabilität, b) den Erosionswiderstand und c) den Nährstoffstatus des Bodens ein. Diese 3 Indizes ermöglichen eine relative Einordnung des Bodens hinsichtlich seines Status (intakt vs. degradiert) und seiner Sensitivität gegenüber Landnutzungen genauso wie sie ein Monitoring des Zustandes des Bodens ermöglichen.

In dieser Studie wurde die LFA auf ihre Praktikabilität und Anwendbarkeit unter der speziellen Umweltbedingungen und Landnutzungs-Modalitäten Süd-Ost Australiens evaluiert.

Material und Methoden

Der Untersuchungsstandort befand sich in der „Wheat / Sheep-Farming Zone“ des klimatisch gemäßigten Süd-Osten Australiens.

Die LFA und ihre Evaluierung wurde hier in einem lichten Eucalypten-Wald durchgeführt. Dieser wies kleinpärzeliert ein Nebeneinander von durch Überweidung degradierten und sich erholenden Flächen auf. Bei der LFA werden entlang von 100 m langen Transekten Landschaftsuntereinheiten wie vegetationslose Bereiche, begraste Ebenen (runon-

onslose Bereiche, begraste Ebenen (runon-Bereich), begraster Hang (runoff-Bereich) Bereiche im Kronenumfeld von Eucalypten (*Eucalyptus melliodora*, *E. microcarpa*) und von Kiefern (*Callitris glaucophylla*) erfasst und dort jeweils die folgenden Parameter der Bodenoberfläche aufgenommen und gewichtet:

- a) Bedeckungsgrad (insb. perennierende Pflanzen, Steine u.ä.);
- b) Streuauflage;
- c) Bedeckungsgrad mit Kryptogamen;
- d) Verkrustungs-Zustand;
- e) Erosionsanzeichen;
- f) Erosionsablagerungen;
- g) Mikrotopographie;
- h) mechan. Belastbarkeit;
- i) Aggregatstabilität.

Die LFA wurde an verschiedenen Standorten des Gebietes durchgeführt und die räumlich diskreten Indizes für die Infiltrabilität, den Nährstoffstatus und die Erosionsstabilität über die Messung der tatsächlichen Infiltrationsleistung des Bodens mittels Disc-Permeameter nach PERROUX & WHITE (1988), die Analyse der C, S, N Gehalte in 5 Schichten der oberen 10 cm des Bodens (Verbrennungsmethode nach Dumas mittels LECO CNS Analyser) bzw. über Bodenrespirationmessungen mittels CO₂-Absorberfalle nach CHAPMAN bewertet.

Ergebnisse

Exemplarisch ist in Abb. 1 der mittlere LFA Infiltrations-Index der gemessenen mittleren Infiltrationsrate gegenübergestellt. Der höchste Infiltrations-Index wurde unter Eucalypten ermittelt; gefolgt von den Bereichen unter Kiefern, den begrastten Ebenen und den begrastten Hängen – den niedrigsten Infiltrations-Index erhielten die vegetationslosen, degradierten Bereiche. Die gemessenen Infiltrationsraten zeigten einen ähnlichen Trend mit Ausnahme der Bereiche unter Eucalypten, wo die Infiltrationsrate vergleichsweise niedrig war.

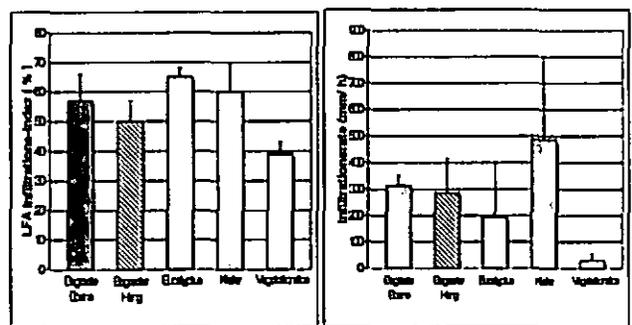


Abb. 1: Vergleich von LFA Infiltrations-Index mit der Infiltrationsrate (mit einseitiger Standardabweichung)

¹⁾ Ökologiezentrum, Fachabteilung Landschaftsökologie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel
Email: juellmann@ecology.uni-kiel.de

²⁾ Institut für Grünlandwirtschaft und Futterbau, Justus-Liebig-Universität Gießen; Ludwigstr. 23; 35390 Gießen

³⁾ CSIRO Sustainable Ecosystems, GPO Box 284, Canberra City ACT 2601, Australien

Die mittleren Nährstoff-Status Indizes exemplarisch im Vergleich zu den mittleren N-Konzentrationen des Oberbodens entsprechender Landschaftsuntereinheiten sind in Abbildung 2 dargestellt. Das höchste Nährstoff-Level wurde mittels LFA für die Bereiche unter Bäumen errechnet - den niedrigsten LFA Nährstoff-Index erhielten die vegetationslosen Flächen; eine Zwischenstellung nehmen die begrasteten „Runoff-“ und „Runon-“, Flächen ein. Ein ähnlicher Trend wurde bei den labortechnisch ermittelten N-Gehalten für die entsprechenden Landschaftsuntereinheiten bestimmt. Der Korrelations-Koeffizient (Pearson) zwischen dem LFA Nährstoff-Index und den gemessenen N-Gehalten liegt bei $r = 0,8$.

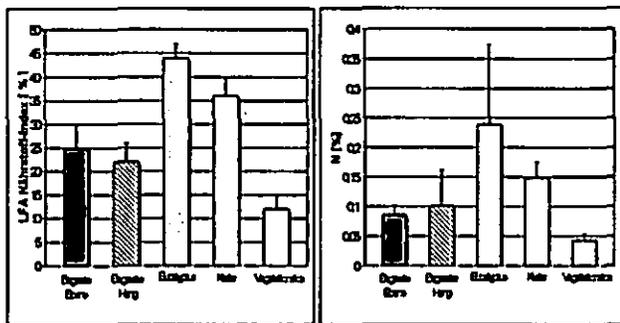


Abb.2: Vergleich des LFA Nährstoff-Status Indizes mit den N-Gehalten im Oberboden (mit einseitiger Standardabweichung)

Diskussion

Das vergleichsweise hohe Niveau der gemessenen Infiltrationsraten findet seine Ursache in der hochgradig sandigen Textur der untersuchten Böden und in der relativ geringen Bodenfeuchte zum Zeitpunkt der Messungen (TILLMANN & FREUDENBERGER 2001).

Die kleinräumig hohe Variabilität der Infiltrationsraten innerhalb der verschiedenen Landschaftsuntereinheiten, ausgenommen der vegetationslosen Bereiche, stellen die Bedeutung der heterogenen Verteilung biogener Makroporen heraus. Offensichtlich spielen Makroporen bedingt durch die geringere Bioaktivität in den vegetationslosen Bereichen eine untergeordnete Rolle für die Infiltrationsleistung des Bodens. YATES ET AL. (2000) wiesen in ihrer Untersuchung in Süd-West Australien ebenfalls niedrigere Infiltrationsraten innerhalb überweideter, vegetationsarmer Flächen im Vergleich zu unbeweideten Flächen nach, was sie auf die geringere Makroporendichte zurückführen.

Der LFA Infiltrations-Index stellte einen guten Indikator für die tatsächliche Infiltrationsleistung des Bodens dar. Lediglich unter Eucalypten war die gemessene Infiltrationsrate wesentlich geringer als die durch den LFA-Infiltrations-Index indizierte relative Infiltrationsleistung. Die vergleichsweise mächtige Laubstreuauflage unter Eucalypten stellt eine hydrophobe Abdichtung des Oberbodens dar. Eine vergleichbare Streuauflage kommt unter Kiefern nicht vor, was die relativ hohe Infiltrationsrate in ihrem

Einflussbereich erklärt. Die Methodik der Landscape Function Analysis müsste für den besonderen Fall der Bereiche unter Eucalypten adjustiert werden.

Der Nährstoff-Status Index findet eine gute Übereinstimmung mit den analysierten N-Gehalten des Oberbodens. Der Nährstoff-Status Index und die N-Konzentrationen waren sowohl unter Eucalypten als auch unter Kiefern vergleichsweise hoch. Die Ursache dafür liegt in dem hohen Streu-Input durch die Bäume und häufig auch in dem vermehrten Anfall von Dung durch Weidetiere, die den Schatten der Baumkronen gerne als Ruheplatz nutzen. Aktuelle (nicht publizierte) Untersuchungen ergaben, dass C- und S-Gehalte des Oberbodens genauso wie Messungen der Boden-Respiration gute Übereinstimmungen mit dem Nährstoff-Status Index zeigen.

Diese einleitenden Untersuchungen zeigen, dass die Landscape Function Analysis, bei der mit Hilfe von 11 Parametern der Bodenoberfläche Indizes für die Infiltrationsleistung, den Nährstoff-Status und den Erosionswiderstand bestimmt werden, ein gutes Potential hat, schnell und unkompliziert den Zustand der Weidelandschaften Süd-Ost Australiens zu bewerten. Diese Methodik stellt ein nützliches Instrument zur Optimierung der Landnutzungs-Intensität in Anpassung an die Tragfähigkeit der Böden und zur Überwachung des Zustands von Böden dar.

Literatur

- PERROUX, K.M. & I. WHITE, 1988: Designs for disk permeameters. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 52, 1205-1215.
- TILLMANN, J.E. & D. FREUDENBERGER, 2001: Landscape Function Analysis: A monitoring tool for grassy woodland landscapes. *Grassland Science in Europe* 6, 342-344.
- TONGWAY, D.J., 1994: Rangeland Soil Condition Assessment Manual. CSIRO Publishing, Melbourne
- TONGWAY, D.J. & N. HINDLEY, 1995: Manual for Assessment of Soil Condition of Tropical Grasslands. CSIRO Wildlife & Ecology, Canberra.
- CHAPMAN, S.B., 1971: A simple conductimetric soil respirometer for field use. *Oikos* 22, 348-353.
- YATES, C.J., D.A. NORTON & R.J. HOBBS, 2000: Grazing Effects on Plant Cover, Soil and Microclimate in fragmented Woodlands in south-western Australia: Implications for Restoration. *Austral Ecol.* 25, 36-47.

Kriterien zu Schutz und Bewertung von Plaggeneschen und historischen Kultosolen

von
Eva Tolksdorf-Lienemann^{*)}

Zusammenfassung: Aus der Untersuchung von Plaggeneschen und weiteren Kultosolen historischer Genese werden P-Gesamtgehalte, Phytoopalgehalte, spezifische Merkmale in Profil- und Horizontmorphologie sowie das Vorhandensein diagnostischer Fremdmaterialien als Kriterien für die Bewertung und den Schutz von Böden mit besonderer Archivfunktion abgeleitet.

Einleitung: Neben Plaggeneschen werden weitere Kultosole historischer Genese verschiedener Altersstellung, Entstehungsweise und regionaler Verbreitung beschrieben. Dazu gehören etwa die im Elbe-Weser-Dreieck verbreitet vor-kommenden hochmittelalterlichen Rigo-Kultosole mit Auftrag sowie die früh- bis hochmittelalterlichen Wölbäcker (Lienemann 1989), Böden historischer Siedlungsplätze und archäologischer Fundstätten (Harnecker & Tolksdorf-Lienemann 2003) oder Böden eisenzeitlicher Flursysteme vom Typ „Celtic field“ (Gebhardt 1976). In bodenschützerischer Hinsicht sind dies Böden mit besonderer Archivfunktion für Natur- und Kulturgeschichte.

Für Archäologie und Siedlungsforschung ist nicht die Archivfunktion sondern der Archivwert des Bodens, d.h. seine Leistungsfähigkeit für die Erhaltung von Fundgegenständen und Befunden, die Rekonstruktion historischer Landschaften oder die Lokalisierung und den Verlauf geschichtlicher Ereignisse bedeutsam. Er entscheidet über die archäologische Bedeutung und Nutzung sowie den denkmalpflegerischen Status von Böden und muß durch Kriterien zu definieren sein.

Der Archivwert historischer Kultosol für die Archäologie bestimmt sich durch Merkmale, die „finger-prints“ der anthropogenen Genese, der Art und Intensität der anthropogenen Überformung und des Alters sind.

Ergebnisse: Als geeignete Merkmale sind anzusehen und beschrieben:

Profil- und Horizontmorphologie

- Erhaltungsgrad von Oberflächen und Profilen
- Art, Ausprägung, Abfolge von Horizonten
- Spuren historischer Bearbeitung (s. Abb. 1)



Abb. 1: Hakenflugspuren

Mineralbestand

- Gehalte und Tiefenfunktion von Phytoopalen (u.a. nach Drees et al. 1989)

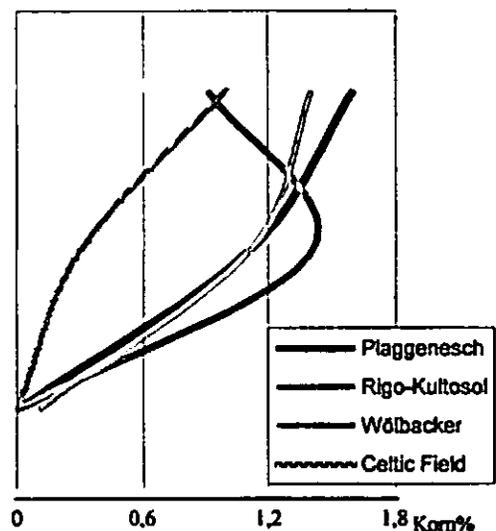


Abb. 2: Gehalte und Tiefenfunktionen von Phytoopalen (gU-Fraktion) in historischen Kultosolen

Stoffbestand

- Phosphat (erstmalig nach Arrhenius 1931)
Gehalte und Tiefenfunktion in Profilen (s. Abb. 3)
Gehalte und Flächenfunktion

^{*)} Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
Fakultät V- Institut für Biologie und
Umweltwissenschaften
AG Bodenkunde

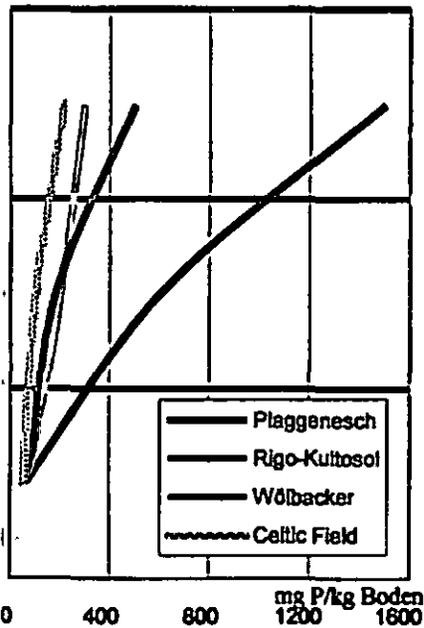


Abb. 3: Gehalte und Tiefenfunktionen von P in historischen Kultosolen

Stoffbestand

-diagnostische Fremdmaterialien wie Keramik, bearbeitetes Steinmaterial, Münzen, Knochen, Holzkohle, pflanzliche Makroreste (u.a. nach Kokabi 1998, Krause 1998, Küster 1998)

Diskussion: Auch wenn anhand der genannten Merkmale der archäologische Archivwert historischer Kultosole gekennzeichnet werden kann, bleibt zu diskutieren, ob eine Übertragung und Anwendung zur Definition und Bewertung der Archivfunktion von Böden sinnvoll erscheint.

Von den im Bundesbodenschutzgesetz genannten Bodenfunktionen sind alle, außer der Archivfunktion, quantifizierbar. Allein die Archivfunktion wird bisher rein qualitativ bewertet.

Darüber hinaus erfolgt der Schutz von "Archivböden" nach dem zwar messbaren, aber nicht unproblematischen Kriterium „Seltenheit“. Das üblicherweise herangezogene, offizielle Kartenmaterial läßt ausschließlich eine Bewertung der räumlichen Verteilung von Plaggeneschen zu. Andere historische Kultosole werden bisher nicht klassifiziert und kartiert.

Als weiteres Votum für eine Definition von Bewertungskriterien zum Schutz von Böden mit Archivfunktion sind die Schlussfolgerungen von Zeitz & Bräunig (2001), die eine Definition von Bewertungskriterien nahe legen, einzuschätzen.

Zusammenfassung: Aufgrund der Erfahrung aus der Bewertung von Plaggeneschen und anderen historischen Kultosolen für Archäologie und Siedlungsforschung werden als Kriterien zu Bewertung und Schutz von Böden mit besonderer Archivfunktion vorgeschlagen:

- P-Gesamtgehalte (Signifikanz ≥ 250 mg P/kg Boden in kalkfreien, sandigen Substraten)
- typische Merkmale der Anthrogenese in Profil- und Horizontmorphologie
- Phytoopalgehalte (Signifikanz $\geq 0,75$ Korn% in der gU-Fraktion)
- Anteil und Art diagnostischer Fremdmaterialien

Literatur:

- Arrhenius, O., 1931: Die Bodenanalyse im Dienste der Archäologie. Zeitschr. Pflanzenern., Düng., Bodenk. 10. 427-440
- Drees, L. R., Wilding, L., P., Smeck, N., E. & Senkayi, A., L., 1989: Silica in Soils. In: Dixon, J.B. & Weed, S., B.: Minerals in Soil Environments. SSA, Madison, Wisconsin, USA.
- Gebhardt H., 1976: bodenkundliche Untersuchung der eisenzeitlichen Ackerfluren – Typ „Celtic field“ – von Flögeln-Haselhorn, Kr. Wesermünde. In: Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet. Bd. 11. Lax, Hildesheim.91-102.
- Harnecker, J. & Tolksdorf-Lienemann, E., 2003: Sondierungen in der Kalkrieser-Niewedder Senke. Archäologie und Bodenkunde. Germania. Im Druck.
- Kokabi, M., 1998: Osteologie. In: Biehl, J. & Klonk, D. (Hrsg.): Handbuch der Grabungstechnik. Stuttgart. Kap. 6.3..
- Krause, R., 1998: Formenkunde. In: Biehl, J. & Klonk, D. (Hrsg.): Handbuch der Grabungstechnik. Stuttgart. Kap. 10.1-10.2..
- Küster, H., 1998: Arbeitsweise und Aussage-möglichkeiten von Vegetationsgeschichte und Archäobotanik, Erkennen von aussagekräftigem Fundgut. In: Biehl, J. & Klonk, D. (Hrsg.): Handbuch der Grabungstechnik. Stuttgart. Kap. 6.1..
- Lienemann, J., 1989: Anthropogene Böden Nordwestdeutschlands in ihrer Beziehung zu historischen Bodennutzungssystemen. In: Probleme der Küstenforschung im südlichen Nordseegebiet. Bd. 17. Lax, Hildesheim.77-122.

Bodenschätzungsparameter im Kontext zu funktionsbezogenen Kriterien des landwirtschaftlichen Bodenschutzes

Hans-Jürgen Ulonska 1)

Ausgangssituation und Zielstellung

Mineralische Bodenarten besitzen nach KRETSCHMER (1997) neben anderen Parametern wie z. B. Humusgehalt (vgl. dazu u. a.: HARRACH, 2003 und HARTMANN et al., 2001) bei der bundeseinheitlichen Profilaufnahme von Musterstücken der amtlichen Bodenschätzung (2000) – als Bestandteil natürlicher Bodenfunktionen nach JESSEL et al. (2001) – für die Ableitung teilfunktionsbezogener Kriterien z. B. für das nichtpflanzenverfügbare Wasser (Totwasser) grundsätzliche Bedeutung. Anliegen der Untersuchungen war es, die Bodenart als eindeutig nachvollzieh- und übertragbaren bzw. allgemein verwendbaren und vollzugstauglichen Parameter gemäß KRETSCHMER et al. (2003) und ULONSKA et KRETSCHMER (2001) im landwirtschaftlichen Bodenschutz herauszustellen.

Material und Methoden

Auf der Suche nach bundeseinheitlichen und vergleichbaren Primärdaten ist bei der Nutzungsteilfunktion „Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung“ gemäß Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG) (1998), §2, Abs. 2, Nr. 3, Buchstabe c, angesetzt worden. Anschließend wurden auf Basis, der von ULONSKA (2002a) vorgenommenen Vergleiche verschiedener deutscher Bodenartenklassifizierungen, Daten von Körnungsanalysen aus Thüringer Böden ausgewählt und regressionsanalytisch untersucht. Aus diesem Datenpool wiederum wurden nur solche Werte genutzt, die über das Abschlämmbare (A) nach KOPECKY mit einem Äquivalentdurchmesser kleiner 0,01 mm, über festgelegte Fraktionsgrenzen für Ton (T), Feinschluff (fU) und eines Anteiles des Mittelschluffes (mU1) labormäßig bestimmt wurden, um vergleichbare Ausgangsbedingungen herzustellen. Für die aus Saugspannung und Porengröße abgeleiteten Wasserbindungsformen gilt die Übersicht von PÄLCHEN et al. (1996) auf S. 296.

Ergebnisse

Auf Basis der von ULONSKA et KRETSCHMER (2001) erstmals definierten Hauptbodenarten und ausgewählten Entstehungsarten aus der Bodenschätzung, wurden Trendlinien bestimmter Wassergehalte für das Totwasser regional auf Messtischblattbasis ermittelt (vgl. Grafik). Die ermittelten Wassergehalte für das Totwasser zeigen, dass eine hochsignifikante Abhängigkeit zwischen diesen und Kornfraktionsanteilen des Tones auf Standorten der Entstehungsart V/Vg für die Bodenart lehmiger Ton (IT) und Ton (T) innerhalb der definierten Hauptbodenart Ton (T) bestehen. Auffällig auch der hohe Korrelationskoeffizient von 0,9173. Die hier zwar nicht verwendeten aber vergleich- und ableitbaren Bodenarten aus den 4131 Musterstücken der amtlichen Bodenschätzung (2000), repräsentieren gemäß der Bodernutzungserhebung vom Mai 2002 z. B. in Thüringen mit etwa 800.000 ha LF über 49% der Gesamtfläche dieses Bundeslandes. Die in der Grafik regressionsanalytisch ermittelten Wassergehalte sind zu den acht Bodenarten aus der amtlichen Bodenschätzung bundesweit einheitlich vergleichbar. Die von ULONSKA (2002b) modifizierten acht Bodenarten und daraus entwickelten drei Hauptbodenarten sind nicht problemlos auf die verschiedenen Bodenarteneinteilungen und zu berechnenden Kriterien (z. B. Feldkapazität, FK oder Totwasser) bei PÄLCHEN et al. (1996) übertragbar.

Hierzu wird auf die bei PÄLCHEN et al. (1996) genannten Umsetzungsprogramme verwiesen. Abschließend wurden zusätzlich noch zwei Bodenteilfunktionen der Bodenfunktion „Archiv der Natur- und Kulturgeschichte“ gemäß BBodSchG (1998), §2, Abs. 2, Nr. 2, Kriterien mit Parametern - einschließlich der Methodik - für Thüringen in der Übersicht zugeordnet.

Schlussfolgerungen

Klassifizierungssysteme mineralischer Bodenarten werden derzeit auf verschiedenen administrativen Zuständigkeitsebenen im Vollzug verwendet. Das ausgewählte bodenkundliche Kriterium Totwasser ist z. B. indirekt über die Bodenarten IT und T ermittelbar. Die zur Bodenschätzung kongruenten acht Bodenarten und die daraus abgeleiteten drei Hauptbodenarten werden über einheitlich klassifizierte Anteile der Korngrößenfraktionen Sand, Schluff und Ton, sowie als Kontrollelement das Abschlämmbare in gestörten und ungestörten Lagen, als mineralische Teilchen von Böden gemäß ISO (2002) im kulturtechnischen Sinne definiert. Dem von den Europäischen Gemeinschaften vorgegebenen Begriff der „guten landwirtschaftlichen Praxis“ als Kriterium zur Kennzeichnung der Bodenteilfunktion „landwirtschaftliche Nutzung“, kann sich somit bundeseinheitlich über Parameter (Primärdaten) aus der amtlichen deutschen Bodenschätzung (z. B. Bodenarten) mit überprüfbar Standards des landwirtschaftlichen Bodenschutzes genähert werden. Der vorliegende Stichprobenumfang von n= 34 in der Grafik wird für Korrelationen aus Korngrößenfraktionen oder Summen aus diesen als ausreichend angesehen, um zu allgemeingültigen, statistisch reproduzierbaren, transparenten und abgesicherten bzw. zugleich vollzugsrelevanten Ergebnissen zu gelangen; vgl. dazu u. a.: MIEHLICH et al. (2003). Ein Vergleich der hier ermittelten Bodenwassergehalte zu denen in den Tabellen 55 und 56 bei PÄLCHEN et al. (1996) oder den Bodenerodierbarkeitsfaktor K (vgl. dazu u. a.: ERHARD et al., 2002) ist auf Grund unterschiedlicher Kornklassifizierungen nicht gegeben. Über die Kriterien Bodendenkmale und Archäologische Schutzgebiete werden Anknüpfungspunkte zu den Nutzungsformen Acker- und Grünland über die acht mineralischen Bodenarten aufgezeigt, um in Böden z. B. Altersdatierungen einengen bzw. vergleichbar machen zu können.

Quellenverzeichnis

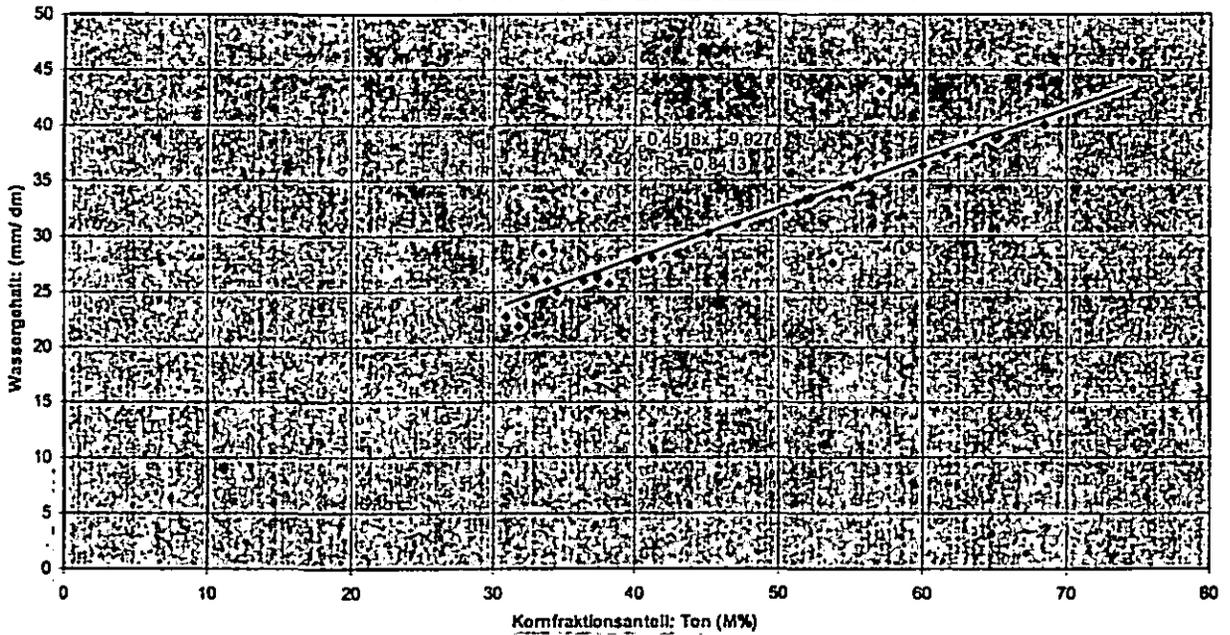
ERHARD, M.; EVERINK, C.; JULIUS, C. et KREINS, P. (2002): Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung. In: Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 2007/1247 UBA FB 000341. HARRACH, T. (2003): Standortkundliche Bodenbeurteilungen und Ansätze zur behutsamen Reform der Bodenschätzung. Fachtagung der Bodenspezialisten des Bundesländer am 10. 06. 2003, Bernburg (Vortrag). HARTMANN, K.- J.; GRABE, M.; KLEBER, M. et JAHN, R. (2001): Organische Kohlenstoffgehalte der Bodenregionen des Tieflandes im Land Sachsen- Anhalt. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Gesellschaft 96/1. JESSEL, B.; KNOTHE, D. et GELDMACHER, K. (2001): Bewertung von Bodenfunktionen für die Planungspraxis. Bodenschutz 6/4, Erich Schmidt Verlag, Berlin. KRETSCHMER, H. (1997): Körnung und Konsistenz. In: BLUME, H.- P. et al. (Hrsg.): Handbuch der Bodenkunde, ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg/ Lech. KRETSCHMER, H.; KAHLE, P. et ULONSKA, H.- J. (2003): Die Kornverteilungskurve eines Bodens als Grundkriterium für die Ableitung von Bodenarten nach verschiedenen Klassifikationssystemen. Landnutzung und Landentwicklung 1, Blackwell Verlag, Berlin. MIEHLICH, G.; HOCHFELD, B.; GRÖNGRÖFT, A. et KNEIB, W. (2003): Bodenmaßstäbe in der Bauleitplanung. FAULSTICH, M. et al. (Hrsg.): Wasser & Boden, 55/ 7+8, Berlin. PÄLCHEN, D.; FINNERN, H.; GROTTENTHALER, W.; KÖHN, D.; SCHRAPS, W.- G. et SPONAGEL, H. (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4.

1) c/o Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt; Beethovenplatz 3; 99096 Erfurt

verbesserte und erweiterte Auflage berichtigter Nachdruck, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
 ULONSKA, H.- J. (2002a): Abgleich von Körnungsarten in aktuelle Nomenklatur. Blackwell Wissenschafts- Verlag (Hrsg.): Wasser & Boden, 54/ 1+2, Berlin. ULONSKA, H.- J. (2002b): Beitrag zur Erfassung von Primärdaten aus der Bodenschätzung für Kennzeichnungen des oberflächennahen Bodenwasserregimes. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Gesellschaft 99. ULONSKA, H.- J. et KRETSCHMER, H. (2001) Bodenartenklassifizierungen – Bestandsaufnahme, Vergleich und Alternativen. In: ECKSTÄDT, H. (Hrsg.): Rostocker Agrar- und Umweltwissenschaftliche Beiträge. 9, Rostock.

WITTMANN, O.; ALTERMANN, M. et KÜHN, D. (1992): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Gesellschaft 86/L. Gesetz zum Schutz des Bodens (1998). In: Bundesgesetzblatt Jahrgang 1998 Teil I Nr. 16, ausgegeben zu Bonn am 24. März 1998. Thüringer Denkmalschutzgesetz (ThDSchG) (1992): In: GVBl., Nr. 1. Internationale Normenorganisation (ISO) in ISO 1107 vom 1. August 1996. zit. In: Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuß sowie an den Ausschuß der Regionen: Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie (2002). In: KOM (2002) 179 endgültig Kommission der Europäischen Gemeinschaften, den 16. 4. 2002, Brüssel, S. 7.

Trendlinie im Feinboden zur regionalen Ermittlung des nichtpflanzenverfügbaren Wassers Thüringer Böden für den vorsorgenden Bodenschutz über Entstehungsart (V/Vg) und definierte Hauptbodenart (T) auf Basis Meßtischblatt (K= 0,9173, n= 34)



Übersicht : Bodenteilfunktionen für das Archiv der Natur und Kulturgeschichte gemäß BBodSchG (1998), verwendete Kriterien und Parameter als Vollzugshilfe der Bewertung in Thüringen

Bodenteilfunktionen	Kriterien	Parameter	Methoden
Archiv der Natur- und Kulturgeschichte (BBodSchG: §2, Abs. 2, Nr. 2)			
Archiv der Naturgeschichte	<ul style="list-style-type: none"> - Geotope - Liste gefährdeter Böden - Aufschlüsse (Bodenformen) 	Flächengröße, Naturnähe, Seltenheit, Repräsentanz, Alter (Datierbarkeit)	nach: JESSEL et al. (2001) sowie WITTMANN et al. (1998)
Archiv der Kulturgeschichte	<ul style="list-style-type: none"> - Bauliche Gesamtanlagen - Kennzeichnende Ortsgrundrisse - Historische Park- und Gartenanlagen - Bodendenkmale (bewegliche und unbewegliche) - Zufallsfunde - Archäologische Schutzgebiete (ThDSchG: §2, Abs.2, 3, 5, 6 und 7; §§16 und 19)	Flächengröße, Naturnähe, Seltenheit, Repräsentanz, Alter (Datierbarkeit)	Denkmalpflegepläne, Denkmalbücher, Erlaubnisscheine zu Erdarbeiten (ThDSchG: §§ 3, 4 und 13, Abs.1, Nr.3)

Zur Bodenschätzung anthropogener, landwirtschaftlich nutzbarer Standorte

E. Vogler, M. Altermann, F. Vogler

Bergbau ist ein Gewerbe mit zeitweiliger Bodennutzung. Er ist immer mit Veränderungen der Erdoberfläche verbunden. Durch montane Aktivitäten entstehen u. a. anthropogene Böden als **Kippböden aus geschütteten natürlichen Substraten**.

Die Probleme der Bewertung dieser Böden sind in Mittel- und Ostdeutschland erst aufgetreten, als der Boden wieder zum Wertobjekt und Gegenstand des Grundstücksverkehrs nach marktwirtschaftlichen Gesichtspunkten wurde. Für den Grundstücksverkehr nach planwirtschaftlichen Aspekten genügte die verbale Bewertung im Rahmen der bodengeologischen Begutachtung mit dem Nachweis der **Mindestfruchtbarkeit**.

Bewertungen der Kippenflächen bzw. der Kippböden sind u. a. erforderlich für:

- den Flächenaustausch im Rahmen von Flurneuordnungsverfahren,
- die Bestimmung von Kompensationsmaßnahmen bei Flächeninanspruchnahmen,
- die Bauleitplanung (Landschaftsrahmenpläne, Flächennutzungspläne und Landschaftspläne)
- den Grundstücksverkehr durch Kauf, Verkauf und Verpachtung
- die gerechte Besteuerung.

Die ökonomische Bewertung muss:

- reproduzierbar sein,
- unabhängig vom Bearbeiter weitgehend gleiche Ergebnisse zeitigen,
- Vergleiche der geschütteten Böden aus natürlichen Substraten sowohl untereinander als auch mit natürlichen Böden ermöglichen.

Die folgende Übersicht zeigt, dass sich Kippböden erheblich von den natürlichen Böden unterscheiden. Sie können aus allen im Gebiet vorkommenden tertiären und quartären Lockergesteinen bestehen. Mischformen sind möglich.

Unterschiede zwischen natürlichen Böden und Kippböden (Auswahl):

Alter

Natürliche Böden (N): bis > 10.000 Jahre

Kippböden (K): < 200 Jahre

Schichtaufbau

N: Gesetzmäßige Abfolge von verschiedenen geologischen Schichten (Decken, Lagen)

K: Anthropogen bestimmter Schichtaufbau im Rahmen der Schüttungstechnologie

Profilaufbau

N: Standortabhängig differenziert

K: Im Rohbodenstadium keine Profildifferenzierung, Bildung eines Bearbeitungs-Horizonts durch Rekultivierung und Bewirtschaftung

Entwicklungstiefe

N: < 0,5 ... > 1,5 m

K: < 0,3 m

Geogenes Gefüge

N: Vorhanden

K: Vollkommen zerstört

Pedogenes Gefüge

N: In allen Horizonten vorhanden

K: Entwickelt sich im Oberboden

Humusformen:

N: Wertvolle, unter bestimmten geologischen und klimatischen Bedingungen entstandene Humusformen

K: Vorwiegend Kohle und postmortale Pflanzensubstanz (noch keine ausreichenden, allgemeingültigen Kenntnisse über Humusformen)

Humusgehalt:

N: Große standortabhängige Schwankungsbreite im Humusgehalt (1,5 - 4,5 %),

K: Humusgehalt vorwiegend als Ct-Gehalt (<0,5 - >5%)

Räumliche Heterogenität

N: Standortbedingt, sehr unterschiedlich

K: Abhängig von der Abraumtechnologie und der Kippenführung

Inhaltliche Heterogenität

N: Standortbedingt, im Betrachtungsgebiet vorwiegend gering

K: Abhängig von der Abraumtechnologie, meist groß

Sorptionskapazität

N: Mineralische und organische Sorptionsträger in Krume und Unterboden

K: Mineralische und organische Sorptionsträger nur in der bearbeiteten Schicht, im Unterboden nur mineralische Sorptionsträger

Standortfaktoren

N: Im Gleichgewicht mit anderen Standortfaktoren

K: Nicht im Gleichgewicht mit anderen Standortfaktoren

Ökologische Eigenschaften

N: Weitgehend bekannt bzw. abschätzbar

K: Weitgehend unbekannt und schwer prognostizierbar

Bewertung

N: Möglich, reproduzierbare Methoden mit vergleichbaren Aussagen vorhanden

K: Möglich, reproduzierbare Methoden mit vergleichbaren Aussagen nicht vorhanden

Die flächendeckende Erfassung und Bewertung bodenkundlicher Merkmale von aufgeschütteten Böden mit natürlichen Substraten erfolgte erstmals in der Reichsbodenschätzung. Mit dem Inkrafttreten des Gesetzes zur Reichsbodenschätzung wurden in Mitteldeutschland rückwirkend alle seit dem Jahre 1906 geschütteten Kippböden geschätzt. Lokale Nachschätzungen erfolgten nach dem zweiten Weltkrieg etwa bis 1965.

In Ermangelung von Bodenschätzungsunterlagen für die Neulandböden erfolgte nach der Vereinigung beider deutscher Staaten punktuell eine Bodenschätzung durch die dafür zuständige Finanzverwaltung mit der Einrichtung von Musterstücken auf Kippenflächen. Die Neulandböden Ostdeutschlands haben aber eine wesentlich breitere, häufig kleinflächig verteilte Substratpalette. Lokal sind auch Substratgemenge, d. h. ein unmittelbares Nebeneinander ökologisch stark differenzierter Substrate, ausgebildet. Die Substrate wechseln häufig auch im Vertikalaufbau; d. h. innerhalb des Bodenprofils kommen mehrere, unterschiedlich zusammengesetzte Substrate aus verschiedenen geologischen Zeiträumen vor, die nicht selten unterschiedliche Anteile von Kohle aufweisen.

Die objektive Kippbodenbewertung ist auf der Grundlage von langjährigen Erkenntnissen über die Bodeneigenschaften sowie über den Einfluss der Rekultivierungsmaßnahmen auf die Bodenfruchtbarkeit und die Ertragsfähigkeit möglich. Neben der Bodenart müssen

- die geologische Herkunft der Kippsubstrate,
 - die spezifischen Merkmale Kalk-, Kohle- und Schwefelgehalt,
 - die technologisch bedingte Substratheterogenität und
 - die Mächtigkeit der durchwurzelbaren oberen Bodenschicht
- berücksichtigt werden.

Die Bodenschätzung erfüllt in grundsätzlichen Punkten die o. g. Anforderungen. Sie liegt nahezu flächendeckend vor. Außer der Bewertung der Flächen für den Grundstücksverkehr und die steuerliche Veranlagung lässt sie sich auch für vielfältige Planungsaufgaben nutzen. Seit 1990 erfolgten im mitteldeutschen Raum Nachschätzungen gemäß den Hinweisen des Schätzungsbeirats zur Schätzung von Neukulturen (künstlich veränderte Böden).

Bei der Bodenschätzung auf Kippenflächen lassen sich die standortspezifischen Bodenpotentiale mit den üblichen Bodenschätzungsmethoden jedoch nicht hinreichend erfassen. Befragungen, die wir bei Praktikern, Bodengeologen und Bodenschätzern/leitenden Landwirten durchführten, bestätigten die grundsätzliche Eignung der Bodenschätzung für Erfassung und Bewertung der Kippböden aus geschütteten natürlichen Substraten. Sie nannten aber als Defizite die ungenügende

- Berücksichtigung der geologischen Herkunft, insbesondere von phytotoxischen Substraten in oberflächennahen Bereichen,
- Bewertung der kippenspezifischer Eigenschaften, insbesondere des Kohlegehaltes und der Nährstoffdisproportionen,
- Einschätzung der Ertragsleistung,
- länderübergreifende, einheitliche Kennzeichnung,
- Effektivität der Erfassung und kartographischen Kennzeichnung.

Fazit:

Die Bodenschätzung empfiehlt sich auch für die Bewertung der Kippenböden. Ihr besonderer Vorteil besteht in der nahezu flächendeckenden Erfassung aller landwirtschaftlich genutzten Böden einschließlich der Stilllegungsflächen und Ödländereien. Mängel lassen sich beseitigen bzw. wurden in der praktischen Schätzarbeit bereits beseitigt. Dabei sollten akzeptable Lösungen Allgemeingut werden. Hierfür besteht aber noch Forschungsbedarf.

Studie zur Zersetzungsproblematik auf Friedhöfen – Fallbeispiel Baden-Württemberg

Werner Weinzierl¹, Sabine Fiedler²,
Frank Waldmann¹ und Matthias Graw³

In Baden-Württemberg existieren ca. 3600 Friedhöfe, auf denen der Anteil an Erdbestattung derzeit ca. 70 % beträgt. Mit der Erdbestattung soll die vollständige Skelettierung des Leichnams, unabhängig seiner individuellen Disposition, innerhalb einer standortsabhängigen Ruhezeit erfolgen. Bis heute existieren jedoch keine bundesweit einheitlichen, unter geologisch und bodenkundlichen Aspekten nachvollziehbaren Kriterien zur Bewertung eines Bodens hinsichtlich seiner Eignung als Erdbestattungsstätte.

So kann häufig beobachtet werden, dass auf zahlreichen Standorten keine vollständiger Zersetzungsprozess der Leichen erfolgt. Insbesondere die Bildung der sog. ‚Fettwachsleichen‘ (Adipocire) bewirkt eine Konservierung der Leichname über die üblichen Ruhefristen hinaus und stellt eine Wiederbelegung der Gräber in Frage, was die Kommunen im Zuge des generell wachsenden Flächenverbrauches zunehmend unter Druck geraten lässt. Einer landesweiten Erhebung zufolge, bei der 1.111 Städte und Gemeinden befragt wurden und 904 geantwortet haben (Rücklaufquote 81,4 %), haben rund 38 % der baden-württembergischen Gemeinden Zersetzungsprobleme auf ihren Friedhöfen.

Die erhobenen Umfragedaten wurden mit Standorts- sowie Bodeneigenschaften mittels eines Geographischen Informationssystems verknüpft, um zu prüfen, ob (i) die regionale Verteilung der Problemstandorte bezüglich geologischen Ausgangsmaterial, vorherrschen der Bodenart und Bodendurchlässigkeit einem regelhaften Muster folgt und (ii) zwischen den

regional verschiedenen Ruhefristen (<20, 20-25, >25 Jahre) und den genannten Standorts- und Bodenbedingungen ein Zusammenhang besteht.

Obgleich zu berücksichtigen ist, dass eine Vielzahl von Einzelfaktoren auf die Zersetzungsrate wirken (z.B. auch leichenspezifische Eigenschaften, Beisetzungsart, Nutzungshäufigkeit der Gräber), so zeigte die Studie dennoch ein räumliches Verteilungsmuster der Problemstandorte, welches anhand geologischer und bodenkundlicher Parameter interpretiert werden kann: Demnach wurde eine Zunahme der Zersetzungsprobleme und Ruhezeiten von sandigen und durchlässigen hin zu lehmig-tonigen und gering durchlässigen Böden beobachtet (siehe Abb. 1). Die räumliche Verteilung der Böden folgte dem des Ausgangsgesteins. Demnach stellen insbesondere Standorte auf Unter- und Mitteljura sowie Buntsandstein und Keuper den höchsten Anteil an Problemstandorten (siehe Abb. 2). Im Verbreitungsgebiet der würm- und rißzeitlichen Schotter und Sande wurde der geringste Anteil an Standorten mit Zersetzungsproblemen beobachtet. Die Gemeinden im Verbreitungsgebiet der Altmoränen zeigten, trotz vorherrschend ungünstigen Bodenbedingungen, den geringsten Anteil an Problemstandorten (<20 %), aber gleichzeitig auch den höchsten Anteil (40 %) von Ruhezeiten >25 Jahre. Den aus bodenkundlicher Sicht eher schwierigen Standortverhältnissen der Altmoränenlandschaft mit lehmig-tonigen und stellenweise staunassen Böden wird offensichtlich mit administrativen Vorgaben und eventuellen Meliorationsmaßnahmen begegnet und tendenziell beherrscht. Da die Gemeinden der Altmoränenlandschaft meist stark ländlich geprägt sind und damit bei Friedhofserweiterungen und -neuanlagen keinem so starken Flächendruck wie in Ballungsgebieten ausgesetzt sind, könnte evtl. auch ein zeitlich „großzügiger“ Umgang bei der Wiederbelegung von Grabfeldern stattfinden und dementsprechend die Beurteilung was als Problem empfunden wird anders ausfallen.

Nachsatz: Eine ausführliche Publikation mit umfangreicher Literaturliste erscheint voraussichtlich demnächst in der *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*.

¹Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau Baden-Württemberg, 79104 Freiburg i. Br.

²Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

³Institut für Rechtsmedizin, Universität München, Frauenlobstrasse 7a, 80337 München

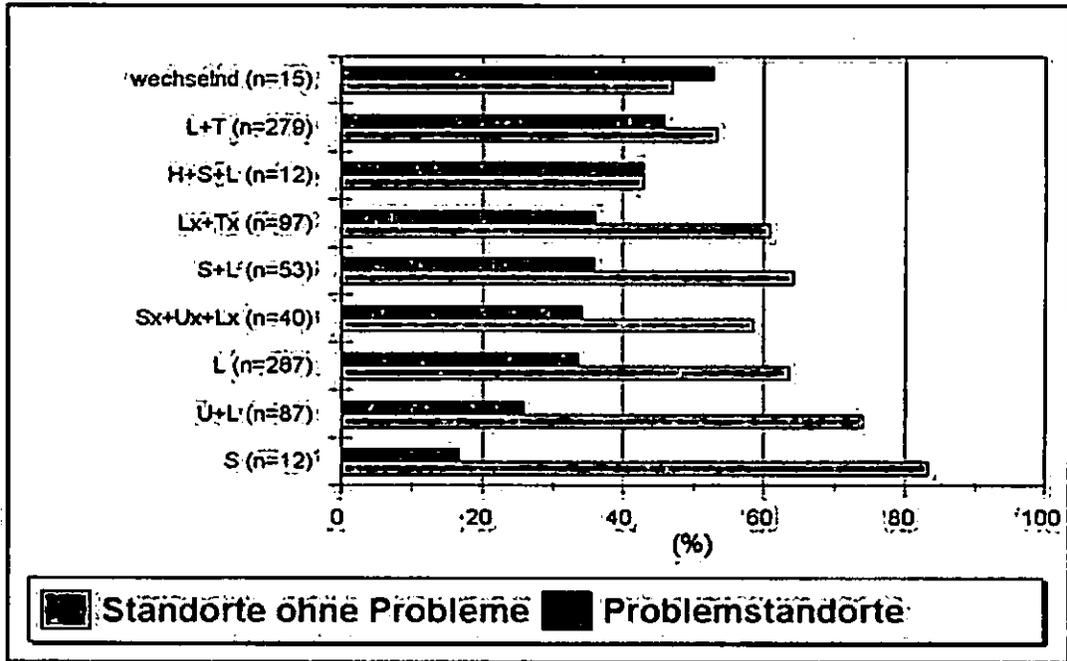


Abb. 1: Anteil der Gemeinden in Baden-Württemberg mit und ohne Verwesungsproblemen bei Erdbestattungen in Abhängigkeit von der vorherrschenden Bodenart

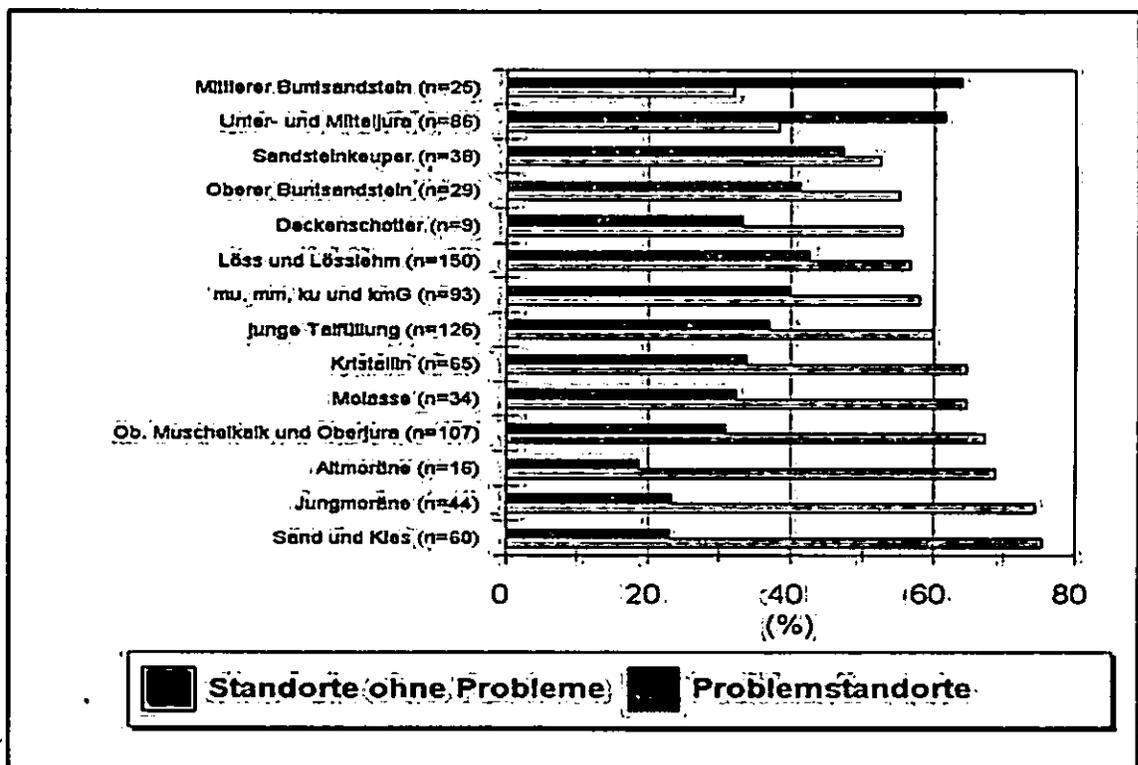


Abb. 2: Anteil der Gemeinden in Baden-Württemberg mit und ohne Verwesungsproblemen bei Erdbestattungen in Abhängigkeit vom Geologischen Untergrund

Austragsverhalten vorverwitterter Braunkohlenaschen: Veränderungen der Mineralphase und der Schwermetallgehalte

S. Zikeli, M. Kastler & R. Jahn *

1 Einleitung

Braunkohle war über ein Jahrhundert lang der wichtigste Energieträger in Sachsen-Anhalt. In der Zeit von 1890 bis 1990 wurden allein im Raum Bitterfeld-Wolfen über 80 Mio. t Braunkohlenaschen produziert. Diese Aschen wurden zum größten Teil deponiert, wobei häufig zusammen mit den Aschen Schwermetalle oder toxische organische Abfälle ausgebracht wurden. Insgesamt werden in Sachsen-Anhalt ca. 6000 ha von Braunkohlenschedeponien eingenommen. Fast alle Deponien sind mittlerweile stillgelegt und der natürlichen Verwitterung unterworfen.

2 Charakteristische Eigenschaften von unverwitterten Braunkohlenaschen

Die chemischen und mineralogischen Eigenschaften der Braunkohlenaschen werden von der geologischen Herkunft (Zusammensetzung der Kohlen) und den thermischen Bedingungen während des Verbrennungsprozesses bestimmt.

Die röntgenamorphe Phase unverwitterter Aschen, die einen Anteil von ca. 14 – 56 Masseprozent umfasst, besteht aus glasigen Voll- und Hohlkugeln. Die kristalline Phase setzt sich aus Quarz, Anhydrit, Gips, Bassanit, Hämatit, Magnetit, Markasit, Dicalciumferrit, Brownmillerit, Ca-Al-Silikaten, Calcit, Freikalk, Mullit, Periklas und Feldspäten zusammen (PÖHL 1994).

Braunkohlenaschen enthalten alle natürlich vorkommenden Elemente, wobei Si, Al, Fe und Ca dominieren. Schwermetalle sind durch den Verbrennungsprozess relativ zur Ausgangskohle angereichert. Die Elementgehalte variieren stark in Abhängigkeit von der Qualität der Ausgangskohlen und den Verbrennungsbedingungen (ADRIANO et al. 1980). Mitteldeutsche Braunkohlenaschen enthalten zwischen 0,1 bis 10 g kg⁻¹ Ba, P, Sr, Zn, Zr und Halogene. Andere Spurenelemente sind zu geringeren Anteilen enthalten (RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1995). Ein weiteres wichtiges Merkmal unverwitterter Aschen sind die stark alkalischen pH-Werte (bis zu pH 12).

3 Charakteristische Eigenschaften von Böden aus Braunkohlenaschen

Böden aus Braunkohlenaschen sind gekennzeichnet durch niedrige Lagerungsdichten von 0,4 g cm⁻³ bis 0,9 g cm⁻³. Die pH-Werte stabilisieren sich nach wenigen Jahren im sehr schwach sauren bis leicht alkalischen Bereich (ZIKELI ET AL., 2002). Solche Böden enthalten größere Mengen an Oxalat-extrahierbarem Silizium (Si_o), Aluminium (Al_o) und Eisen (Fe_o), an Gips, CaCO₃ und fossilem Kohlenstoff.

4 Fragestellung

Um Prognosen über das zukünftige Austragsverhalten der Braunkohlenaschen treffen zu können, wurde ein Verwitterungsexperiment mit schwachen Säuren durchgeführt. Damit sollten folgende Fragen beantwortet werden: (a) Wie verändern sich pH-Werte und Elementkonzentrationen im Perkolat? (b) Wie verändert sich die Mineralphase? (c) wie verändern sich die Gehalte an Spurenelementen?

5 Material und Methoden

Drei Untersuchungsstandorte wurden ausgewählt, die alle Depositionsarten umfassten: äolischer Ascheeintrag, trockene Verkippung und Verspülung in Spülteiche (Tab. 1).

Tabelle 1: Untersuchungsflächen

Fläche	Probenbezeichnung	Dauer des Ascheeintrags [Jahre]	Zeitraum seit Ende [Jahre]
Äolische Dep.	E1, E2	ca. 100	6
Kippdeponie	L	70	21
Spüldeponie	S1, S2, S3	30	17

Quellen: MACHULLA et al., 1995 und Informationen der Kraftwerksbetreiber

Aus den Oberböden der Flächen wurden Proben (E1, E2, L, S1, S2, S3) entnommen (Tab. 1), mit denen zwei Verwitterungsexperimente durchgeführt wurden. Im ersten Experiment wurden 30 g der jeweiligen Probe 20 Tage lang mit einem Liter Lösung pro Tag perkoliert. Die Perkolationslösung bestand dabei aus destilliertem Wasser, das mit konz. HNO₃ auf pH 4 angesäuert wurde. Dies entspricht einem Eintrag von insgesamt 2 mmol H⁺ während des gesamten Experiments. Im zweiten Experiment wurde der Versuchsaufbau gleich gehalten, lediglich die Perkolationslösung wurde mit HNO₃ auf pH 3 angesäuert. (H⁺-Eintrag: 20 mmol).

Im Perkolat wurden anschließend die pH-Werte, die Leitfähigkeiten und die Konzentrationen von Si, Ca, Mg, K und Na gemessen.

Die perkolierten Ascheproben wurden, ebenso wie die unbehandelten Ascheproben, luftgetrocknet. Anschließend wurden Si_o, Al_o, Fe_o, Si_d, Al_d und Fe_d (BLAKEMORE et al., 1981) bestimmt (Messung: ICP-AES). Darüber hinaus wurden Königswasseraufschlüsse durchgeführt, um die Gehalte an Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, V, Sr und Zn zu messen (DIN 38414, Messung ICP-AES).

6 Ergebnisse und Diskussion

Bei der Perkolation bei pH 3 konnte ein Rückgang der pH-Werte in den carbonatfreien Proben von anfangs 7 auf Werte zwischen 3,3 und 4,5 festgestellt werden. Der Rückgang erfolgte nach wenigen Tagen, anschließend blieben die pH-Werte stabil. Es wird angenommen, dass die in den Aschen enthaltenen Gläser zwischen pH 3 und pH 4 puffern. Bei dem Perkolationsexperiment bei pH 4 wurde kein nennenswerter Rückgang der pH-Werte beobachtet, da die Säureneutralisationskapazität von organischer Substanz und Carbonaten durch den geringen H⁺-Eintrag noch nicht erschöpft war, wie Berechnungen zeigen.

Die Gehalte an Ca im Perkolat wurden zum großen Teil durch die Carbonat- und Gipslösung determiniert. Unabhängig vom pH der Perkolationslösung waren bei gipshaltigen Proben während der ersten drei Tage hohe Konzentrationen an Ca im Perkolat zu finden. Danach gingen die

* Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung,
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14,
06108 Halle (Saale),
e-mail: zikeli@landw.uni-halle.de

Konzentrationen stark zurück, wobei bei pH 3 höhere Mengen ausgewaschen wurden. Auch die Konzentrationen an Mg, K, Na und Si waren im Vergleich zu dem Perkolationsexperiment bei pH 4 erhöht. Während bei pH 4 ein großer Teil der Kationen vom Austauscher stammt, wird bei pH 3 bereits die Mineralphase angegriffen, was zu höheren Elementkonzentrationen im Perkolat führt. Um Unterschiede zwischen unbehandelten Proben und den bei pH 3 und pH 4 perkolierten Proben festzustellen, wurde ein Mittelwertvergleich durchgeführt (Wilcoxon Vorzeichen Test, SPSS 9, SPSS Inc.). Dabei wurde bereits nach der Perkolations bei pH 4 ein Rückgang der Gehalte an Si_0 und Al_0 im Vergleich zu den unbehandelten Proben festgestellt. Im Gegensatz dazu nahmen die Gehalte an Al_0 und Fe_0 nach der Perkolations bei pH 3 zu (Abb. 1). Dieses Verhalten ist auf Mineralum- und Neubildungen zurückzuführen, die bei einem intensiveren Verwitterungsregime entstehen und röntgenamorph sind (WARREN & DUDAS).

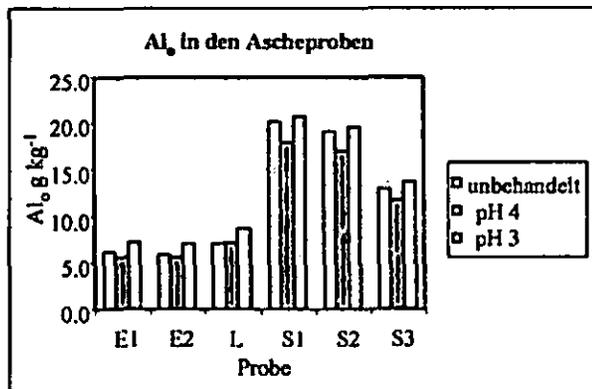


Abb. 1: Vergleich der Al_0 -Gehalte in unbehandelten Proben und Proben perkoliert bei pH 3 und pH 4

Die untersuchten Schwermetalle wiesen ein sehr heterogenes Verhalten auf. Zu der Veränderung der Gehalte von Cd, Ni, Pb, V und Zn konnten keine statistisch absicherbaren Aussagen getroffen werden. Die Gehalte an Cr und Cu nahmen sowohl bei dem Verwitterungsexperiment bei pH 3 als auch bei pH 4 ab. Allerdings war der Rückgang bei einigen Proben bei pH 4 stärker als bei pH 3 (Abb. 2). Bei den carbonathaltigen Proben L, S2 und S3 war dieser Rückgang vermutlich auf die Lösung sekundärer Cu-Carbonate zurückzuführen. (Abb. 3). Der Rückgang der Gehalte an Sr war nach dem Experiment bei pH 3 stärker als bei pH 4, wobei angenommen wird, dass Sr vor allem in Sulfat- und Carbonatform vorliegt.

7 Zusammenfassung

Bereits geringe Säureinträge im Rahmen eines Verwitterungsexperiments bei pH 4 veränderten die Mineralphase der untersuchten Ascheproben, was durch eine Abnahme der Gehalte an Al_0 und Si_0 im Vergleich zu unbehandelten Proben sichtbar wurde. Stärkere Säureinträge (Perkolationsexperiment bei pH 3) führten zu einer Erhöhung der Gehalte an Al_0 und Fe_0 , die allem Anschein nach durch Mineralum- und Neubildungen zustande kommt. Für die Gehalte an Cd, Ni, Pb, V und Zn konnten keine statistisch absicherbaren Unterschiede zwischen den unbehandelten Proben und den perkolierten Proben gefunden werden. Die Gehalte an Cr, Cu und Sr gingen nach den Perkolationsexperimenten zurück, was auf eine Verlagerung

toxischer Stoffe bereits bei relativ hohen pH-Werten hindeutet.

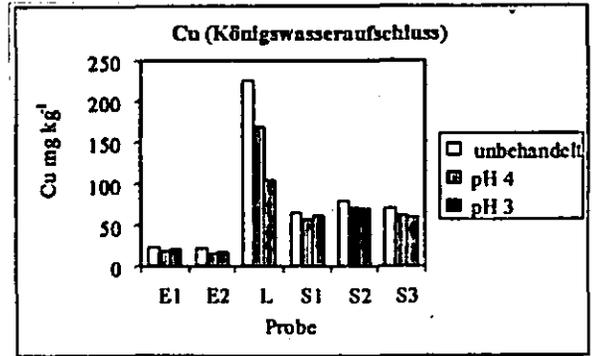


Abb. 2: Vergleich der Gehalte an Cu nach der Perkolations bei pH 3 und pH 4 und in unbehandelten Proben

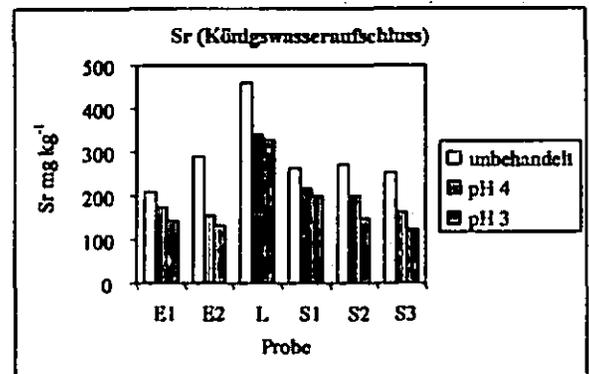


Abb. 3: Vergleich der Gehalte an Sr nach der Perkolations bei pH 3 und pH 4 und in unbehandelten Proben

8 Literaturverzeichnis

- ADRIANO, D. C. PAGE, A. L., ELSEEWI, A. A., CHANG, A. C. UND I. STAUGHAN, 1980. Utilization and disposal of fly ash and other coal residues in terrestrial ecosystems: A review. *J. Environ. Qual.*, 9, 333-344.
- BLAKEMORE, L. C., SEARLE, L. UND DALY, B. K., 1981. Methods of chemical analysis of soils. New Zealand Bureau Scientific Report 80, New Zealand Soil Bureau, Department of Scientific and Industrial Research Lower Hut, New Zealand.
- DIN 38414 S7. Aufschluss für Schwermetalle mit HCl-HNO₃
- MACHULLA, G. A. et al., 1995. Böden technogener und umgelagerter natürlicher Substrate im Stadtgebiet Halle. *Mitt. d. DBG.* 87:315-317.
- PÖHL, K., 1994. Zur Konstitution und Hydratation deutscher Braunkohlenfilteraschen. Ph. D. Thesis, Universität Leipzig
- RAT VON SACHVERSTÄNDIGEN FÜR UMWELTFRAGEN, 1995. Sondergutachten „Altlasten II“. Drucksache 13/380.
- WARREN, C. J. UND DUDAS, M. J., 1985. Formation of secondary minerals in artificially weathered fly ash. *J. Environ. Qual.* 14: 405-410.
- ZIKEL, S., KASTLER, M. UND JAHN, R. 2002. Initial soil development in lignite ash settling ponds in Saxony-Anhalt, Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165:530-536.

Sickerwasserprognose in einem immissionsbelasteten urbanen Raum unter Berücksichtigung von Prüfwerten des Bodenschutzes

S. Altfelder¹, C. Beyer², W. H. M. Duijnsveld¹,
T. Streck³

1. Fragestellung und Zielsetzung

Die intensive Untersuchung immissionsbelasteter Böden im Umfeld der Nordenhamer Zink- und Bleihütte erlaubt die Durchführung einer modellgestützten regionalen Sickerwasserprognose nach Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV). Die Cadmium(Cd)-Belastungen sowie wichtige Bodeneigenschaften (pH, C_{org}) wurden 1993 an 170 Standorten in 5 Tiefenstufen gemessen. Zusätzlich werden seit 1975 insgesamt 39 Immissionsmessstellen betrieben. Aufgrund des betrachteten Maßstabs müssen für eine Cd-Konzentrationsprognose am Ort der Beurteilung (OdB) nach BBodSchV sowohl räumliche Variabilität als auch Unsicherheit berücksichtigt werden.

2. 2D-Monte Carlo Simulation

Das betrachtete Gebiet wird in Teilflächen von jeweils 1 ha aufgeteilt (Abb. 1). Innerhalb der

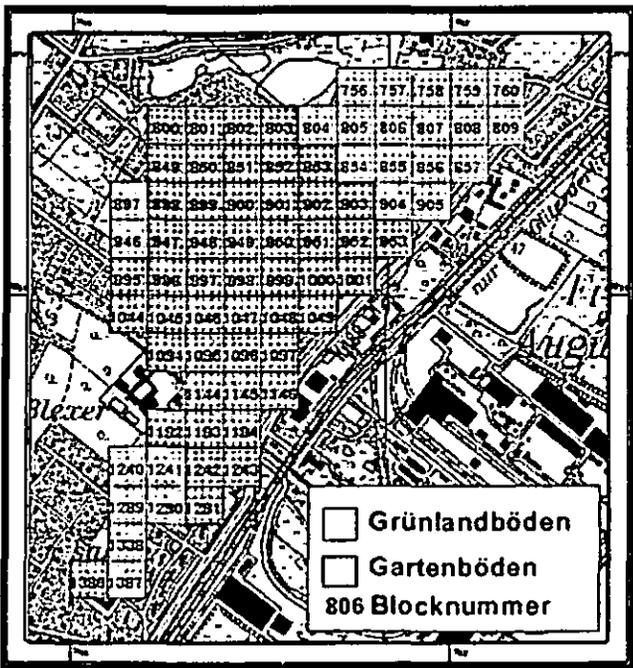


Abb. 1: Lage der Teilflächen, Flächen(Block)nummer und Flächennutzung

Teilflächen werden pH und C_{org} über die 5 Mess-tiefen als räumlich variabel und unsicher betrachtet. Über eine im Untersuchungsgebiet konstante Pedotransferfunktion ($S = f(C_{org}, pH, Conc.)$) werden daraus lokale Sorptionseigenschaften berechnet. Die Immissionsbelastung sowie der GW-Stand sind innerhalb einer Teilfläche konstant, im Gebiet aber räumlich variabel. Die Sickerwasserrate ist gebietskonstant und stationär. Zur Prognose der Verlagerung wird jede Teilfläche durch 25 lokale Punkte diskretisiert und mit räumlich variablen Sorptionseigenschaften hinterlegt. An jedem Punkt wird mit einem konvektiv/dispersiven Stofftransportmodell der Transport simuliert (Abb. 2).

Dieser Vorgang wird 25 mal mit einer jeweils

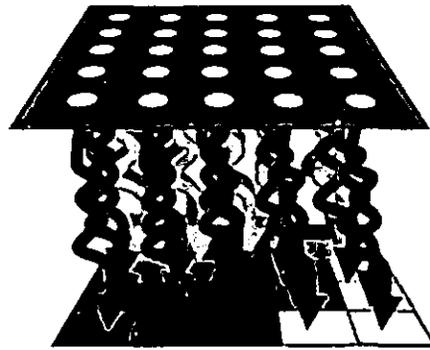


Abb. 2: Lokale Simulation des Stofftransport an jedem der 25 Diskretisierungspunkte

anderen Realisation des Ensembles der möglichen Sorptionseigenschaften wiederholt. Anschließend können sowohl flächengemittelte als auch lokale Konzentrationen am OdB wahrscheinlichkeits-theoretisch ausgewertet werden (Abb. 3).

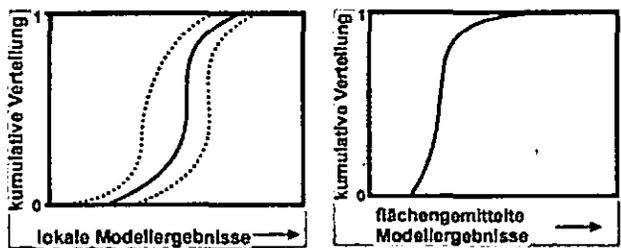


Abb. 3: Wahrscheinlichkeitsdichtefunktion der lokalen (mit Konfidenzbändern) bzw. flächengemittelten Konzentrationen am Ort der Beurteilung zu einem bestimmten Zeitpunkt

3. Ergebnisse

Um die Güte des Modells zu testen, wurden in einem ersten Schritt die mittels Blockkriging aus Messdaten interpolierten teilflächengemittelten Cd-Konzentrationen im Profil mit den aus der Belastungsgeschichte für das Jahr 1993 berech-

¹Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, 30655 Hannover

²Institut für Geowissenschaften, Universität Tübingen, 72076 Tübingen

³Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

neten teilflächengemittelten Profilkonzentrationen der Monte Carlo Simulation verglichen. Abb. 4 zeigt, dass das vorhergesagte flächengemittelte Verlagerungsprofil auf zwei Teilflächen

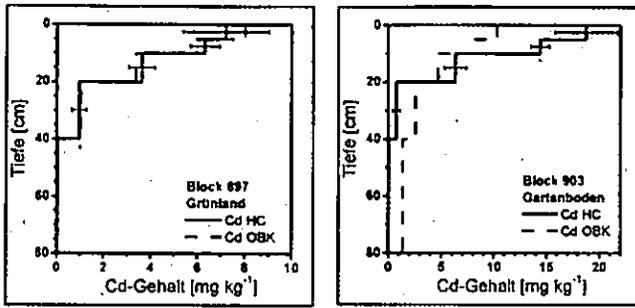


Abb. 4: Vergleich berechneter (Cd HC) und aus Messdaten interpolierter Cd-Konzentrationen (Cd OBK) auf zwei Teilflächen unterschiedlicher Nutzung

unterschiedlicher Nutzung nur mit dem Profil unter Grünlandnutzung übereinstimmt. Die Unterschiede zwischen dem vorhergesagten und aus Messdaten interpolierten Profil im Bereich von Gartenböden werden auf bodenbearbeitende Maßnahmen in diesem Bereich zurückgeführt. Diese können vom Transportmodell nicht erfasst werden. Ein ähnliches Bild ergibt sich auch für alle weiteren Teilflächen, so dass die Prognose auf den Bereich mit Grünlandnutzung eingeschränkt wurde.

Die Prognose der Konzentration am OdB wurde für den Zeitraum 1994 bis 2200 durchgeführt. Abb. 5 zeigt eine Prognose der lokalen Konzentration am OdB von Block 806 im Jahre 2200.

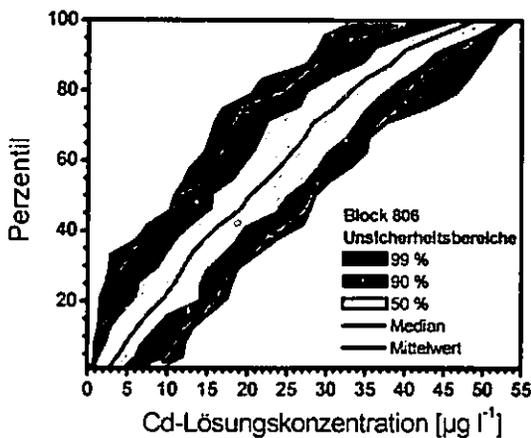


Abb. 5: Schar der Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen lokaler Prognosewerte in Form von Unsicherheitsbereichen im Jahre 2200

Dargestellt ist die Kurvenschar der 25 Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen der lokal prognostizierten Konzentrationen in Form von Unsicherheitsbereichen. Man kann die Perzentile auf der Ordinate als den Flächenanteil auffassen, auf dem das zugehörige Quantil der Abszisse nicht

überschritten wird. Die Unsicherheit dieses Quantils kann aus der Grafik als Intervall in dem das Quantil mit einer Wahrscheinlichkeit von 50, 90 oder 99% liegt, abgelesen werden. Alternativ dazu kann in gleicher Form für ein festes Quantil, die Unsicherheit des Flächenanteils abgelesen werden, auf dem dieses nicht überschritten wird. Die Grafik zeigt, dass auch in Anbetracht von Unsicherheit eine lokale Prüfwertüberschreitung im Jahre 2200 auf mind. 60 % der Fläche sicher ist.

Eine alternative Möglichkeit ist die Prognose der flächengemittelten Konzentration sowie ihrer Unsicherheit als Funktion der Zeit. Diese ist – ebenfalls für Block 806 - in Abb. 6 dargestellt.

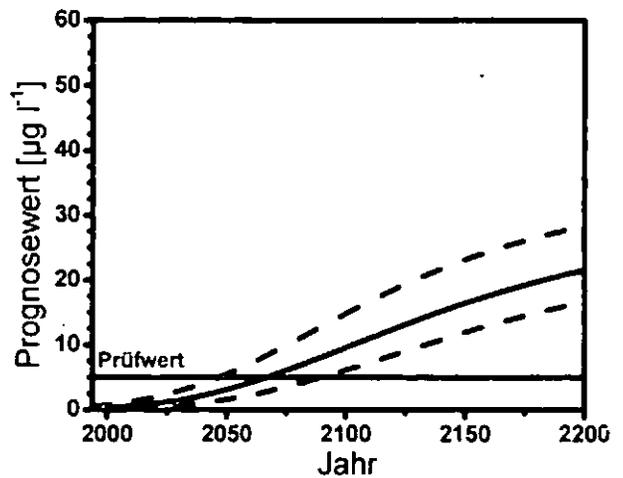


Abb. 6: Zeitliche Entwicklung des teilflächengemittelten Prognosewerts am OdB von 1994-2200 – Median und 90 % Konfidenzintervall (Block 806)

Der Median der flächengemittelten Prognosewerte überschreitet den Prüfwert von 5 µg/l im Jahre 2070. In 5 % der Fälle kann dieser allerdings schon im Jahre 2050 erreicht werden. Im Jahre 2100 ist eine Prüfwertüberschreitung bereits in 95 % der Fälle gegeben und damit zu diesem Zeitpunkt sehr wahrscheinlich.

4. Schlussfolgerungen und Fazit

In der Arbeit wurde gezeigt wie räumliche Variabilität und Datenunsicherheit bei der Prognose der Sickerwasserkonzentration am OdB nach BBodSchV berücksichtigt werden können. Beispielhaft wurde eine derartige Prognose auf schwermetallbelasteten Böden in der Umgebung der Stadt Nordenham für Cd erfolgreich durchgeführt. Im Unterschied zu einer rein deterministischen Prognose erlaubt dieser Ansatz die Angabe von Konfidenzbereichen sowohl im Bezug auf Unsicherheit als auch auf Variabilität der Eingangsdaten, wodurch eine objektivere Bewertung der Ergebnisse möglich ist.

Modellrechnungen zur zukünftigen Entwicklung der Grundwasserqualität in einem Wasserschutzgebiet

Rüdiger Anlauf¹, Raimund Esch² und Jutta Andresen³

EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Veränderungen der Flächenbewirtschaftung in Wassergewinnungsgebieten wirken sich wegen der z.T. sehr langen Fließzeiten häufig erst nach mehreren Jahrzehnten auf die Rohwasserqualität in den Förderbrunnen aus. Eine Abschätzung der Auswirkungen von Bewirtschaftungsalternativen auf die Rohwasserqualität ist sowohl für die Flächenbewirtschaftler als auch für die Wasserversorgungsunternehmen von großer Bedeutung. Auf Grundlage der zeitlichen Entwicklung der Flächennutzung seit dem Jahr 1950, der Entwicklung der nutzungsspezifischen Stoffeinträge und der mit einem Grundwasserflussmodell bestimmten Fließzeiten zu den Brunnen wurde ein einfaches Mischungszellen-Modell entwickelt, das die Rohwasserqualität in Förderbrunnen unterschiedlicher Teileinzugsgebiete im Fuhrberger Feld (Hannover) berechnet. Ziel war es, mit relativ geringem Aufwand aus vorhandenen Daten Tendenzen für die relative Vorzüglichkeit verschiedener Grundwasser-schutzstrategien im Hinblick auf die Verbesserung der Rohwasserqualität zu ermitteln.

VEREINFACHTE MODELLANNAHMEN

- stationäre zweidimensionale Strömung während des gesamten betrachteten Zeitraumes (55 Jahre)
- keine Berücksichtigung von Diffusion und Dispersion
- vereinfachte Beschreibung der Denitrifikationsreaktion im Grundwasserleiter (Summe Nitrat und Sulfat = "Sulfatäquivalente")
- verwendet wird nur die Grundwasserneubildung, der Stoffeintrag aus dem Boden in das Grundwasser und die Fließzeit vom Eintragungspunkt zum Brunnen

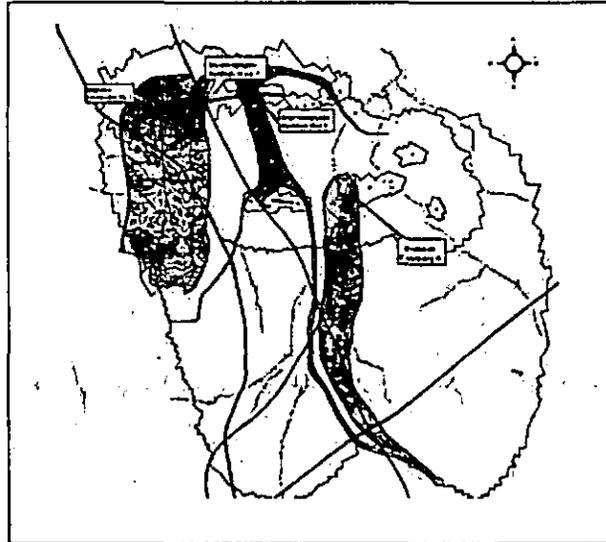
Tab. 1: Nutzungsspezifische Grundwasserneubildungsraten

Nutzung	GWN [mm/a]
Wald*	135
Grünland*	212
Acker*	250
Versiegelt*	50

*Strebel et al. 1992; * Magoulas et al. 1996

ABLAUF DER BERECHNUNGEN

- Eichung eines stationären Strömungsmodells (MODFLOW)
- Abgrenzung der Teileinzugsgebiete (Abb. 1)
- Berechnung der Fließzeitzone (Teileinzugsgebiete)
- Bestimmung der Flächennutzung aus topografischen Karten (1954 bis 1989)



Ausgewählte Brunnen und ihre Einzugsgebiete

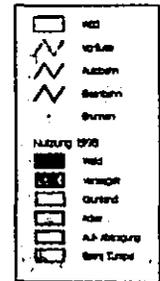


Abb. 1: Ausgewählte Brunnen und ihre Teileinzugsgebiete

- Kombination von zeitabhängiger Flächennutzung und Fließzeitzone (ArcInfo)
- Berechnung der mittleren flächengewichteten Grundwasserneubildung je Fließzeitzone und je Zeitraum (Tab. 1)
- Berechnung der mittleren flächengewichteten Stofffracht je Fließzeitzone und je Zeitraum (Grundlage: Tab. 2)
- Berechnung der mittleren Stoffkonzentration im Brunnen zu einem Zeitpunkt in Abhängigkeit von Grundwasserneubildung, Stofffracht und jeweiliger Fließzeitzone

Tab. 2: Nutzungsspezifische Stickstoff- und Schwefeleinträge [kg/ha*a] in das Grundwasser des Wasserschutzgebietes Fuhrberger Feld

Nutzung	Stickstoffeintrag [kg/ha*a]		Schwefeleintrag [kg/ha*a]	
	bis 1971	ab 1972	bis 1971	ab 1972
Wald*	0,51	0,51	20,27	27,11
Grünland*	10,50	10,50	31,66	40,5
Grünland-umbruch	600	600	41,66	58,00
Acker*	65,35	49,88	41,66	58,00
Bebaut*	2,48	2,48	12,50	12,50

* Duijnisveld et. al., 1993

¹ Fachhochschule Osnabrück, Fak. A&L, Postfach 1940, 49090 Osnabrück

² Bergstr. 2, 48496 Hopsten-Schale

³ Stadwerke Hannover AG, Abt. Wasserwirtschaft, Postfach 5747, 30057 Hannover

SZENARIEN FÜR DIE PROGNOSEN

- **Extrapolation des Ist-Zustandes („Ist“):** Keine Veränderung von Flächennutzung und Stoffeinträgen
- **Worst Case („W.C.“):** Umbruch aller Grünlandflächen zu Acker bis zum Jahr 2005
- **Verringerung des N-Eintrags („V I“):** Reduzierung unter Acker ab 2005 um jährlich 1 kg/ha
- **Verringerung des N-Eintrags („V II“):** Reduzierung unter Acker ab 2005 auf unter 50 mg/l im Sickerwasser
- **Umwandlung Acker in Grünland („U I“):** Umwandlung von Acker in Grünland ab 2005 (alle fünf Jahre 25 %)
- **Umwandlung Acker in Wald („U II“):** Ab 2000 werden pro Fließzeitzone alle fünf Jahre zehn ha Acker, sofern vorhanden, zu Wald umgewandelt
- **V I und U I zusammen:** Reduzierung des N-Eintrags ab 2000 unter Acker jährlich um 1 kg/ha; ab 2000 werden alle fünf Jahre 25 % der bisherigen Ackerflächen zu Grünland umgewandelt
- **Waldumbau („WU“):** Erhöhung der Grundwasserneubildung durch Umbau der Waldflächen ab 2000 zu Laubmischwald (in jeder Fließzeitzone alle 5 Jahre 10 % der Waldflächen)

ERGEBNISSE

Prognose der Wasserqualität (Abb. 2 und 3)

- Modellrechnung und Messdaten zeigen einen ähnlichen Verlauf, teilweise sind die berechneten Werte zu hoch bzw. die Maxima zeitversetzt. Mögliche Ursachen: Unterschiedliche Förderleistungen der Brunnen im Zeitablauf oder/und falsche Abschätzung der Mineralisationsraten nach Grünlandumbruch.
- Anstieg der „Sulfatäquivalente“ in den 90er-Jahren durch großflächige Grünlandumbrüche. Prognose: Reduzierung der „Sulfatäquivalente“ bis 2005, aber ab 2010/15 erneuter Anstieg wegen weiterer Grünlandumbrüche in den 90er-Jahren.

Ergebnisse der Szenarien (Abb. 4)

- Eine entscheidende Verschlechterung der Rohwasserqualität ist nur bei dem Szenario „massiver Grünlandumbruch“ („W.C.“) zu erwarten.
- Veränderungen der Rohwasserqualität durch Eingriffe in die Flächennutzung wirken sich im Mittel nur relativ geringfügig aus (Reduzierung der Konzentration an „Sulfatäquivalenten“ von 153 mg/l auf minimal 135 mg/l).
- Eine maximale Reduzierung der „Sulfatäquivalente“ wird durch die Variante V II (Reduzierung des Nitrat-Eintrags unter Acker ab 2005 auf unter 50 mg/l im Sickerwasser) erreicht.
- Die forstwirtschaftlichen Maßnahmen (Waldumbau) zeigen gegenüber den landwirtschaftlichen geringere Auswirkungen.

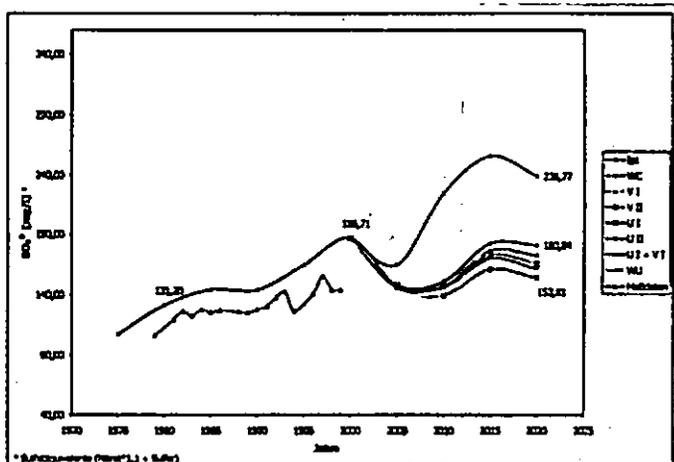


Abb. 2: Gemessene (1970 bis 1999) und prognostizierte (bis 2020) „Sulfatäquivalente“ (Fahrberg 4)

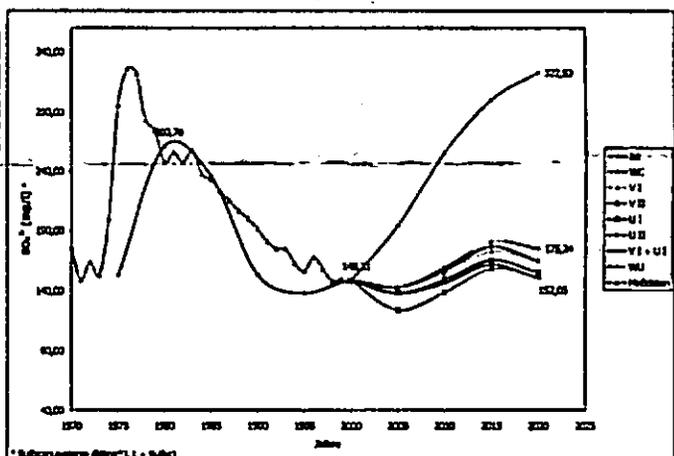


Abb. 3: Gemessene (1970 bis 1999) und prognostizierte (bis 2020) „Sulfatäquivalente“ (Berkhof-West 1)

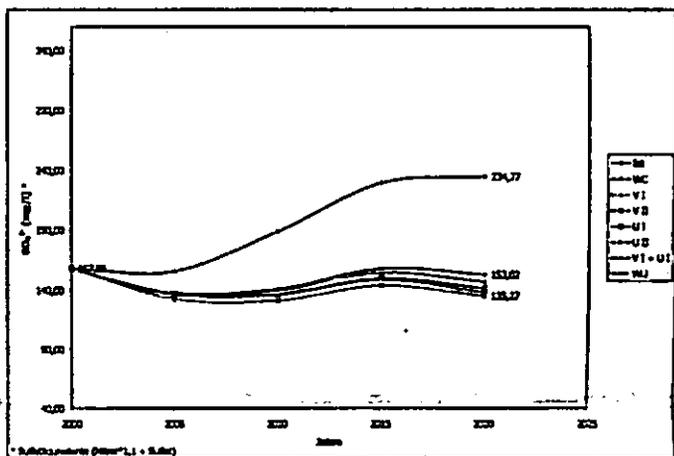


Abb. 4: Durchschnittliche prognostizierte (bis 2020) „Sulfatäquivalente“ im Rohwasser der vier ausgewählten Brunnengruppen

LITERATUR

- Duijnsveld, W.H.M., O. Strebel & J. Böttcher, 1993: Prognose der Grundwasserqualität in einem Wassereinzugsgebiet mit Stofftransportmodellen. Berlin.
- Magoulas, G., H.-J. Leist & Grote, 1996: Ökologisch orientierter Grund- und Trinkwasserschutz. R. Oldenbourg-Verlag, München.
- Strebel, O., J. Böttcher & W.H.M. Duijnsveld, 1992: Identifizierung und Quantifizierung von Stoffumsetzungen in einem Sand-Aquifer. In: DVGW /Hrsg.): Forum Stoffdynamik im Grundwasserbereich, Eschborn.

Critical Loads für Säure

Wurden bodenkundliche Basisdaten ausreichend berücksichtigt?

N. Asche, Recklinghausen

Vorbemerkungen

Das Konzept der Critical Load wurde in den siebziger Jahren entwickelt und bis heute immer weiter verfeinert. Ziel dieses Verfahrens ist, eine rezeptorabhängige ökologische Belastungsgrenze für Waldökosysteme und deren dauerhafte umweltgerechte Entwicklung zu bestimmen. Kritische Belastungen (Critical Load) sind indirekt, kronisch (insbesondere über den Boden) auf das gesamte Ökosystem wirkende Einträge von Luftschadstoffen (Säure, SO₂, NO_x). Bei Gesamtbelastungen, die unter der Belastungsrate der Akzeptoren liegen, werden keine negativen Effekte auf das jeweilige Ökosystem erwartet.

In verschiedenen internationalen Abkommen zur Luftreinhaltung ist dieses Konzept ein zentraler Bestandteil für die Evaluierung der Wirksamkeit von Luftreinhaltemaßnahmen. Dies gilt insbesondere für die Minderung der Versauerung und Eutrophierung von Waldökosystemen. Wenn dieses Konzept nicht nur im politischen Raum Wirkung entfalten will, sondern auch für das praktische Waldmanagement eine wichtige Basis sein soll, so muß das Modell der Critical Loads transparent sein und bekannte Basisdaten, wie z.B. Boden- und geologische Karten berücksichtigen. Ob und wie (digital) vorliegende Bodendaten in dem Modell berücksichtigt wurden, wird am Beispiel von Nordrhein-Westfalen aufgezeigt.

Critical Loads

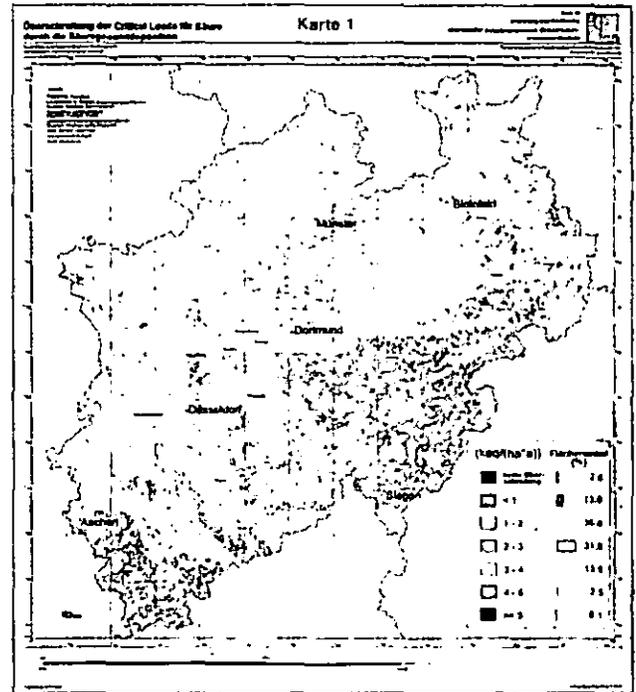
Bei den Critical Loads wird auf der einen Seite die Belastung der Wälder mit verschiedenen Stoffen (u.a. Säure, Stickstoff) aus verschiedenen Quellen (u.a. atmosphärische Einträge, Nutzungen) beschrieben und regional quantifiziert (z.B. in kg/(ha*a). Auf der anderen Seite wird für Waldökosysteme abgeleitet, wie viel des jeweiligen Stoffes von dem System aufgenommen werden kann, ohne das es zu Zustandsänderungen im Wald kommt. Aus der Gegenüberstellung der Stoffeinträge bzw. -belastungen mit den Mengen, die die Wälder ohne funktionale Veränderungen aufnehmen können, wird berechnet ob die Stoffeinträge bzw. Belastungen im Rahmen der Aufnahmekapazität der Wälder liegen oder diese überschreitet. Dabei werden die Überschreitungen in kg/(ha*a) oder eq/(ha*a) angegeben und auf Karten lagegetreu dargestellt. Derartige Karten liegen für Deutschland (u.a. BOLTE u. WOLFF, 2001) und auch für Nordrhein-Westfalen (MUNLV, 2001) vor.

Critical Loads für Säure

Die Karte 1 zeigt, dass die Säurebelastungen nahezu aller Wälder in Nordrhein-Westfalen höher ist als ihre

Möglichkeit diese ökosystemneutral abzufangen. Lediglich im Bereich der Niederrheinischen Bucht, des Hohen Venn in der Eifel und der Paderborner Hochfläche soll keine Überschreitung der Säuregesamtdeposition zu erwarten sein.

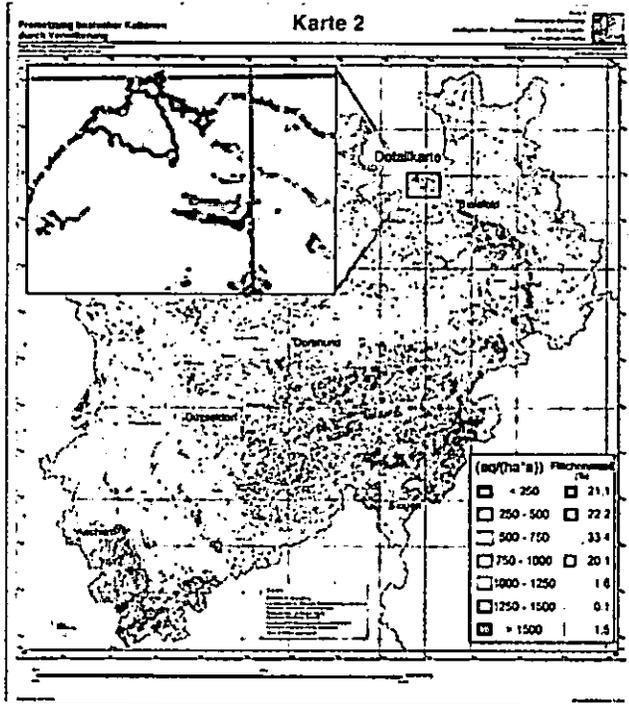
Überraschend an dieser Karte ist, das im Hohen Venn, kleinflächig auf basenarmen Gesteinen (u.a. Unterdevonische Sand-, Schluff- und Tonsteine) keine Überschreitung der Säuregesamtdeposition erwartet wird und gleichzeitig auf basenreichen Gesteinen bzw. Böden (Rendzina und Braunerde-Rendzina) im Bereich des Teutoburger Waldes eine Überschreitung von bis zu 5 keq/(ha*a) beschrieben ist.



Die im Rahmen der Critical Loads für Nordrhein-Westfalen erarbeitete Karte 2 (Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung) stimmt mit der vorherigen Abbildung gut überein (und das muß auch so sein, da sie eine Basis für die erste Karte ist). Im Hohen Venn sind für Braunerden und Pseudogleye hohe Freisetzungsraten basischer Kationen und für die Humuscarbonatböden im Teutoburger Wald ungewöhnlich geringe Freisetzungsraten verzeichnet.

Für die Überprüfung der Ergebnisse des Prognosemodelles Critical Loads kann die für Nordrhein-Westfalen flächendeckend vorliegende Bodenkarte 1:50.000 herangezogen werden. Wertet man diese Karte gezielt aus und lässt sich nur die Rendzinen und Braunerde-Rendzinen, die unter Wald vorkommen, darstellen, so erhält man Karte 3. Da durch zahlreiche empirische Studien belegt ist, dass Humuscarbonatböden eine sehr hohe Pufferkapazität für Säuren haben (u.a. SÜCHTING, 1928, REHFUESS, 1990, SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, 1979, ASCHE u. FLÜCKIGER, 1988) wird ein deutlicher Widerspruch zwischen dem Modell der Critical Loads und der Bodenkarte deutlich. Überprüft man zudem noch die Ergebnisse im Wald, so findet man im großen und ganzen die Darstellungen der Bodenkarte bestätigt mit günstigen Humusformen, einer

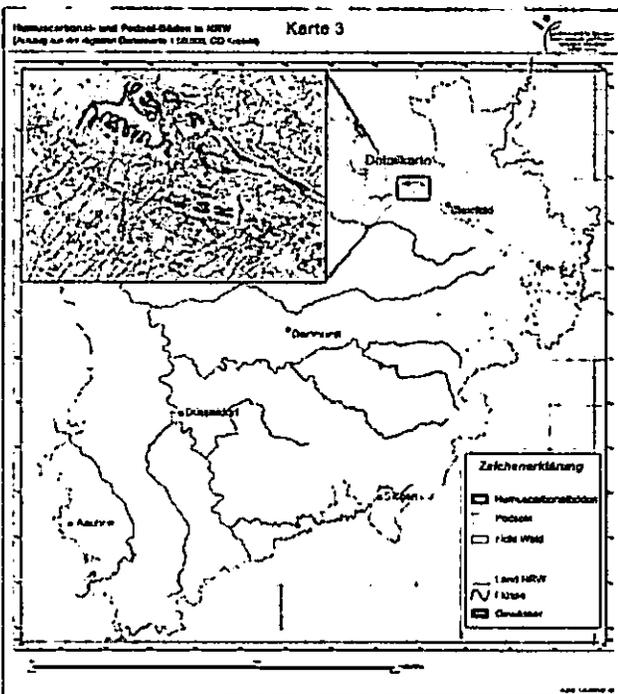
artenreichen Lebensgemeinschaft und Böden, die z.T. im Feinboden noch carbonathaltig sind.



Der Widerspruch

Versucht man nun diesen Widerspruch zwischen Bodenkarte und der Karte der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung zu erklären, findet man sehr schnell, dass hier nicht zufällig Bodentypen und deren bodenchemische Eigenschaft falsch zugeordnet, sondern dass basenreiche Böden systematisch mit einer geringeren Pufferkapazität in dem Konzept der Critical Loads berücksichtigt wurden. Diese naturwissenschaftlich nicht haltbare Vorgehensweise wurde mit übergeordneten Vorgaben begründet (GEHRMANN u. BECKER, 2001, WOLFF, 2002).

Für die Berechnung der Freisetzung basischer Kationen durch Verwitterung der Böden wurde im Modell der



Critical Loads zudem bisher nur die Verwitterungsrate des Feinbodens (< 2 mm) berücksichtigt. Dabei ist die Datengrundlage zur Ableitung der Freisetzung von Kationen bzw. die Säureneutralisationskapazität (SNK) der einzelnen Substrate bzw. Minerale des Feinbodens erst ansatzweise erarbeitet (HILDEBRAND u. KOHLER, 2001). Zudem weist ein großer Anteil der Waldböden bis in den Oberboden einen nennenswerten Grobbodenanteil (Steine > 2 mm) auf. Mehrere neuere Untersuchungen haben gezeigt, dass der Grobbodenanteil eine erhebliche Säureneutralisationskapazität bzw. Freisetzungsrates basischer Kationen aufweist, die z.T. ähnliche Werte, wie die des Feinbodens erreicht (u.a. DEUTSCHMANN, 1994). Diese Kenntnisse müssen dringend für die Berechnung der Critical Loads berücksichtigt werden, um realitätsnahe Ergebnisse zu erhalten.

Schlussbetrachtung

Das Konzept der Critical Load ist ein Weg Belastungsgrenzen für eine dauerhafte umweltgerechte Entwicklung von Waldökosystemen zu bestimmen. Damit dieses Modell auch eine Hilfe für die Bewirtschaftung der Wälder sein kann, müssen erarbeitete Ergebnisse auf naturwissenschaftlich begründeten Basisdaten beruhen, transparent und leicht nachvollziehbar sein. Die bisher vorgelegten Karten erfüllen diese Anforderungen nicht. Vielmehr scheinen in dem Modell nicht alle wesentlichen Parameter berücksichtigt und gemessene Basisdaten und andere Vorgaben in einer nicht nachvollziehbaren Weise vermischt worden zu sein. Hier erscheint es dringend erforderlich eine klare Trennung zwischen Messwerten und Wertungen der Ergebnisse vorzunehmen. Sollte dies nicht erfolgen, wird das Konzept der Critical Loads keine Bedeutung für die praktische Waldentwicklung und -bewirtschaftung entfalten.

Literatur

- ASCHE, N., FLÜCKIGER, W., (1988): Säurepufferung im Boden und ihre Bedeutung für die Stabilität von Waldökosystemen in der Nordwest-Schweiz. Forstw. Cbl. 107, S. 219-229
- BOLTE, A., WOLFF, B., (2001): Validierung von Critical Load-Überschreitungen mit Indikatoren des aktuellen Wirkungsgeschehens. Teil I: Waldökosystem. Abschlußbericht zum UBA-Forschungsprojekt: FZK 298 43 209, BFH, Inst. f. Forstökologie und Walderfassung, Eberswalde, S. 152
- DEUTSCHMANN, G. (1994): Zustand und Entwicklung der Versauerung des Bodens und des oberflächennahen Buntsandsteinuntergrundes eines Waldökosystems im Solling. Berichte d. Forschungszentrums Waldökosysteme d. Univ. Göttingen, Reihe A, Bd. 118, S. 180
- GEHRMANN, J., BECKER, R., (2001): Bewertung der atmosphärischen Stoffeinträge anhand von Critical Loads. In MUNLV (2001): 1. Bericht über den ökologischen Zustand des Waldes. Herausgeber: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf, Selbstverlag, S. 75
- HILDEBRAND, E.E., KOHLER, M., (2001): Bestimmung der Silikatverwitterung aus Modellversuchen? Freiburger Forstl. Forschung, Heft 33, S. 49-55.
- REHFUESS, K.E., (1990): Waldböden. Entwicklung, Eigenschaften und Nutzung. Pareys Studentexte 29, 2. Auflage, Parey Verlag, Hamburg, Berlin, S. 294
- SCHEFFER u. SCHACHTSCHABEL, (1979): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag Stuttgart, S. 394
- SÜCHTING, H., 1928: Die Bodensture, ihr Wesen und ihre Wirkungen sowie Maßnahmen zu ihrer Bekämpfung. Silva, 16. Jg., Nr. 33, S. 257-267
- WOLFF, B., (2002): mündliche Mitteilung.

ITE²M: Integration ökologischer und ökonomischer Kriterien in der Landnutzungsentscheidung

Martin Bach¹, Lutz Breuer und Hans-Georg Frede

Einleitung

Jedes Landnutzungssystem ist mit spezifischen – abiotischen, biotischen und sozialen – Funktionen gekoppelt, d.h. jede Form der Landnutzung erzeugt öffentliche und private Güter. In der Sprache der Wirtschaftswissenschaften: es gibt vermutlich keinen Sektor, der so viele externe economies und diseconomies aufzuweisen hat wie die Land- und Forstwirtschaft. Bewertungsverfahren, die sich am Leitbild der „Nachhaltigkeit“ orientieren, erfordern daher eine integrierte Nutzen-Kosten-Bilanz sowohl der ökologischen (in der Regel nicht an Märkten gehandelten) als auch der ökonomischen Funktionen von Landnutzungen auf regionaler Ebene. Nachhaltigkeit in diesem klassischen Verständnis bedeutet stets ein Verhältnis zwischen Nutzen bzw. Nutzung (Erzeugung) auf der einen Seite und Kosten bzw. Belastung (Ressourcenverbrauch) auf der anderen Seite – im ökonomischen Sinne einen Nutzen-Kosten-Vergleich.

In der (agrar)politischen Diskussion wird die Vielfalt der Funktionen von Nachhaltigkeit mit dem Begriff ‚Multifunktionalität‘ subsummiert – ein technischer Ausdruck für den Sachverhalt, dass Land- und Forstwirtschaft vielfältige externe Wirkungen zeitigen. Eine Beurteilung nur auf der Basis der möglichen Umweltbelastungen, die den Aspekt der Erzeugung von Nutzen nicht berücksichtigt, so wie es z.Z. im politischen Raum gerne getan wird, führt (möglicherweise) zu verzerrten Bewertungen von Nutzungssystemen und verleitet zu falschen Schlussfolgerungen.

Die Forderung ist also, so unterschiedliche Landschaftsfunktionen in die Nachhaltigkeitsdebatte einzubeziehen und Wechselwirkungen zwischen ihnen aufzuzeigen:

- Land- und forstwirtschaftliche Produktion
- Lebensraum für landschaftstypische bzw. besonders schützenswerte Flora und Fauna
- Trinkwassererzeugung
- Hochwasserschutz
- Rohstoffgewinnung
- Freizeit- und Erholung, Tourismus
- Aufnahme und Verwertung von organischen Siedlungsabfällen.

Mit ITE²M - Integrated Tools in Ecological and Economic Modelling – wird im Sonderforschungsbereich 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ an der universität Gießen seit mehreren Jahren eine Methodik entwickelt, die es u.a. gestattet, die Wirkung von Maßnahmen im Agrarbereich in Hinblick auf die verschiedenen Dimensionen von Nachhaltigkeit abzuschätzen und zu bewerten..

Integrierte Modellierung - ITE²M

Wenn wir „die Zukunft vorhersagen wollen“ oder Antworten geben wollen auf die Frage „Was wäre, wenn ...?“, dann benötigen wir weitreichende Kenntnisse über das Funktionieren von physischen, ökonomischen und sozialen Systemen und deren wechselseitigen Abhängigkeiten. Die Koppelung und Integration von Modellen aus unterschiedlichen Disziplinen ermöglicht es, die Effekte von veränderten wirtschaftlichen, technischen, rechtlichen oder klimatischen Rahmenbedingungen der Landnutzung, namentlich der Agrarproduktion, abzubilden und zu bewerten.

Die grundlegende Idee der **integrierten Modellierung** ist es, die erkennbar Vorteile von spezialisierten Einzelmodellen miteinander zu verknüpfen. Gekoppelte Modellansätze bilden daher ein wesentliches Instrument, um komplexe Systeme – und um solche handelt es sich bei der landwirtschaftlichen Nutzung – mit ihren Komponenten abzubilden, ihre Funktionen zu verstehen, Nachhaltigkeitsindikatoren abzubilden sowie Ansatzstellen für effiziente Steuerungsmaßnahmen aufzuzeigen.

Mit Hilfe gekoppelter Modelle werden in ITE²M die oben genannten Landschaftsfunktionen verschiedener Nutzungsformen (Acker, Grünland, Forst, Brache) und die Wirkungen veränderter Rahmenbedingungen regional diffe-

¹) *Anschrift*: Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen
martin.bach@agrar.uni-giessen.de

renziert abgebildet und bewertet. Im Verbund prognostizieren die Modelle ProLand, SWAT, mehrere Habitat- bzw. Biodiversitätsmodelle und das Bewertungs- und Politikanalyse-Modell (CHOICE) die *Nutzungsverteilung* und die damit *gekoppelten Landschaftsfunktionen* in einem Betrachtungsgebiet (Abb. 1). Wesentlicher Bestandteil ist die Verwendung einer gemeinsamen Datenbasis, vor allem hinsichtlich der räumlichen Verteilung der natürlichen Standortbedingungen. Input- und Outputdaten der Modellläufe werden als GIS-Karten aufbereitet und visualisiert.

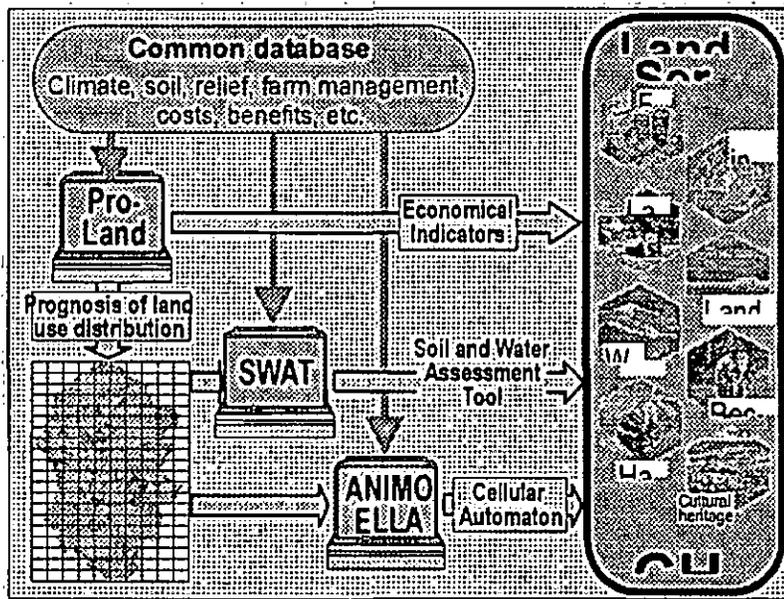


Abb. 1: Modellkoppelung in ITE²M

kalkuliert das Modell die lokale Artenvielfalt der Flächen (floristische α -Diversität), die Unterschiedlichkeit von Flächen in ihrem Artenspektrum (β -Diversität) und die regionale Artenvielfalt der Flora (γ -Diversität).

Das Bewertungs- und Politikanalyse-Modell CHOICE ist ein komparativ-statisches Simulationsmodell mit Angebots- und Nachfragefunktionen für zahlreiche Länder im Aggregat einerseits und einer Regionalkomponente zur Ankoppelung an ProLand und die spezifischen Bewertungsmodelle andererseits. Es erfasst zum einen die Nutzen- und Kosten-Elemente klassischer Art und zum anderen die nicht an Märkten bewerteten positiven und negativen externen Effekte landwirtschaftlicher Nutzung.

ITE²M wird zur Zeit anhand einer konkreten Bebielsregion - dem Lahn-Dill-Bergland, einer Mittelgebirgsregion in Hessen entwickelt und überprüft. Die gekoppelten Modelle verwenden dabei jedoch eine Datengrundlage, die m.o.w. einheitlich für alle Regionen in Deutschland und - mit Einschränkungen - auch in allen Länder der EU verfügbar ist. ITE²M kann daher ohne größere Datenerhebungen oder Modellanpassungen auf beliebige andere Regionen angewendet werden

kann.

Das komparativ-statische bioökonomische Modell ProLand prognostiziert die zu erwartende Landnutzung als Funktion sowohl der wirtschaftlichen und rechtlichen Rahmenbedingungen als auch der physio-geographischen Standortverhältnisse.

Das hydrologische Modell SWAT dient zur Beschreibung des Wasser- und Stoffhaushaltes der Untersuchungsregion. Das Modell kalkulierte den Wasserabfluss sowie die Nährstoff- und Sedimentfracht im Grundwasser und im Oberflächenwasser für mesoskalige Einzugsgebiete auf Tagesbasis. Es liefert z.B. Aussagen, wie hoch die Grundwasserneubildung oder die Hochwassergefährdung bei gegebener Nutzung ist.

Die Modellierung der Biodiversität auf der Ebene ganzer Landschaften erfolgt mit dem Modell ANIMO. Das Modell arbeitet als rasterbasierter zellulärer Automat, der die Absterbe- und Neubesiedlungsprozesse - hier: der Flora - bei gegebener Landnutzung berechnet. Daraus

Fazit

Die Erfahrungen real vorhandener Landnutzungssysteme zeigen, dass nachhaltige und stabile Landnutzung in ganz unterschiedlichen Ausprägungen stattfinden kann. Die Festlegung auf nur eine einzige Option und eine entsprechende Handlungsempfehlung würde dieser Vielfalt nicht gerecht. Statt dessen haben wir im SFB 299 dem Weg gewählt, mit Hilfe des ITE²M-Instrumentsariums den **Zielmöglichkeitsraum** für die Produktion von Landschaftsfunktionen abzustecken, innerhalb dessen sich die tatsächliche Landnutzung unter Wahrung verschiedenster Interessen von Anbietern bzw. Nachfragern von Landschaftsfunktionen vollziehen kann.

Weitere Informationen und Veröffentlichungsverzeichnis zum SFB 299: www.sfb299.de

Bodenbearbeitung ohne Pflug — Auswirkungen auf die Dichte des Bodens und die Speicherung von Humus

K.-W. Becker*

Problemstellung

Die landwirtschaftliche Praxis verzichtet aus folgenden Gründen in rasch steigendem Ausmaß auf die wendende Bodenbearbeitung:

- Erosionsminderung durch Strukturverbesserung,
- Erhöhung der Schlagkraft,
- Einsparung von Kosten,
- Diskussion um Kohlenstoffspeicherung und Gutschriften im Handel mit CO₂-Kontingenten.

Offene Fragen:

1. Findet tatsächlich eine Speicherung von Kohlenstoff statt und, wenn ja, in welcher Höhe?
2. Kommt es, wie nach dem Dampfpflug, zu schwer durchwurzelbaren verlassenen Krumen, die regelmäßige Lockerung erfordern?

Methodik

29 Ackerschläge aus dem Bundesgebiet mit mehr als 10-jähriger Bewirtschaftung ohne Pflug (Tab.1) wurden tiefengestaffelt auf Corg, Nt und Trockendichte analysiert. Es werden die C- und N-Vorräte in den oberen 2000 t Boden der Ackerkrume mit denen in den darunter folgenden 2000 t verglichen.

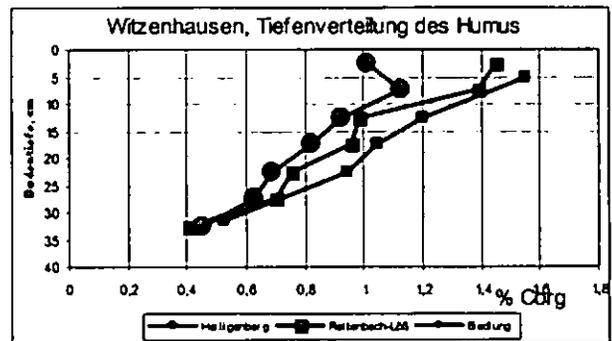
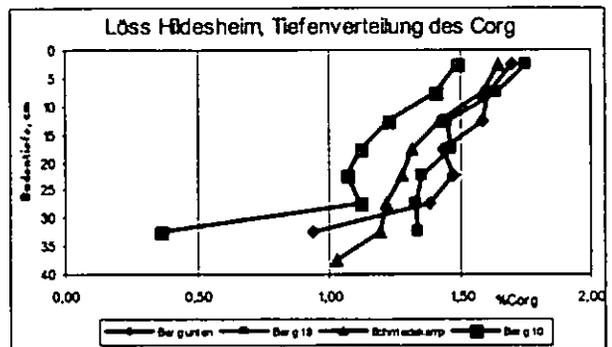
Ergebnisse:

Im Boden stellt sich ein neuer Tiefengradient des Humus mit höheren Gehalten im oberen Teil der alten Krume ein (Abb.1). Das Ausmaß der Erhöhung ist bisher uneinheitlich, die Steuerungsfaktoren können nur vermutet werden. Sicher ist, dass die Krumen schon nach wenigen Jahren mit flacher Bearbeitung spürbar strukturstabiler und damit weniger erosionsanfällig werden. In Versuchen etablierte Varianten der Direktsaat, also weitgehend ohne jede Bodenbearbeitung, steigern die Humuskonzentration und die Strukturstabilität im Oberboden noch einmal deutlich, finden aber wegen anderer Schwierigkeit bisher keine Verbreitung.

Im Mittel befinden sich bei Flachbodenbearbeitung ohne Pflug je ha 4980 kg C und 430 kg

N mehr in der neuen Ober- als in der Unterkrume. Bei diesen Zahlen handelt es sich nicht um eine Netto-Anreicherung, da ein zumindest teilweiser Abbau von Humus in der alten Unterkrume anzunehmen ist. Ein generelles Problem bei der Frage nach der C- und -N-Anreicherung bei Bodenbearbeitung ohne Pflug besteht darin, dass die Datenlage derzeit keine sicheren Antworten erlaubt. Bei Umstellung des Bearbeitungssystems wurden kaum zuverlässige Ausgangsgehalte ermittelt. Auch der Vergleich verschiedener Bodenbearbeitungsvarianten liefert keine fundierten Erkenntnisse, wie die Auswertungen von Richter (1995) zeigen. Er gibt für die obersten 30 cm Boden bei Frässaat gegenüber Pflug einen um 4,8 und 4,6 t C- und 0,75 und 0,39 t höheren N-Vorrat je ha an (jeweils Auenlehm und Hassenhausen). Wegen höherer Lagerungsdichte bei Frässaat wurden die C- und N-Gehalte der ursprünglich einheitlichen Krume dort jetzt mit einer größeren Bodenmasse verrechnet. Durch dieses Vorgehen werden die Differenzen zu „gepflügt“ zu hoch.

Abb. 1: Tiefenverteilung des Humus in Ackerböden nach vieljähriger Bodenbearbeitung ohne Pflug, ausgewählte Böden aus Tab. 1



Die verfügbaren Zahlen liefern also für die Festlegung von Kohlenstoff im Boden bei flacher, nicht wendender Bodenbearbeitung einen einmaligen Betrag von weit weniger als 5 t je ha. In Anbetracht dieses vergleichsweise geringen Betrages und der offenen Frage der dauerhaften Verpflichtung zur Beibehaltung der Flachbodenbearbeitung muss die Aussicht der landwirt-

* Institut f. Bodenwiss., Von Sieboldstr. 4. D-37075 Göttingen, Tel: 0551395515, email: kbecker@gwdg.de

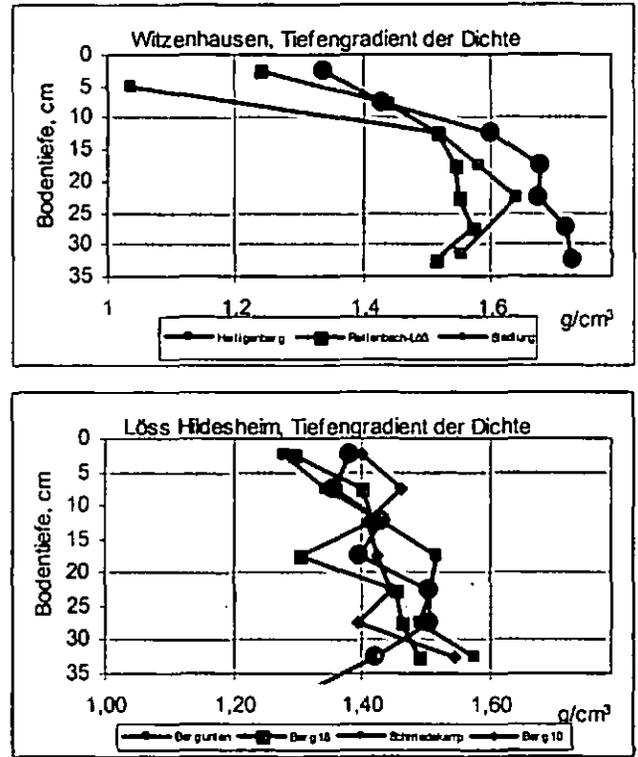
schaftlichen Praxis auf eine CO₂-Gutschrift als gering eingestuft werden.

Tab. 1: Organischer C und Gesamt-N-Vorrat in den oberen und den darunter befindlichen 2000 t Boden auf Flächen mit langjährig nicht wendender Bodenbearbeitung in t/ha

Region	Schlag	Kornung	Variante	Corg		Gesamt-N	
				0-2000 t	2000-4000 t	0-2000 t	2000-4000 t
Gießen	Auenlehme	Lu	Frittsaat	29,6	28,2	2,71	2,66
Gießen	Garz Nord	U3	Grubber	16,6	18,1	1,6	2,03
Gießen	Haszenhausen	U2-U3	Frittsaat	23,2	16,6	2,14	1,70
Loß	Berg unen	U3	Grubber	32,6	28,8	3,30	2,91
Loß	Berg 18	U3	Grubber	31,3	27,7	3,16	2,63
Loß	Schmiedekamp	U3	Grubber	31,1	25,7	3,48	2,91
Loß	Berg 10	U3	Grubber	27,7	22,2	3,04	2,32
Witzenhausen	Reutenbach Löss	U4	Grubber	25,5	16,7	2,57	1,97
Witzenhausen	Siedlung	S2	Grubber	20,5	15,2	2,02	1,63
SüdOst, Fläming	Nierendorf	U2	Grubber	27,6	20,4	2,20	1,70
SüdOst, Fläming	Dahne	U2	Grubber	24,0	21,2	2,21	1,85
SüdOst, Fläming	Niedergersdorf	U2	Grubber	20,0	15,2	1,89	1,47
Saad, Fläming	Niedergersdorf	S2	Grubber	12,1	8,9	1,05	0,74
SaadOst, Uebren	Bark en	U2	Grubber	22,9	18,1	2,12	1,72
SaadOst, Uebren	Große Koppel	U2	Grubber	21,5	18,0	2,34	1,77
stbwestlich Stuttgart	Grubber		Grubber	29,4	24,3	3,1	2,16
stbwestlich Stuttgart	Duazi		Duazi	30,5	25,0	2,70	2,25
stbwestlich Stuttgart	Horsch		Horsch	30,4	24,7	2,63	2,17
Witzenhausen	Reutenbach oben	L2	Grubber	29,2	21,7	2,92	2,22
Witzenhausen	Reutenbach Mitte	U8	Grubber	26,2	21,0	2,60	1,98
Witzenhausen	Heiligenberg	U4	Grubber	27,3	19,5	2,85	2,26
Sachs. Loßbügelland	Parabraunerde	U3 - U4	Kons. I	20,5	20,0	—	—
Sachs. Loßbügelland	Parabraunerde	U3 - U4	Kons. II	22,9	17,9	5,1	—
Leipziger Tiefland	U3 - Lu		Kons. I	25,4	19,0	—	—
Leipziger Tiefland	U3 - Lu		Kons. II	26,1	21,9	—	—
Sachs. Loßbügelland	Fählende-Pseudogley	U3 - U4	Mulch	24,9	17,1	7,8	—
Sachs. Loßbügelland	Fählende-Pseudogley	U3 - U4	Mulch	21,9	16,3	5,6	—
Mittelwert				25,5	20,64	2,47	2,04
							0,43

Offen ist bisher die Wirkung dauerhaft flacher Bearbeitung auf die Bodenstruktur. Kommt es zu schwer durchwurzelbaren Unterkrumen, die gelegentlich gelockert werden müssen. Dichtemessungen (s. Abb. 2) liefern eine unbefriedigende und heterogene Antwort, da es keine verlässlichen Grenz- oder Indikatorwerte gibt (zur Frage „Verdichtung“ bzw. „Verfestigung“ s. Meyer, B., K.-W. Becker, dieses Heft). Insbesondere lassen sich Strukturschäden durch Umverteilung von groben in feine Poren ohne Volumenänderung nicht erkennen. Zurzeit sind Pflanzen, bes. Rüben und Raps, die besseren Indikatoren. Spätestens, wenn die Rüben nebenstehendes Wurzelbild (Abb.3) zeigen, ist Krumenlockerung angesagt.

Abb. 2: Dichte von Ackerböden nach vieljähriger Flach-Bodenbearbeitung ohne Pflug, ausgewählte Böden aus Tab. 1



Literatur

Meyer, K., 1995: Mikrobielle Biomasse (C,P) und Aktivität von Sandlöss-Parabraunerden im Ackerbau mit und ohne Oberboden-Wendung (Rüben-Getreide-Rotation) – Diplomarbeit Inst f. Bodenwiss., landw. Fak. Univ. Göttingen
 Richter, U., 1995: Einfluss langjährig differenzierter Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge und den Stickstoffhaushalt – Boden und Landschaft, Schriftenr. zur Bodenk., Landeskultur und Landschaftsökol. 4, Justus-Liebig-Univ. Gießen
 Für die Überlassung von Daten danke ich:
 Deller, B., 2001: Vortrag gemeinsame Sitzung der VDLUFA-Fachgruppen I, II, X in Gießen
 Nietzsche, O., Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft

Abb. 3: Zuckerrübe mit horizontal spreitenden Wurzeln in ca. 10 cm Tiefe



Simulation des Wasserhaushalts von Oberflächenabdichtungssystemen – Stand und Entwicklungsperspektiven des HELP-Modells

Klaus Berger

Einleitung

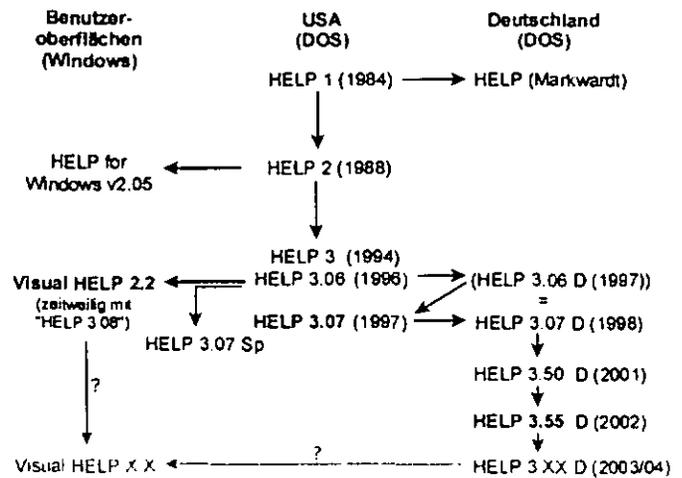
Der Wasserhaushalt und die hydrologische Wirksamkeit sind wesentliche Aspekte bei der standortspezifischen Dimensionierung von Oberflächenabdichtungssystemen. Wegen der Komplexität der beteiligten Prozesse ist ihre Modellierung sinnvoll. Um eine breite Anwendung durch Planungsbüros und Genehmigungsbehörden zu ermöglichen, muss das Modell relativ einfach und die erforderlichen Daten leicht beschaffbar sein. Ausgerichtet auf diese Ziele wurde in den USA das „Hydrologic Evaluation of Landfill Performance“ (HELP) Modell entwickelt. HELP ist das vermutlich am weitesten verbreitete Modell für diesen Anwendungsbereich.

Die derzeit aktuelle Version 3 (SCHROEDER et al. 1994a,b) wurde in einer umfangreichen Validierungsstudie auf ihre Eignung für die Anwendung in Deutschland untersucht (BERGER 1998, BERGER et al. 1999) und später weiterentwickelt (aktuell: SCHROEDER & BERGER, 2002). Für die US-Version wurde eine graphische Benutzeroberfläche für Windows kommerziell entwickelt (Visual HELP von WHI Inc.). Abb. 1 gibt einen Überblick über die Versionen des HELP-Modells (aktuelle Versionen sind fett gedruckt). Mit der Anwendung von Wasserhaushaltsmodellen für Deponieabdichtungssysteme, speziell des HELP-Modells, beschäftigen sich die GDA-EMPFEHLUNG E 2-30, RAMKE et al. (2000) und BERGER (2002).

Stand des HELP-Modells

HELP modelliert eine Vielzahl an hydrologischen Prozessen, jedoch meist auf einem elementaren Niveau (empirische Ansätze). Dennoch fehlen wichtige Prozesse, vor allem die Alterung von Abdichtungssystemen mit ihren verschiedenen Aspekten von der Sukzession der Vegetation

Abb. 1 Stammbaum der HELP-Versionen



bis zur Degradation von Dränschichten z. B. durch Ausfällungen oder von mineralischen Dichtungen z. B. durch die Entwicklung von Schrumpfrissen. Dies liegt vorwiegend daran, dass über diese Prozesse zu wenig bekannt ist, um sie in einem anwendungsorientierten Modell zu berücksichtigen.

HELP 3.55 D (SCHROEDER & BERGER 2002) weist gegenüber der aktuellen Originalversion HELP 3.07 zum einen eine verbesserte und für die Nutzung in Deutschland angepasste Benutzeroberfläche auf:

- neu programmierte und in der Handhabung verbesserte Benutzeroberfläche bei weitgehend unverändertem „look and feel“
- Anpassungen der Dateneingabe an deutsche Verhältnisse: Einlesen von Wetterdaten des DWD, Datenbanken für einige deutsche Stationen mit Parametern für den Wettergenerator und für die Verdunstungsberechnung sowie mit Eigenschaften für deutsche Bodenarten
- Benutzerhandbuch und Online-Hilfetexte in deutsch.

Zum anderen wurden im Simulationsmodul auf Ergebnissen von BERGER (1998) und späteren Validierungsergebnissen aufbauend Fehler korrigiert und einige Prozessmodelle weiterentwickelt oder ausgetauscht:

- Softwaretechnische Überarbeitung zur Vereinfachung von Wartung und Weiterentwicklung des Modells
- Fehlerkorrekturen beim (un)gesättigten Fluss (s. BERGER 2000)
- Fehlerkorrekturen bei bestimmten Aufbauten mit Dränmatten (s. BERGER 2000)

- Pragmatische Weiterentwicklung des Bodenfrostmodells (segmentweises Frieren und Tauen von oben nach unten bzw. umgekehrt); damit weitgehende Behebung von Folgefehlern im Oberflächenabfluss (Überschätzung durch Regen oder Schneeschmelze auf gefrorenem Boden) und im Dränabfluss (unrealistische Spitzen unmittelbar nach dem Tauen: Verteilungs-, kein Mengenfehler)
- Fehlerkorrekturen und Weiterentwicklungen im Teilmodell für die reale Verdunstung und das Wachstum und die Zersetzung der Vegetation, v. a. Austausch des Interzeptionsmodells gegen eines aufbauend auf v. Hoyningen-Huene (1983) mit Interzeptionsspeicher sowie Ergänzung der Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums durch Wasserstress (Luftmangel) aus dem Modell EPIC (SHARPLEY & WILLIAMS 1990).
- Vereinheitlichung der Entwässerungsgrenze durch ungesättigten Fluss auf die „US-Feldkapazität“ (bei 330 hPa Wasserspannung).

Entwicklungsperspektiven

Zur Zeit arbeitet der Autor an der Weiterentwicklung HELP 3.XX D, die Ende 2003/Anfang 2004 erhältlich sein soll. Als wesentliche Neuerung wird sie dem Benutzer erlauben, die Eigenschaften eines Profilaufbaus in der Zeit ändern zu können (bisher waren diese in einem Simulationslauf konstant). Damit wird es möglich sein, z. B. die Sukzession der Vegetation oder die Degradation von Dränschichten z. B. durch Ausfällungen oder die von mineralischen Dichtschichten durch Austrocknung und Rissbildung nachzubilden. Diese Prozesse werden jedoch nicht modelliert (vgl. die Aussage oben), sondern der Benutzer muss die entsprechenden Vegetations- und Bodenparameter sinnvoll z. B. auf Basis von empirischen Untersuchungen oder Worst-case-Szenarien setzen. Darüber hinaus soll die Benutzerfreundlichkeit im Bereich der Tagesausgaben und der Dokumentation verbessert werden.

Als Entwicklungsperspektiven für die weitere Zukunft sind – neben der Umstellung auf eine Windows-Benutzeroberfläche – vor allem Weiterentwicklungen bei der Modellierung der Verdunstung und der Vegetation vorgesehen, v. a.:

- die Verbesserung der Modellierung von höherem Bewuchs (Buschwerk, Wald) durch entsprechende Parameterwerte für die potentielle Verdunstung und möglichst ein eigenes Wachstums- und Zersetzungsmodell (das bis-

herige wurde für Agrarpflanzen und Gräser entwickelt)

- die Möglichkeit, mehrstöckigen Bewuchs zu simulieren.

Literatur

BERGER, K., 1998: Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse. Schlußbericht, Umweltbundesamt, Fachgebiet III 3.6, Berlin (*vergriffen*)

BERGER, K., 2000: Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung des HELP-Modells. Müll und Abfall, 32 (2), S. 65-76

BERGER, K., 2002: Anwendung des HELP-Modells für die Simulation des Wasserhaushalts von Oberflächenabdichtungssystemen. In: FRANZIUS, V.; WOLF, K.; BRANDT, E. (Hrsg.): Handbuch der Altlastensanierung, 2. Aufl., 30. Erg.-Lfg. Aug. 2002, Kennzahl 5588

BERGER, K.; SCHNEIDER, W.; MIEHLICH, G.; 1999: Validierung des HELP-Modells zur Wasserhaushalts-simulation von Oberflächenabdichtungssystemen. Wasser & Boden, 51 (10), S. 20-25

GDA-EMPFEHLUNG E 2-30: Modellierung des Wasserhaushalts der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien. Bautechnik 75 (9), 1998, S. 616-626; auch in RAMKE et al. (Hrsg., 2000); überarb. Fassung i. V., s.: www.gdaonline.de (Downloads)

HOYNINGEN-HUENE, J. v., 1983: Die Interzeption des Niederschlages in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. In: DVWK, Schriften 57: Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt. Paul Parey, Hamburg, Berlin, S. 1-53

RAMKE, H.-G.; BERGER, K.; STIEF, K. (Hrsg.); 2000: Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten. Anwendung des HELP-Modells und Gestaltung der Rekultivierungsschicht. Tagung, 8. September 2000. Universität Hamburg, Hamb. Bodenkundl. Arb. 47

SCHROEDER, P.R.; BERGER, K.; 2002: Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell. Deutsche Version HELP 3.55 D. CD mit Programm und elektronischer Dokumentation. Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg; Internet: www.geowiss.uni-hamburg.de/i-boden/fsimhelp.htm

SCHROEDER, P.R.; et al.; 1994a,b: The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model. 2 Bd.: User's Guide / Engineering Documentation for Version 3. EPA/600/R-94/168a,b, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio

SHARPLEY, A.N.; WILLIAMS, J.R.; 1990: EPIC – Erosion / Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation. US Department of Agriculture, ARS, Report PB91-136119. Aktual. Auszug im Internet: www.brc.tamus.edu/epic/documentation/index.html

N-Stoffflüsse in einem soligenen Hangmoor im Nationalpark Hochharz

Bernsdorf, S.¹; Böhlmann, N.¹; Meissner, R.²; Borg, H.¹; Wegener, U.³; Böhme, F.²; Russow, R.²

1 Einleitung und Zielstellung

Die besonderen klimatischen als auch geologischen Verhältnisse des Hochharzes bieten optimale Bedingungen für die Moorbildung, so dass sich hier eine Vielzahl kleinflächiger Moore entwickeln konnte. Extreme Standortverhältnisse bedingen eine hochspezialisierte Vegetation, welche an nährstoffarme Bedingungen angepasst ist. Atmosphärische N-Depositionen haben in den letzten Jahrzehnten europaweit zugenommen (Pitcairn et al. 1995) und lassen eine Beeinträchtigung des N-Stoffhaushaltes und somit Auswirkungen auf die Vegetationszusammensetzung und Entwicklung der sensiblen Moorökosysteme vermuten. Hieraus leiten sich folgende Forschungsziele ab:

- Quantifizierung der N-Stoffflüsse im Mooreinzugsgebiet (N-Input und -Output)
- Untersuchungen zur Hydrologie und Trophie an einem ausgewählten soligenen Hangmoor

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsstandort

Das Untersuchungsgebiet ist das Ilsemoor, ein soligenes Hangmoor mit einer Fläche von ~ 1,5 ha, welches sich in 812 – 893 m ü. NN östlich der Brockenkuppe im Ilsequeengebiet befindet. Die relativ junge Moorbildung vollzog sich auf einer sandig-grusigen Verwitterungsdecke des Brockengranits, wobei Torfmächtigkeiten von maximal 1,5 m vorkommen. Die Vegetation des Ilsemoores ist durch eine Nieder- bis Übergangsmoorvegetation in den offenen Bereichen (1/3 der Moorfläche) und Fichten-Bruchwald (2/3 der Moorfläche) charakterisiert (Baumann 2001). Das Einzugsgebiet hat eine Größe von 0,13 km².

2.2 Methode

Am Untersuchungsstandort wird der N-Eintrag in Abhängigkeit vom Eintragspfad sowie der N-Austrag (Abfluss) aus dem Mooreinzugsgebiet quantifiziert. Des weiteren werden Untersuchungen des Moorwassers durchgeführt. Die angewandten Methoden sind in Tab. I zusammengefasst. Die Erfassung der N-Deposition im Freiflächenniederschlag wurde parallel mit Hilfe der Bulk-Deposition sowie des ITNI – Messsystems vorgenommen. Unter Anwendung des ITNI wird integral über eine bestimmte Vegetationsperiode der aus der Atmosphäre eingetragene Gesamtstickstoff in ein Boden-Pflanzen-System gemessen. Im Vergleich zur Bulk-Deposition wird die gasförmige N-Deposition und die Aufnahme von Stickstoff durch Pflanzen berücksichtigt. Für die Untersuchungen des Moorwassers wurden 5 Messstellen ausgewählt, die sich hinsichtlich ihres Reliefs (Höhenunterschied von 6m, 12 % Gefälle)

sowie der Vegetation (Fichten-Bruchwald, Niedermoor- und Hochmoorvegetation) unterscheiden.

Tab. 1: Untersuchungsmethoden

Stoffpfad	Methode	Parameter
N-Eintrag		
Freiflächenniederschlag	Bulk ITNI (Integral Total Nitrogen Input)	N _x , NH ₄ -N, NO ₃ -N, pH, LF* N _x , ¹⁵ N
Bestandenniederschlag	Bulk, Stamm (Muschelton)	N _x , NH ₄ -N, NO ₃ -N, pH, LF*
Hangmoor	Vor-Ort-Messung (Lagereinschätzung)	N _x , NH ₄ -N, NO ₃ -N, pH, LF*
N-Austrag		
Abfluss	Thomson-Dreiecküberlaufwehr (Ungelassner)	N _x , NH ₄ -N, NO ₃ -N, pH, LF*
Moor		
Moorwasser	Pezometerrohre	Wasserstand, O ₂ , RP, T [°] N _x , NH ₄ -N, NO ₃ -N, pH, LF*

* wöchentliche Probenahme

Die Messstellen hangabwärts sind durch abnehmenden Hangwassereinfluss und wasserführende Erosionsrinnen beeinflusst.

3 Ergebnisse und Diskussion

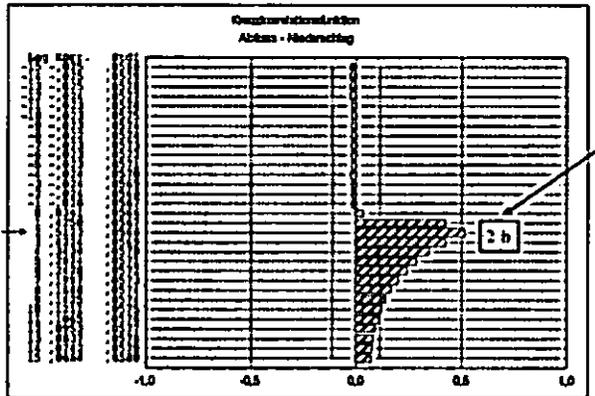
3.1 N-Eintrag und -Austrag

Im hydrologischen Jahr 2002 wurden 2106 mm Freiflächenniederschlag, 1105 mm Kronendurchlauf und 41 mm Stammablauf gemessen. Die Interzeptionsverdunstung hat somit einen Anteil von 46 % des Freiflächenniederschlags. Zwischen den N-Gehalten im Freiflächenniederschlag und der Niederschlagsmenge besteht ein schwacher nichtlinearer Zusammenhang. Die höchsten Gehalte wurden bei niedrigen Niederschlagsmengen nachgewiesen. Mit zunehmenden Niederschlägen nehmen die N-Gehalte ab. Während die NH₄-N-Gehalte erst bei 80 l/m² kaum Veränderungen zeigen, nehmen die NO₃-N-Gehalte rapide mit steigenden Niederschlagsmengen ab. Bereits bei einer Menge von etwa 10 l/m² sind die Gehalte relativ konstant. Demzufolge wird NO₃ eher als NH₄ nass deponiert. Zwischen Hangwasser- und Abflussmenge besteht ein linearer Zusammenhang (r²=0,95), so dass auf der Grundlage des kontinuierlich aufgezeichneten Abflusses eine Regressions-schätzung der Hangwassermenge erfolgte. Im hydrologischen Jahr 2002 wurden insgesamt 1676 mm Abfluss und 780 mm Hangwasser registriert. Abflussspitzen traten im Frühjahr im Zusammenhang mit der Schneeschmelze auf. Hiermit verbunden waren hohe N-Frachten im Abfluss sowie im Hangwasser. Ebenfalls hohe N-Austräge wurden im Oktober bei hohem Abfluss nachgewiesen. Die N-Frachten im Sommer sind tendenziell auch bei hohen Abflussmengen geringer, da hier vermutlich infolge der N-Aufnahme durch Pflanzen eine erhöhte N-Retention im Ökosystem erfolgt. Zwischen den NO₃-N-Konzentrationen im Hangwasser und im Abfluss besteht ein schwacher linearer Zusammenhang (r²=0,53), der darauf hindeutet, dass das Hangwasser kaum chemischen Veränderungen im Moorkörper unterliegt. Aufgrund der vorhandenen Erosionsrinnen ist vermutlich ein relativ schnelles Abfließen des Hangwassers bedingt. Hierfür spricht ebenfalls die beobachtete kurze Zeitverzögerung (ca. 2 h) von Abflussspitzen nach Starkniederschlägen (Abb. 1) sowie die vergleichbare Zusammensetzung der N-Fracht im Abfluss und Hangwasser.

¹ Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg. Institut für Agrartechnik und Landeskultur, L.-Wucherer-Str. 81, D 06108 Halle/S.
² Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Th.-Lieser-Str. 04, D 06120 Halle/S.
³ Nationalpark Hochharz, Lindenallee 35, D 38855 Wernigerode

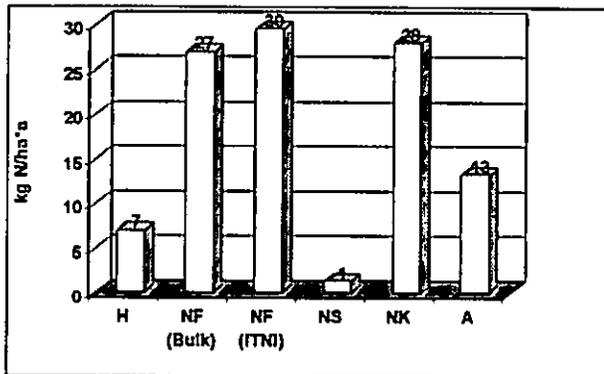
Die auf der Grundlage der wöchentlich ermittelten N-Konzentrationen und Wassermengen berechneten N-Frachten sind in Abb. 2 zusammengefasst.

Abb. 1: Zeitliche Verzögerung des Abflusses nach Starkniederschlag (40 mm/h)



Zwischen den parallel durchgeführten Methoden zur Erfassung des N-Eintrags im Freiflächenniederschlag bestehen nur sehr geringe Unterschiede. Ursache hierfür ist die untergeordnete Bedeutung der Pflanzenaufnahme aufgrund des spärlichen Pflanzenbewuchses im ITNI-Versuch.

Abb. 2: N-Frachten im hydrologischen Jahr 2002



H: Hangwasser, NF: Freiflächenniederschlag
NS: Stammablauf, NK: Kronendurchlauf
A: Abfluss

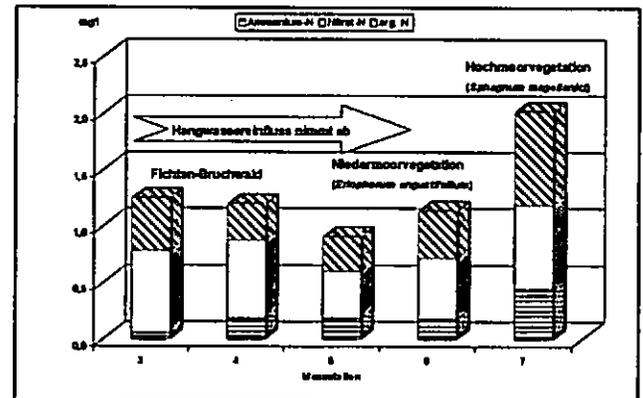
Anhand der ermittelten N-Frachten im Eintrag und Austrag wird eine N-Retention im untersuchten Moorökosystem deutlich. Das Retentionsverhalten des Moores weist eine jahreszeitliche Dynamik auf. Im Sommer werden im Vergleich zum Winter höhere N-Mengen zurück gehalten. Während der Schneeschmelze ist keine Retention von N vorhanden.

3.2 Moorwasser

Die gemessenen Wasserstände im Ilsemoor zeigen deutlich den Einfluss des Reliefs. Mit zunehmender Entfernung vom Hangwassereinflussbereich, das heißt mit abnehmendem Gefälle treten deutlichere Wasserstandsschwankungen auf. In den Sommermonaten sinken die Wasserstände stark ab (- 38 cm u. GOK). Die Wasserstände im Hangwassereinflussbereich unterliegen geringeren Schwankungen und sinken aufgrund des permanent zufließenden Hangwassers nur bis maximal 15 cm unter Geländeoberkante. Die hydrologischen Verhältnisse zeigen einen Einfluss auf die Zusammensetzung der N-Komponenten im Moorwasser. Mit abnehmendem Hangwassereinfluss nehmen die $\text{NH}_4\text{-N}$ -

Konzentrationen zu und die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte tendenziell ab (Abb. 3). Die größten Unterschiede der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalte zwischen den Messstellen sind bei hohen Temperaturen, niedrigen Wasserständen und niedrigen Niederschlägen vorhanden. Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte des Moorwassers sind als hoch einzuschätzen und deuten auf Sauerstoffeinträge durch zufließendes Hangwasser bei allen Messstellen hin. Die N-Konzentrationen des Moorwassers zeigen zudem Unterschiede in Abhängigkeit von der Vegetation. Infolge geringerer N-Aufnahmen sind die N-Gehalte im Moorwasser bei vorherrschender Hochmoorvegetation am niedrigsten.

Abb. 3: Zusammensetzung der N-Komponenten im Moorwasser



4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Untersuchungen zeigen deutlich, dass die Hydrologie und Trophie des Ilsemoors im wesentlichen durch Hangwasser und wasserführende Erosionsrinnen bestimmt wird. Folgende Ergebnisse unterstützen diese Aussage:

- Geringe zeitliche Verzögerung zwischen Niederschlag und Abfluss
- Zusammenhang zwischen Hangwasser- und Abflussmenge, N-Gehalten und -Frachten im Hangwasser und Abfluss
- Hohe Nitrat-N-Gehalte des Moorwassers
- Unterschiede in der Zusammensetzung der N-Komponenten in Abhängigkeit vom Relief

Die für den Untersuchungsstandort ermittelten N-Einträge sind langfristig für deren Entwicklung als kritisch einzuschätzen. Obgleich eine N-Retention innerhalb des Moorökosystems festgestellt wurde, deuten erhöhte N-Konzentrationen im Moorwasser unter Hochmoorvegetation sowie hohe $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalte des Moorwassers aller Messstellen auf eine Beeinflussung des N-Stoffhaushaltes durch N-Einträge hin.

5 Literatur

- Baumann, K. 2001, unveröffentlicht, Vegetation eines soligenen Hangmoors im Ilsequeelgebiet (Nationalpark Hochharz), Kartierung im Auftrag der Nationalparkverwaltung Hochharz
- Pitcairn, C. E. R.; Fowler, D.; Grace, J. (1995): Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris*. Environmental pollution 88: 193 – 205.

Auswirkung der Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft auf das Grundwasser

Wolf-Anno Bischoff*;
Stefan Köhler[†]; Martin Kaupenjohann[‡]

Problematik und Fragestellungen

Klärschlämme enthalten wertvolle Nährstoffe, haben einen hohen Corg-Gehalt in der Trockensubstanz und häufig einen günstigen pH-Wert. Daher sind sie im Sinne eines Kreislaufgedanken potenziell ein wertvoller Dünger und Bodenverbesserer in der Landwirtschaft.

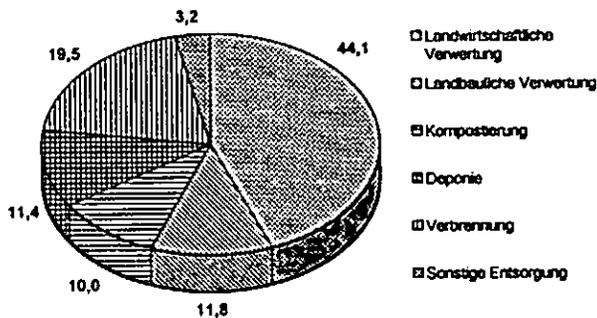


Abb. 1: Klärschlammverwertung 1996

Problematisch sind jedoch der variable Schadstoffgehalt und die Vielzahl der Stoffe, die im Klärschlamm enthalten sind.

Ziele der vorliegenden Klärschlamm-Studie waren die Untersuchung des Verhaltens von Zinnorganika und Mineralölkohlenwasserstoffen in den Kompartimenten Boden und Pflanze und der Austrag in das Grundwasser, sowie die Abschätzung der Gefährdung des Grundwassers durch pathogene Keime.

Methoden

Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurden Feld- und Säulenversuche auf zwei unterschiedlichen Standorten (sandige Braunerde bei Forchheim / Rheintal, lehmige Parabraunerde bei Oberndorf / Hochfläche Nähe mittlerer Neckar) durchgeführt.

In den Feldversuchen wurden an jedem Standort eine Kontrolle und eine Klärschlammparzelle mit Karotten (*Daucus carota*, Sorte Nantaise) eingesät. Die

Klärschlammparzelle wurde mit einer 5 t/ha Trockensubstanz entsprechenden Flüssigschlammgabe zur Saat beaufschlagt.

Auf dem Feld wurde mit Monitoring Boxen kontinuierlich das Sickerwasser beprobt und mit Bodenproben der mikrobielle Abbau untersucht. Am Ende der Kultur wurden Pflanzenproben nach Kraut und Wurzel getrennt genommen und ebenfalls auf den Transfer Boden-Pflanze untersucht.

Für die Säulenversuche wurden von beiden Standorten ungestörte Bodensäulen entnommen und auf eine Anlage gestellt, bei der Unterdruck und Beregnung gesteuert werden konnten, um den Effekt besonderer Prozesse zu untersuchen. Dabei wurden eine feuchte Winterperiode und eine trockene Sommerperiode mit intermittierendem Starkregen simuliert.

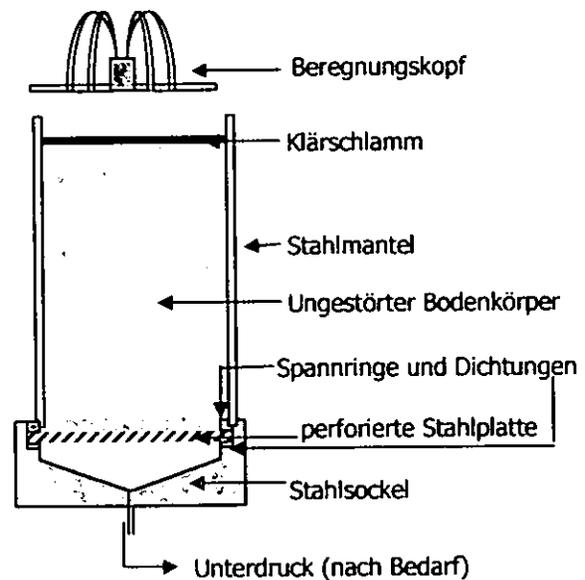


Abb. 2: Aufbau der Säulenversuchsanlage

In den Säulenversuchen wurden die Sickerwassermenge, ein zugegebener Bromidtracer und die Schadstoffkonzentration erfasst. Am Ende des Versuchs wurden die Restgehalte an Zinnorganika und Mineralölkohlenwasserstoffen bestimmt.

Ergänzend wurde an anderen Säulen der Durchbruch von Indikatororganismen der Darmflora (Coliforme, Streptokokken) untersucht. Um qualitative Informationen über die Durchlässigkeit der Deckschicht zu erhalten, wurde an einem Standort ein Farbtracerversuch durchgeführt.

* Gutachterbüro Terraquat; Steckfeldstr. 36; 70599 Stuttgart; Email: w.bischoff@terraquat.com

[†] Institut für Bodenkunde und Standortslehre; Universität Hohenheim

[‡] Fachgebiet Bodenkunde; TU Berlin

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Der Pfad Boden – Pflanze war für die beiden Schadstoffe nicht eindeutig nachweisbar, was durch pflanzenbürtige Stoffe ähnlicher chemischer Struktur und starke Verdünnungseffekte begründet ist.

Sowohl in den Feld- als auch in den Laborversuchen konnten geringe Mengen an Zinnorganika auf dem Pfad Boden – Grundwasser gefunden werden. Für die Mineralölkohlenwasserstoffe war bei der für das UBA getesteten Methode ein Nachweis nur unsicher durchführbar.

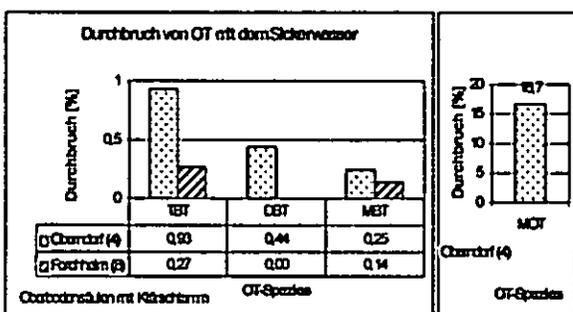


Abb. 3: Säulenversuch – Durchbruch von Zinnorganika (Mono-, Di-, Tributylzinn = MBT, DBT, TBT; Monoalkylzinn = MOT) in 2 von 12 Säulen

Dieser Durchbruch fand in den Säulenversuchen insbesondere an der dichtesten Säule (4) mit der geringsten Wasserleitfähigkeit statt. Auch auf den Praxisflächen wurden mehr Zinnorganika auf dem lehmigen Standort, auf dem das Wasser deutlich langsamer nach Regenereignissen versickerte, ausgewaschen.

Daraus leiten wir folgende Hypothese ab:

Bei stark sorbierenden Substanzklassen wie den Zinnorganika kann eine Verlagerung insbesondere dann stattfinden, wenn relativ wenige Poren für den größten Teil der Leitfähigkeit verantwortlich sind. Je kleiner also der transportaktive Porenraum ist, umso größer die lokale Aufkonzentration und Möglichkeit zum Durchbruch.

Der Grund dafür ist, dass diese Poren dann ein relativ größeres Einzugsgebiet haben als gleich leitfähige Poren auf anderen Standorten (s. Abb. 4). Diese wenigen Poren führen dann größere belastete Wassermengen ab. Damit steigt die Chance a) der Aufsättigung der Sorptionsplätze oder wahrscheinlicher

b) kurzer Transportzeiten und damit kurzer Sorptionszeiträume / geringerer Trefferwahrscheinlichkeit an der Porenwandung.

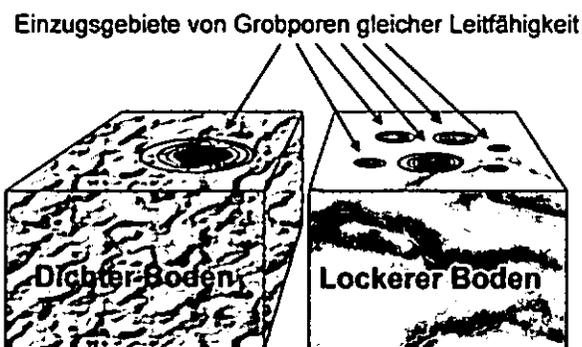


Abb. 4: Veranschaulichung zur Hypothese des transportaktiven Porenraums

Eine Hygienisierung des Klärschlammes hatte nicht ausreichend stattgefunden. Der Ausgang von Tomaten aus nicht abgetöteten Samen belegt dies.

Die untersuchte Deckschicht (ca. 1 m Löss über Muschelkalk) erscheint nicht geeignet, das Grundwasser vor pathogenen Keimen zu schützen. Dies belegen sowohl der qualitative Feldtest als auch die Säulenversuche.

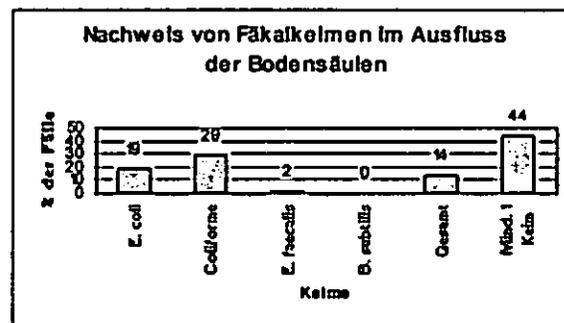


Abb. 5: Durchbruch von Fäkalkeimen

Diese Indizien sprechen wegen der Gefährdung angrenzender Umweltkompartimente zurzeit gegen die Ausbringung von Nassklärschlämmen in der Landwirtschaft. Für getrocknete / gereifte Schlämme könnten sich andere Schlussfolgerungen ergeben.

Literatur:

UBA-Forschungsbericht 298 33757: Untersuchung von Klärschlamm auf ausgewählte Schadstoffe und ihr Verhalten bei der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung. 2003. Im Druck.

Kombinierte Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt

L. Breuer, J.A. Huisman, H.-G. Frede

Einleitung

Im Rahmen des Sonderforschungsbereichs 299 „Periphere Regionen“ liegt ein Schwerpunkt der Arbeit im Bereich der Landnutzungsmodellierung und der Beschreibung von ökonomischen und ökologische Zielgrößen. Ein wesentliches Ziel dabei ist die Analyse von Landnutzungsoptionen hinsichtlich ihres ökonomischen Potentials unter Berücksichtigung der Auswirkungen auf den Wasser und Stoffhaushalt sowie der floristischen und faunistischen Biodiversität (Weber et al. 2001). Hierzu wurde ITE²M (Integrated Tools for Economic and Ecological Modelling) entwickelt und im Folgenden angewendet.

Material & Methoden

Untersuchungsraum

Der Untersuchungsraum des SFB 299 ist das Einzugsgebiet der Dill mit einer Größe von 692 km². Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Szenarien der Mutterkuhhaltung wurden für ein Teileinzugsgebiet der Aar von 60 km² (Pegel Bischoffen) berechnet. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 817 mm bei einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8.0 °C. Die aktuelle Landnutzung ist geprägt durch 42 % Wald, 25 % Ackerfläche, 20 % Weideland, 10 % Brache und 3 % Siedlung.

Integrierte Modellierung

ITE²M ist ein räumlich differenziertes Modellkonzept, in dem, basierend auf einem einheitlichen GIS, Modelle aus unterschiedlichen wissenschaftlichen Disziplinen vernetzt werden.

Das agro-ökonomische Modell ProLand berechnet, basierend auf einem Raster (25 x 25 m), je Zelle die maximale Bodenrente unter Beachtung von biotischen (Klima, Relief, Boden etc.) und abiotischen (Abschreibungen, Zuschüsse, Betriebsmittel, Lohnkosten etc.) Faktoren (Kuhlmann et al. 2002).

Zur Modellierung der Diversität wird der zelluläre Automat ANIMO eingesetzt. ANIMO berechnet basierend auf faunistischen und floristischen Arteninventaren sowie deren Nachbarschaftsbeziehungen verschiedene Diversitätsindizes (Steiner und Köhler 2003).

SWAT ist ein öko-hydrologisches semi-verteilt Modell zur Analyse von langfristigen Änderungen des Wasser- und Stoffhaushalts (Arnold et al. 1998). SWAT wurde an die Gegebenheiten des Untersuchungsraums angepasst (Eckhardt et al. 2002) und automatisch kalibriert.

Landnutzungsszenario: Mutterkuhhaltung

Auf Grund struktureller und ökologischer Nachteile ist die Landnutzung im Untersuchungsgebiet durch eine kleinräumige Landwirtschaft und einen hohen Anteil an Brachflächen charakterisiert. Für derartige Standorte sind angepasste Landnutzungsformen essentiell, so dass auch an diesen marginalen Standorten eine wettbewerbsfähige Landwirtschaft zukünftig werden kann. Eine Option, die im Rahmen der vorliegenden Landnutzungsszenarien untersucht wird, ist das Produktionsverfahren der Mutterkuhhaltung mit Winteraußenhaltung (MK_{Winter}). In den Szenarien wurden die Flächen ausgewiesen, in denen im Vergleich zur bisherigen Landnutzung (Kontrolle) die Einführung der MK_{Winter} eine Verbesserung der Bodenrente von >0 %, 10 %, 25 % und 50 % erwirkt (Tab 1). D.h. der größte Anteil mit Änderung der Landnutzung erfolgt im >0 % Szenario, da hier schon eine gering bessere Bodenrente – eben > 0% – zu einem Landnutzungswechsel führt. Eine Zunahme der Bodenrente von 50 % und mehr erfolgt nur in wenigen Standorten (Tab. 1). Forstflächen (50.3 %), Siedlungsflächen (5.3 %) und Wasserflächen (1.5 %) unterliegen keiner Landnutzungsänderung und wurden deshalb in Szenarien flächenfixiert.

Tab. 1: Landnutzungsanteile für Szenarien, in denen das Produktionsverfahren Mutterkuhhaltung mit Winteraußenhaltung zu einer prozentualen Verbesserung der Bodenrente führt.

Szenario	>0 %	10 %	25 %	50 %	Kontr.
Ackerland	4.2	7.8	14.7	19.6	20.0
Weideland	38.7	35.0	28.1	23.2	22.9
Milchvieh	13.1	14.7	17.3	19.1	19.6
Mutterkuh	25.6	20.2	10.8	4.1	3.2

Für die hydrologische Modellierung wurden Eingangs- und Validierungsdaten des Zeitraums November 1986 bis Oktober 1998 genutzt.

Ergebnisse & Diskussion

Die Einführung der MK_{Winter} hat für die gesamte Wertschöpfungskette im Untersuchungsraum einen positiven Effekt, der zum einen durch den geringeren Arbeitseinsatz im Zuge der Extensivierung durch die Mutterkuhhaltung und zum anderen durch die Einsparungen im Bereich der Betriebsgebäude zu sehen ist (Abb. 1).

Ebenfalls positiv wirkt sich die Einführung der MK_{Winter} auch auf die floristische Biodiversität aus. Die Einführung der MK_{Winter} hat eine Heterogenisierung der landwirtschaftlichen Nutzflächen zur Folge (Tab. 1), die sich positiv auf die im Modell ANIMO zu Grunde gelegten Nachbarschaftsbeziehungen auswirkt. Die daraus folgenden, sich stark ändernde β -Diversität (Unähnlichkeit von Habitaten) hat somit auch einen direkten Einfluss auf die γ -Diversität (Abb. 1).

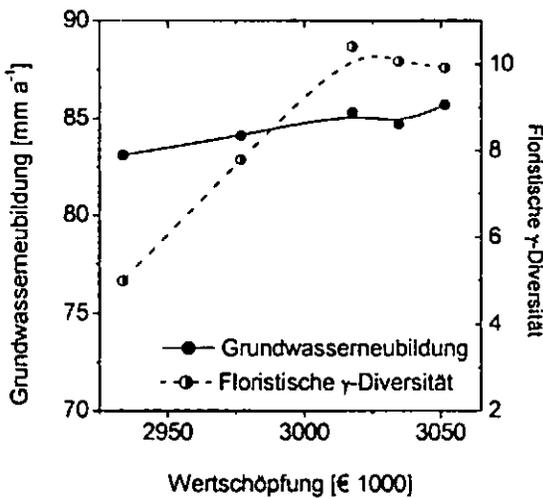


Fig. 1: Ökonomisch-ökologische Trade-off Beziehungen als Folge der Einführung von Mutterkuhhaltung mit Winteraußenhaltung im Untersuchungsgebiet.

Die Auswirkungen des Landnutzungswechsels hin zu einem erhöhten Flächenanteil an Weideland hat auf die hydrologischen Komponenten im Untersuchungsraum nur geringe Auswirkungen. So ändert sich beispielsweise die Grundwasserneubildung mit 83-86 mm nicht signifikant. Auch ist die Änderung des Gesamt-abflusses von < 5 % als nicht signifikant einzu-stufen (Abb. 2). Betrachtet man hingegen die zeitliche Dynamik des Abflussverhaltens, so ist zu erkennen, dass vor allem im hydrologischen Sommerhalbjahr der Gesamt-abfluss bis zu 17 % reduziert sein kann. Diese Differenz be-ruht im Wesentlichen auf einer erhöhten Eva-

potranspiration der Weideflächen im Vergleich zu den Ackerflächen. Da der Abfluss im Sommerhalbjahr im Untersuchungsgebiet in den vorlie-genden Landnutzungsszenarien mit 35-42 mm gering ist, kann eine Reduktion dieser Abfluss-menge vor allem gewässerökologische Auswir-kungen haben.

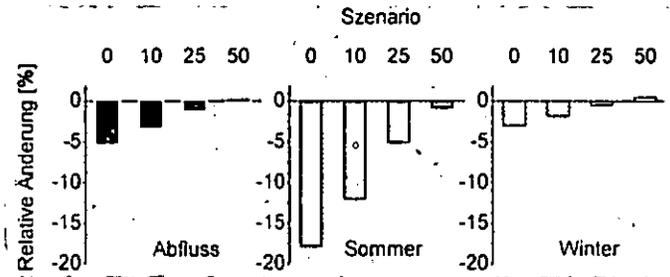


Abb. 2: Relative Änderung des Abflusses auf Grund von unterschiedlichen Landnutzungsszenarien.

Eine optimierte Landnutzung mit einer relativ hohen Wertschöpfung bei gleichzeitiger hoher γ -Diversität und konstanter Grundwasserneubildung kann aus Fig. 1 im Bereich der Wertschöpfung von ca. € 3,025 Mio. ermittelt werden. Diese Wert-schöpfung entspricht in etwa den ProLand Land-nutzungsszenarien von 25 %. Vergleicht man nun die für diese Landnutzungs-konstellation notwen-digen Flächenänderungen, so fällt auf, dass der Anteil der Ackerfläche von 20 % (Kontrolle) auf 13-18 % und der der intensiven Milchkuhhaltung von 20 % (Kontrolle) auf 16-18 % reduziert wer-den muss, um im Gegenzug auf diesen frei wer-denden Flächen die optimierte MK_{Winter} umzuset-zen. Damit einhergehen würde auf ökologischer und ökonomischer Sicht optimierte Landnutzung.

Literatur

Arnold JG, Srinivasan R, Mutiah RS, Williams JR, 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. *J Am Water Res Assoc* 34, 73-88.

Eckhardt K, Haverkamp S, Fohrer N, Frede H-G, 2002. SWAT-G a version of SWAT99.2 Modified for Application to Low Mountain Range Catchments. *Phys Chem Earth B* 27, 641-644.

Kuhlmann F, Möller D, Weinmann B, 2002. Modellierung der Landnutzung – Regionshöfe oder Raster-Landschaft. *Ber Landwirtschaft* 80, 351-392.

Steiner N, Köhler W, 2003. Effects of landscape patterns on species richness - a modelling approach. *Agricult Ecosys Environ* 93, 353-361

Weber A, Fohrer N, Möller D, 2001. Long-term land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic factors - effects on landscape and functions. *Ecol Model* 140, 125-140

Mangantransport in der Landschaft in Abhängigkeit von der Bodennutzung im Bergbaubezirk Molango, Mexiko.

Cram, S.¹⁾, Olvera-Vargas, L.²⁾, Ramirez-Cruz, J.M.²⁾, Herre, A.²⁾ Ramos, Y.²⁾ und Siebe, Ch.²⁾*

Einleitung

Im bergigen Nebelwald des Bezirks Molango, Ostmexiko, kommen weitflächig manganhaltige Sedimentgesteine vor, welche durch Faltung und Hebung an die Oberfläche gelangt sind. Sie werden seit Jahrzehnten in verschiedenen Berg- und Tagebauwerken abgebaut und in einer Pelletierungsanlage vor Ort konzentriert und oxidiert.

Eine epidemiologische Studie stellte fest, daß Anwohner Symptome einer durch Mangantoxizität hervorgerufenen neurologischen Krankheit aufweisen (Santos Burgoa, 2000).

Sowohl der Abbau als auch die Aufbereitung der Manganvorkommen führen über unterschiedliche Prozesse und Transportwege zur Manganfreisetzung und -verbreitung in die Umweltkompartimente Luft, Boden, Pflanze, Oberflächengewässer.

Aber auch die landwirtschaftliche Nutzung trägt zum Bodenabtrag und damit zur Sedimentfracht der Oberflächengewässer bei.

Es galt den Beitrag der verschiedenen Bodennutzungsformen (Landwirtschaft, Wald und Bergbau) auf die Manganfracht in Sedimenten und Oberflächengewässern zu bestimmen.

Probenahme und Methoden

Flußwasser- und Sedimentproben aus 3 Wassereinzugsgebieten (Cuate und Chipoco in Otongo, Kaltetla in Naopa, La Cañada und Malila in Nonoalco) wurden jeweils in der Trocken- und Regenzeit genommen. Dabei wurden die unterschiedlichen Bodennutzungsformen (Bergbau, Landwirtschaft, Wald) berücksichtigt.

Es wurden auch verschiedene Abfälle, die aus dem Mn-Bergbau und -Aufbereitung anfallen, beprobt sowie die Oberböden der Einzugsgebiete.

Die Proben wurden auf Mn mittels AAS bzw. RFA analysiert. Im Wasser wurde auch das pH und die elektrische Leitfähigkeit bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Mn-Gehalte in den Abfällen sind um zwei Größenordnungen höher als die Gehalte in den Oberböden (Tab. 1).

Tabelle 1. Mangan Gehalte in Böden und Bergbauabfällen.

Probe	Mangan (%)
Oberboden Pemuxtitla	0.50 - 0.47
Oberboden Naopa	0.74 - 0.19
Pelletierungsabfälle	22 - 24
Haldenabfälle Nonoalco	16 - 36

Abbildung 1 zeigt Mn-Gehalte im Flußwasser (a) und in den Sedimenten (b) der Proben in der Trocken- und Regenzeit (es werden nur die Ergebnisse aus einem Wassereinzugsgebiet gezeigt).

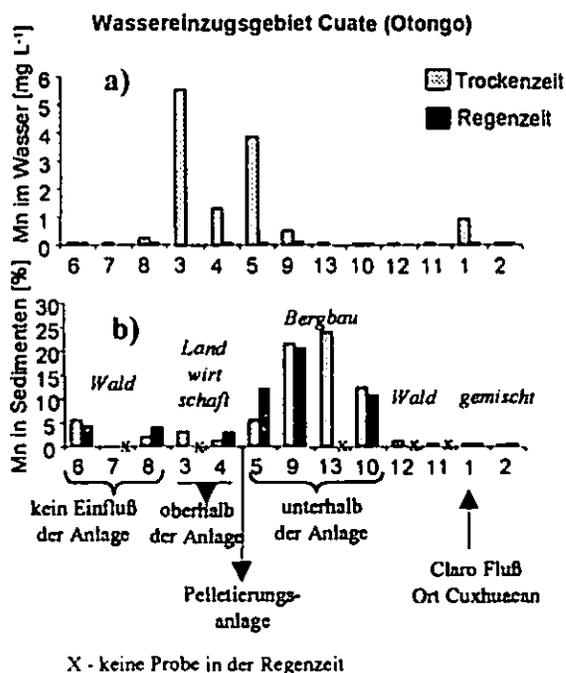


Abbildung 1. Mn-Gehalte in a) Flußwasser und b) Sedimente im Wassereinzugsgebiet Cuate.

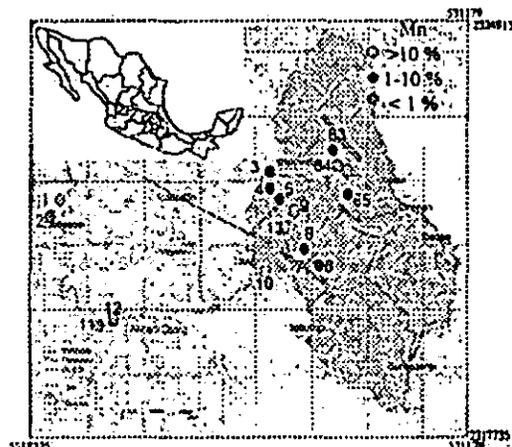


Abbildung 2. Wasser- und Sedimentprobestellen im Wassereinzugsgebiet Cuate im Bergbaubezirk Molango, Mexiko.

Die Mn-Fracht in Sedimenten (Abb. 1b) ist in der Trocken- und Regenzeit an den einzelnen Standorten sehr ähnlich. Unterschiedliche Bodennutzung bewirkt große Änderungen in der Mn-Fracht. Die Proben 6 bis 8 weisen Mn-Gehalte

* e-mail: silre@servidor.unam.mx

1) Instituto de Geografía, 2) Instituto de Geología Universidad Nacional Autónoma de México, Cd. Universitaria, México D.F. CP 04510, México

von 0.1 bis 5.5% auf; diese Proben liegen am Hang gegenüber der Pelletierungsanlage (Abb.2), an dem die Bodennutzung hauptsächlich aus natürlicher Vegetation mit geringer landwirtschaftlicher Nutzung besteht.

Die Mn Gehalte in Proben 5 und 9, direkt unterhalb der Pelletierungsanlage, wo die Staubrückstände der Mn-Aufbereitung ($MnCO_3$ wird bei $1350^\circ C$ oxidiert) neben der Anlage auf dem Hang (35° Steigung) deponiert werden (Bild 1), liegen zwischen 5 und 20% und bleiben 3 km flußabwärts erhöht (Proben 13 und 10).

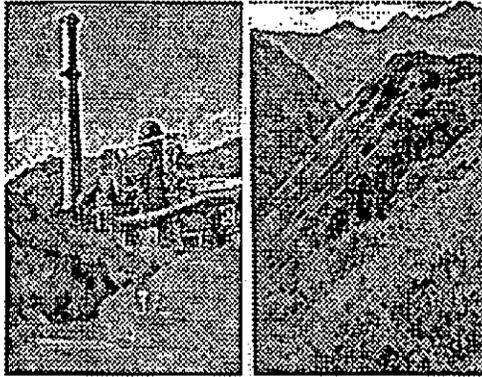


Bild1. Pelletierungsanlage und Staubbefälle die am Hang deponiert werden.

Weiter flußabwärts (15 km, Proben 12 und 11; und 30 km Proben 1 und 2) finden wir wieder sehr geringe Mn-Gehalte (0.2 - 0.8%) in den Sedimenten.

Die Konzentrationen im Flußwasser korrelieren nicht mit denen der Sedimente (Abb. 1a). Die höchste Mn Konzentration finden wir in Probe 3, oberhalb der Pelletierungsanlage. Die dazugehörige Sedimentprobe weist geringe Gehalte auf. Ähnliches trifft für Probe 4 zu.

Auch in der Wasserprobe 1 wurden $0,8 \text{ mgL}^{-1}$ Mn gemessen bei sehr geringem Mn-Gehalt im Sediment (0,4%).

In der Regenzeit zeigt sich ein Verdünnungseffekt in den Wasserproben im Vergleich zu den Gehalten in der Trockenzeit.

Ähnliche Ergebnisse finden wir in den 2 anderen untersuchten Wassereinzugsgebieten. Der Materialabtrag aus der Mn-Aufbereitung und den Berg- und Tagebauhalden in die Oberflächengewässer ist sehr groß. Die Mangankonzentrationen in den Flußsedimenten steigen unterhalb der Halden stark an und bleiben bis zu Entfernungen von 10 km erhöht. Die Mn-Gehalte im Flußwasser sind dagegen nur direkt unterhalb der Halden sowie an Stellen an denen häusliche Abwässer der anliegenden Ortschaften in die Flüsse eingeleitet werden, erhöht. Es wurde auch ein Mn-Eintrag aus landwirt-

schaftlich genutzten Flächen in die Oberflächengewässer durch Bodenerosion festgestellt (Pemuxtla), aber die Gehalte sind geringer (3%).

Die pH Werte des Wassers liegen zwischen 7,8 und 8,5. Mittels eines geochemischen Codes (AquaChem) wurden Sättigungsindices verschiedener Mn-Festphasen errechnet. Es zeigt sich, dass die Mn-Löslichkeit durch die Fällung von Rhodokrosit gesteuert wird (Tab. 2).

Tabelle 2 Mn-Gehalte in ausgewählten Sediment/Wasserprobenpaaren, sowie pH-Werte und elektrische Leitfähigkeit (EL $\mu S/cm$) und die kalkulierten Sättigungsindices (SI) für Gips, Rhodokrosit und Pyrolusit.

Probe	1	3	5	9	59	60
Mn im Sediment %	0.43	2.89	5.57	21.4	7.15	8.38
Mn im Wasser mg/L	0.88	5.52	3.82	0.5	0.35	0.07
pH	8.4	8.08	8.0	8.18	8.06	7.88
EL	240	376	464	617	283	793
SI $CaSO_4$	-2.06	-1.76	-1.46	-1.11	-2.06	-0.93
SI $MnCO_3$	1.12	1.77	1.51	0.72	0.56	-0.28
SI MnO_2	-5.62	-8.39	-8.07	-7.11	-7.89	-9.44

Wir vermuten, daß lösliche organische Substanz, entweder aus häuslichem Abwasser (1, 17 und 59) oder aus der Streu (3 und 4) in stehenden Gewässern der Grund für die höheren Mn-Konzentrationen im Wasser sind. Um die aktuelle Gefährdung der Flußsysteme, durch den erhöhten Mn-Eintrag über den Bergbau abzuschätzen, müssen genauere Untersuchungen durchgeführt werden.

Literatur

Santos Burgoa, C. (2000) Impact on the health of the ecosystem from the anthropogenic activities at a manganiferous basin. Instituto de Salud y Ambiente, S.C. México.

Regionalisierung der relativen Immissionsbelastung von organischen Schadstoffen in bayerischen Böden unter Nadelwald

Jörg Dilling und Michael Joneck

Einleitung

Für eine flächenhafte Darstellung der Immissionssituation luftgetragener Schadstoffe sind ein geeignetes Messsystem und Interpolationsverfahren auszuwählen.

Als Indikatoren für die flächendeckende relative Immissionsbelastung eignen sich besonders Auflagehorizonte von Waldstandorten (REISCHL et al. 1990). Die Konzentration organischer Schadstoffe im Boden ist zudem unabhängig vom Substrat, da natürliche gegenüber anthropogenen Quellen in den Hintergrund treten. Ist das System im Gleichgewicht, sind die Stoffgehalte in Oberböden aufgrund der Streu-Mineralisation direkt abhängig von den Auflagen und somit von der örtlich vorherrschenden Immissionssituation. Zusätzlich spielen nutzungsbedingte Unterschiede (Düngung, Pflanzenbehandlungsmittel, Ernte, Erosion) im Forst eine untergeordnete Rolle.

Aus der Vielzahl der einfachen (nichtstatistischen) und komplexen (geostatistischen) Interpolationsverfahren haben wir uns für das Indikator Kriging (IK) entschieden. Dieses aufwendige Verfahren berechnet für jeden Gitterpunkt eine lokale Verteilungsfunktion, aus der neben dem eigentlichen Schätzer auch Über-/Unterschreitungswahrscheinlichkeiten für beliebige Werte berechnet werden können. Außerdem ist das IK unempfindlich gegenüber nicht normalverteilten Daten.

Im folgenden soll überprüft werden, ob das Verteilungsmuster für EPA-PAK-Vorräte in Auflagen sich dem für Oberböden ähnelt. Die dargestellten Ergebnisse sind Teil des F&E Vorhabens „Wissenschaftliche Grundlagen für den Vollzug der Bodenschutzgesetze“, finanziert durch das bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

Material und Methoden

Seitens des Bayerischen Geologischen Landesamtes wurden in den Jahren 1991 bis 2000 bayernweit an 268 unbelasteten Nadelwaldstandorten (ca. 80 jähriger Bestand) Bodenproben entnommen und an der Außenstelle in Marktredwitz auf die 16

Jörg Dilling & Michael Joneck
Bayer. Geologisches Landesamt
- Außenstelle Marktredwitz -
Leopoldstr. 30
95615 Marktredwitz

Polyaromatisierten Kohlenwasserstoffe der US Environmental Protection Agency (EPA-PAK) analysiert. Nach der Ausreißerbereinigung (3-Sigma-Kriterium) wurden die Indikatoren für das IK auf Basis der Dezile und des 95er Perzentils vergeben.

Tabelle 1: Datengrundlage

n	Abstand	Dichte	Fläche
	[km]	[n/100 km ²]	[km ² /Profil]
282	15.8	0.40	250

Aus Tabelle 1 sind die Parameter zur räumlichen Konfiguration der Daten zu entnehmen. Um die geringfügige Clusterung der Datenpunkte zu beheben, wurde ein Entzerrungsverfahren unter Berücksichtigung der Thiessen-Polygone verwendet. Für alle Indikatoren erfolgte die Variogramm-analyse sowie die mathematische Anpassung mit der Software Variowin 2.21. Für das Interpolationsverfahren wurden die Parameter der räumlichen Autokorrelation (Nugget, Range, Sill, Anisotropie, Modelltyp) in das Programm WinGslib 1.3.1 übertragen. Das IK wurde mit einer Oktantensuche mit maximal 4 Punkten und einem Suchradius von 150 km für einen Gitterabstand von 1 km durchgeführt. Die graphische Umsetzung des berechneten Grids erfolgte mittels ArcGis 8.2, wobei der Klasseneinteilung die Quartile sowie das 10er bzw. 90er Perzentil der modellierten Daten zugrunde liegen.

Ergebnisse und Diskussion

Sofern man die Nadelwaldaufgaben als Indikatoren für die flächenhafte Immissionssituation heranzieht, liegen die Belastungsschwerpunkte für EPA-PAK vor allem in den Höhenzügen der nordbayerischen Mittelgebirge (siehe Abbildung 1). Ursächlich für die erhöhten Werte ist einerseits die Höhenlage, die sowohl die trockene (Auskämmeffekt) als auch die nasse Deposition (höhere Niederschläge) begünstigt. Zusätzliche Depositionen im Frankwald und Fichtelgebirge können auch in den Emissionen der ehemals regen industriellen Tätigkeit (z.B. Bergbau, Verhüttung, Porzellanindustrie) begründet sein. Da in den angrenzenden Regionen in der Vergangenheit niedrigere Umweltstandards zu berücksichtigen waren, könnten Emissionen aus der Tschechischen Republik, Thüringen und Sachsen ebenfalls zu den erhöhten Werten beitragen.

Die erhöhten Werte in der Region Waldkraiburg und Burghausen sind möglicherweise auf Emissionen von Betrieben aus dem sogenannten „bayerischen Chemiedreieck“ zurückzuführen. Denkbar ist auch, dass es sich um das Depositionsgebiet des Großraums München handelt. Für den Ballungsraum Nürnberg-Erlangen können

ebenfalls erhöhte Vorräte dokumentiert werden. Da die Datengrundlage unzufriedenstellend ist (siehe „Bullaugen-Effekte“ in Abbildung 1), wird die Datengrundlage im Laufe des Projektes weiter verdichtet.

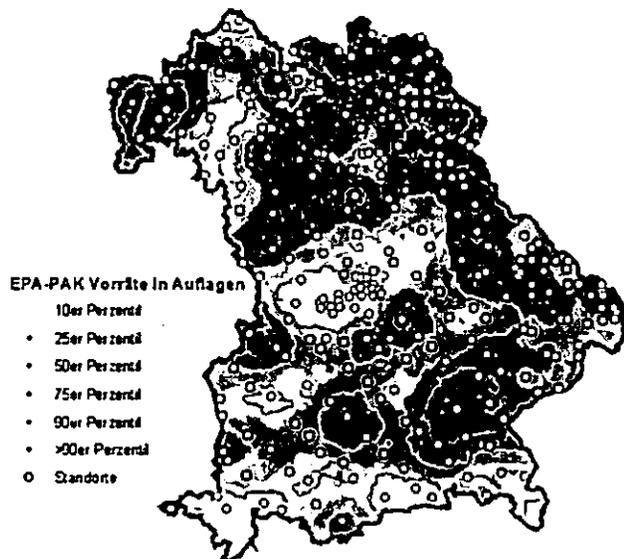


Abbildung 1: EPA-PAK Vorräte in Nadelwaldauflagen bayerischer Wälder

Für die Oberböden zeigt sich ein ganz anderes Muster (Abbildung 2). Die Belastungsschwerpunkte liegen in Nordwest-Bayern (Spessart) und Südwest-Bayern (Schwaben), während im Ostbayerischen Kristallin und im Ballungsraum Nürnberg-Erlangen weitgehend niedrige Vorräte anzutreffen sind.

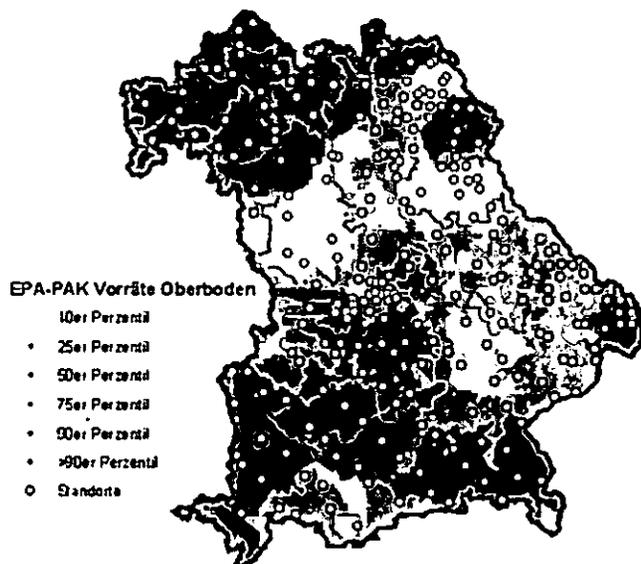


Abbildung 2: EPA-PAK Vorräte im Oberboden bayerischer Nadelwälder

Die These, dass sich das Verteilungsmuster der EPA-PAKs der Auflage im Oberboden wiederfinden lässt, kann nicht bestätigt werden. Die Umsatzrate für die Streumineralisation und somit der Motor für den Transfer der EPA-PAKs von der Auflage zum Mineralboden hängt von den jeweiligen Standortbedingungen ab. Als

Steuermechanismen wirken Temperatur, Niederschlagsregime, Bodenreaktion und der Faktor Zeit. Für die Umsatzrate der Streu wird eine Zeit im Bereich von Dekaden angegeben (Scheffer & Schachtschabel 2002), wobei insbesondere in den Höhenlagen niedrige Temperaturen und höhere Niederschläge diesen Zeitraum verlängern. Für Nordost-Bayern kommt außerdem eine starke Säuredeposition in Form von NO_x und vor allem SO_2 hinzu. Im vorliegenden Datensatz sind für hohe EPA-PAK Vorräte in den Auflagen niedrige pH-Werte belegbar als für niedrigere EPA-PAK-Vorräte (Abbildung 3).

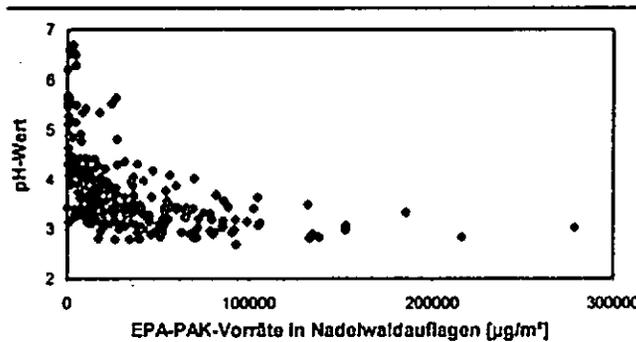


Abbildung 3: pH-Wert vs. EPA-PAK-Vorräte in Nadelwaldauflagen

Nach der Gebietstypeneinteilung der LABO zeigt sich sowohl für den Oberboden als auch für die Auflagen, dass die höchsten PAK-Vorräte in ländlichen Gebieten auftreten. Die dort vorgeschlagene Gebietsdifferenzierung berücksichtigt nicht den atmosphärischen Transport und erscheint daher ungeeignet zur Ausgrenzung unterschiedlicher Belastungsregionen.

Literatur

REISCHL A., W. ZECH, M. REISSINGER, D. LENOIR, K.-W. SCHRAMM & O. HUTZINGER (1990): Distribution of Chlorinated Aromatics in Leaves, needles and two Soils from the Fichtelgebirge (NE-Bavaria), FRG. In: Hutzinger, O. & Fiedler, H.: Dioxin'90. EPRI-Seminar. – Organohalogen Compounds, 4: 223-228, Bayreuth (Ecoinforma Press)

LABO (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. 3. überarbeitete und ergänzte Auflage Bund- und Länderarbeitsgemeinschaft Boden

SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg

Veränderung von Penetrometerwiderständen auf Lössböden im Fläming in Abhängigkeit von der Landnutzung

E.S. Dobers¹ & B. Meyer²

Problemstellung

Nicht erst seit dem Inkrafttreten des Gesetzes zum Bodenschutz auf Bundesebene erfährt die Bodenstruktur landwirtschaftlich genutzter Ackerschläge eine besondere Beachtung. Dies galt bislang vor allem für die krumennahen Unterbodenbereiche, in denen häufig Verdichtungen durch mechanische Belastungen während der Durchführung der Anbaumaßnahmen gefunden werden.

Durch die zunehmende Ausbreitung der nicht mehr regelmäßig tief wendenden Bearbeitung erfährt auch das Bodengefüge in der Ackerkrume als wichtige Einflußgröße für eine ausreichende Durchwurzelung und somit eine effektive Pflanzenproduktion verstärkte Aufmerksamkeit. Im Rahmen des vom Land Brandenburg geförderten Pilotprojektes zur Reduzierten Bodenbearbeitung wurden folgende Fragen näher untersucht:

- lassen sich Unterschiede in der Bodenstruktur sowie deren Veränderungen mit Penetrometerwiderständen auf Ackerschlägen unter Praxisbedingungen erfassen und
- können Auswirkungen der Art der Landnutzung auf die Bodenstruktur mit solchen Messungen erfasst werden.

Material & Methoden

Auf zwei Flächen des Pilotbetriebes im Fläming (ca. 50 km südwestlich von Berlin) wurden 1999 und 2001 jeweils im Frühjahr die Eindringwiderstände mit einem Penetrometer gemessen. Dazu diente eine an einem Geländewagen montierte Penetrometer-Nadel, mit welcher die Widerstände bis zu einer Tiefe von 60cm (1999) bzw. 75cm (2001) erfasst und automatisch abgespeichert werden können. Die Schläge wurden im gleichmäßigen Raster (25x25m) beprobt.

Begleitend fanden Untersuchungen zur Bodenfeuchte und zur Horizontabfolge statt. Aus den kontinuierlich aufgezeichneten Widerstandsdaten (2-3 Werte je cm Tiefe) wurde nach einer Plausibilitätskontrolle ein mittlerer Wert je Tiefenstufe für jeden einzelnen Messpunkt berechnet. Um die Ergebnisse für ein Feld in einer einzigen Grafik darstellen zu können, wurden für jede Tiefenstufe die relativen Häufigkeiten berechnet, mit welcher Werte in Widerstandsklassen auftreten. Die Häufigkeiten werden in einer Tabelle kombiniert, in der die Tiefenstufen untereinander, die Widerstandsklassen nebeneinander auftreten. In den Tabellenfeldern stehen die entsprechenden Häufigkeiten. Mit Hilfe eines EXCEL-Makros werden die Felder mit Werten von 0-5% gelb, 5-10% orange, 10-25% hellblau und Werte >25% dunkelblau eingefärbt. Diese Methodik erlaubt es, unter Beibehaltung der Datenverteilungseigenschaften (zentrale Tendenz, Schiefe, Spannweite) generelle Verläufe der Widerstände in der Tiefe für ein Feld zu erkennen.

Widerstände in verschiedenen Bodentiefen

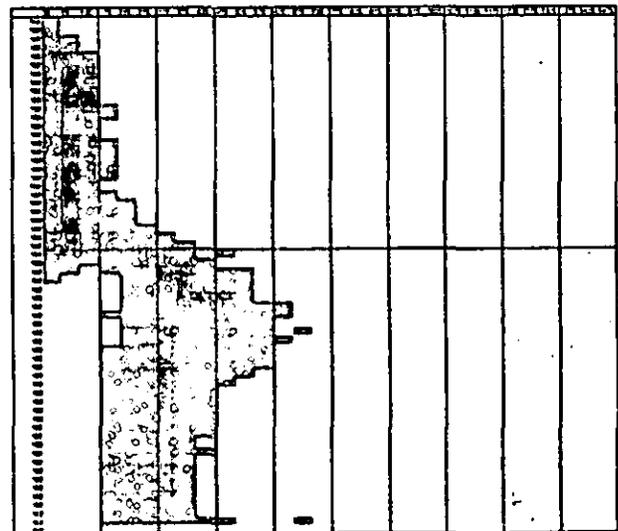


Abb.1: Relative Häufigkeiten von Durchdringungswiderständen auf Feld 102 im März 1999 (farbliche Abstufung der Häufigkeiten; senkrecht: Tiefe in cm; waagrecht: Widerstandsklassen von 1-10 MPa; waagerechter Strich: ehemalige Pflugtiefe)

In der Abb.1 ist exemplarisch das Ergebnis der Untersuchungen eines Feldes wiedergegeben. An den gefärbten Feldern erkennt man die mit der Tiefe zunehmende Spannweite der Verteilung der Daten. Die dunkler erscheinenden Felder repräsentieren die Modalwerte, die Erstreckung dieser Zone gibt einen Hinweis auf die Wölbung der Verteilung.

¹ Pilotprojekt "Reduzierte Bodenbearbeitung"

Nuthequelle GmbH Niedergörsdorf

Wölmsdorfer Weg 3a

D - 14913 Niedergörsdorf

² Institut für Bodenwissenschaften Universität Göttingen
von-Siebold-Str. 4

D - 37075 Göttingen

In Penetrationsmessungen schlagen sich neben Eigenschaften des Bodengefüges immer auch Änderungen der Bodenart und der Bodenfeuchte nieder. Trotzdem lassen sich aufgrund der Standorterfahrungen von oben nach unten die folgenden Bereiche aus den Penetrometerwerten ableiten (Abb.1): gelockerter Saathorizont, rückverdichteter Ablagebereich für das Saatgut bzw. beginnende Ausbildung einer sekundären Bearbeitungssohle bei nur flacher Lockerung, relativ homogen-lockere Mittel- und Unterkrume, eine unterhalb der ehemaligen Pflugtiefe noch stark ausgeprägte Pflugsohle mit hohen Durchdringungswiderständen und im Unterboden ein Rückgang der Penetrationswerte auf ein anscheinend Unterboden-typisches Niveau. Die große Streuung der Werte im Unterboden ist auf Substratwechsel von Löss zu Sand bzw. auf Steinsohlen zurück zu führen.

Widerstände auf verschiedenen Schlägen

Vergleicht man die farbigen Häufigkeitstabellen der beiden untersuchten Felder visuell mit einander, so fällt auf, dass sich die Verteilungen der Penetrationswerte sowohl in der Krume als auch im Unterboden z.T. deutlich unterscheiden. Das Feld 1100 zeigte im Jahr 1999 einen etwas festeren Saathorizont, eine tendenziell lockerere Unterkrume, etwas geringere Widerstände im Bereich der oberen Pflugsohle sowie ab 50cm Tiefe eine deutlich ansteigende Häufigkeit von Werten, die durch den Substratwechsel von Löss zu Sand bedingt sind. Die Werte in der Krume können auch in nicht wendenden, aber tief lockernden Ackerbau-Verfahren jährlich stark beeinflusst werden. Daher sind für diesen Bereich grundsätzliche Aussagen hinsichtlich der Veränderung von Penetrometerwerten schwierig und sehr stark von Bearbeitungstiefe, Werkzeugtyp, Bearbeitungserfolg u.a. Faktoren abhängig. Die Messwerte des Unterbodens unterliegen nicht einer so starken und regelmäßigen Beeinflussung durch den Menschen. In diesem Sinne sind die Unterschiede zwischen den beiden Feldern in der mittleren Lössmächtigkeit über Sand ('Häufigkeit des Substratwechsels') und im krumennahen Unterboden von Interesse. Während die zuerst genannte Erscheinung auf geologische Ursachen oder auch langfristige Erosionswirkungen hinweisen kann, sind die Unterschiede im Unterboden mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die mechanische Belastung der Felder durch den Fahrverkehr bedingt.

Durch die Berechnung der Differenz zwischen den Häufigkeitstabellen kann der visuelle Vergleich objektiviert werden. Zudem wird dadurch und durch eine entsprechende Anfärbung der Differenzen deutlich, in welchen Widerstandsklassen besonders starke Unterschiede je Tiefenstufe auftreten.

Widerstände in verschiedenen Jahren

Bei dem Vergleich von je zwei Erhebungsjahren auf den beiden Untersuchungsschlägen wurden deutliche Unterschiede gefunden.

Für das Feld 102 zeigt sich im Vergleich der Jahre 1999 und 2001 eine deutliche Erhöhung der Widerstände in der Unterkrume, was durch Setzungsprozesse und/oder mechanische Belastung durch Fahrverkehr hervorgerufen worden sein kann (Kartoffelanbau, Mähdrusch). Im krumennahen Unterboden finden sich dagegen leichte Tendenzen einer Verringerung der Widerstandswerte, sodass von einer selbstständigen Auflockerung dieser Bereiche gesprochen werden kann.

Auf dem Feld 1100 ergibt der Vergleich von zwei Jahren ebenfalls deutlich erhöhte Widerstandswerte in der unteren Krume. Im krumennahen Unterboden werden jedoch deutlich erhöhte Widerstände gemessen. Diese erstrecken sich auf einen Bereich bis ca. 35cm. Im Herbst 1998 fand eine mechanische Tieflockerung statt. Die Werkzeuge drangen aber aufgrund der feuchtebedingt hohen Festigkeiten nur unzureichend in den Unterboden ein und kratzten vornehmlich auf der Pflugsohle, ohne sie zu unterfahren und zu brechen. Dies erklärt auch den Unterschied im krumennahen Unterboden im Jahr 1999, der beim Vergleich der beiden Felder bereits im vorigen Abschnitt erwähnt wurde. Zwei Jahre nach der Lockerung ist eine starke Rückverdichtung festzustellen, was möglicherweise auch durch die mechanische Belastung durch eine Gülleapplikation im Folgejahr nach der Lockerung bedingt sein kann.

Zusammenfassung

Penetrationsmessungen auf Ackerschlägen können bei Kenntnis der Böden und durch spezielle Auswertungen generelle Aussagen zum feldspezifischen Status und zur Veränderung von Bodengefüge-Eigenschaften ermöglichen. Die durchgeführten Anbaumaßnahmen müssen dabei berücksichtigt werden (Ackerschlagkartei).

Einfluss der Landnutzung auf den Schadstoffstatus der Böden im Untersuchungsgebiet des SFB 299

Rolf-Alexander Düring¹, Andreas Horn, Serdar Koçtürk, Wolfgang Reiher, Stefan Gäth

Hintergrund

Der Gehalt an anorganischen und organischen Schadstoffen im Boden ist - bei gegebener geologischer Grundlast - abhängig von der Landnutzungsform (Ackerland, Grünland, Wald) und dem Landwirtschaftssystem (Bodenbearbeitungssystem, Dünagesystem). Änderungen in der Landnutzungsform und/oder -bewirtschaftungssystem können zur Mobilisierung oder Demobilisierung der anorganischen und organischen Schadstoffe im Boden führen. Für das Untersuchungsgebiet des SFB 299 liegen nach zwei Projektphasen umfangreiche Daten zu den Bodeneigenschaften und der Landnutzung vor. Sorptionskapazitäten der Böden können mit Hilfe erweiterter Freundlich-Sorptionsisothermen für Schwermetalle abgeschätzt werden. Unter der Annahme verschiedener regionsspezifischer Düngungsszenarien wird die Anreicherung von Schwermetallen in landwirtschaftlichen Böden über einen Bilanzierungszeitraum von 500 a am Beispiel von Zink auf der regionalen Skala dargestellt.

Methodik

Die landwirtschaftlich genutzten Flächen im SFB zeichnen sich durch flach- bis mittelgründige Böden aus. Die vorherrschenden Bodentypen sind Ranker und Braunerden, die hauptsächlich über devonischem Schiefer gelagert sind. Anteile unterschiedlicher pH- und Humusklassen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche der Untersuchungsregion (Gemarkung Erda) sind in Tab. 1 gegeben.

Tabelle 1: Relativer Anteil der Bodenparameterklassen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) der Gemarkung Erda; modifiziert nach Szibalski (2001, zitiert in Koçtürk, 2003)

pH _{CaCl2} -Klassen	Anteil an LN [%]	SOC-Klassen [Mass.-%]	Anteil an LN [%]
4,4 - 4,8	10,6	1,25 - 2,05	52,3
4,9 - 5,2	38,5	2,06 - 3,12	17,6
5,3 - 6,3	50,9	3,13 - 5,40	30,1

Diesen Böden werden die sorptionsrelevanten Tongehalte möglichst realitätsnah zugewiesen (Koçtürk, 2003). Tongehalte außerhalb der Werte von 5 Gew.-% und 42 Gew.-% werden ausgeschlossen, so dass sich, ergänzend zu den Codes für pH-Wert und Humusgehalt, zwei Codes für einen relativ tonarmen (Toncode 1; Sandböden) und einen tonreicheren (Toncode 2; Lehm Böden) ergeben (Tabelle 2).

Tabelle 2: Codierung der Bodenparameter pH-Wert, Gehalt an organischem Kohlenstoff (SOC) und Tongehalt

Gehaltsklasse	1. Ziffer; pH-Wert	2. Ziffer; SOC [Gew.-%]	3. Ziffer Toncode [Gew.-%]
1	4,4 - 4,8	1,25 - 2,05	5 - 25
2	4,9 - 5,2	2,06 - 3,12	8 - 42
3	5,3 - 6,3	3,13 - 5,40	

56 % der landwirtschaftlichen Fläche werden als Ackerland und 44 % als Grünland ausgewiesen. Zur Abschätzung und Berechnung der Schwermetall-dynamik der Region werden bewirtschaftungsabhängige und -unabhängige Schwermetallströme berücksichtigt (Abb. 1). Die nutzungsabhängigen Eintragspfade ($I_{dung,y}$) werden durch drei unterschiedliche Düngungsstrategien repräsentiert:

- I. Mineralische Düngung**
 - NPK + NP, im Verhältnis 60 : 40
- II. Wirtschaftsdünger, ergänzt durch mineralischen Dünger**
 - Rinder- + Schweinemist + (NPK + NP), im Verhältnis ca. 30 : 70
- III. Sekundärrohstoffdünger**
 - Bioabfallkompost + Klärschlamm, im Verhältnis 60 : 40 auf Ackerflächen
 - Bioabfallkompost auf Grünlandflächen

Die Düngungsprogramme ($I_{dung,y}$) und die Aerosol-deposition (I_{aero}) gelten als über die Zeit konstant. Der Austragspfad über die landwirtschaftliche Ernte (O_{ernte}) gilt über die Zeit ebenfalls als konstant.

¹Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
Justus-Liebig Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26c
D-35392 Gießen
mail: rolf-alexander.duering@agrar.uni-giessen.de

Der Austragspfad über das Sickerwasser (O_L) ändert sich mit der Zeit (t), in Abhängigkeit von der Gesamtmenge an Schwermetallen (M) im Boden. Erweiterte Freundlich-Sorptionsisothermen erlauben die Abschätzung der Konzentration der Metalle in der Bodenlösung in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften, so dass eine Kopplung mit der Sickerwasserrate zur Quantifizierung des Austrags mit dem Sickerwasser führt. Die Anfangsschwermetallkonzentrationen der Böden werden aus den in den Bodenproben der Region gemessenen EDTA-Konzentrationen ermittelt. Es wird angenommen, dass die Schwermetalle im Bilanzraum über die Tiefe von 30 cm homogen verteilt sind.

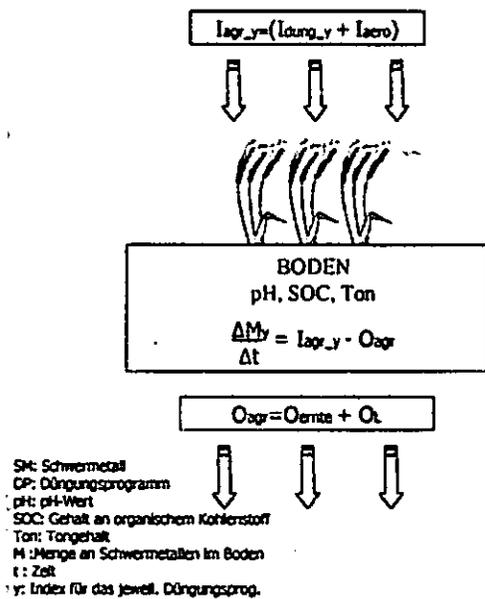


Abb. 1: Bilanzmodell im Schwermetallansatz

Als Risikokriterium für die Schwermetallbelastung der betrachteten Böden gelten die Vorsorgewerte nach BBodSchV, die für Königswasser lösliches Zink 150 bzw. 60 mg kg⁻¹ - differenziert nach der Bodenart - betragen. Böden, die den pH-Wert von 6 unterschreiten, werden wie Sandböden behandelt.

Ergebnisse

Exemplarisch zeigen zwei Schwermetallgefährdungskarten die maximale Applikationsdauer im Düngungsszenario II, bis der Vorsorgewert nach BBSchV von Zink erreicht ist (Abb. 2). Das Mineraldüngerszenario ist hier nicht dargestellt, da im Bilanzzeitraum boden- und nutzungsunabhängig keine Überschreitung der Vorsorgewerte für Schwermetalle erreicht wurde. Für das Untersuchungsgebiet gelten nutzungsspezifische Vorsorgewerte, da die Grünlandstandorte, die im Regelfall mit einem pH-Wert von unter 6 ausgestattet sind, einen Zink-Vorsorgewert von 60 mg kg⁻¹ erhalten. Am deutlichsten wurde die Zinkanreicherung bei Anwendung des Düngungszenarios III.

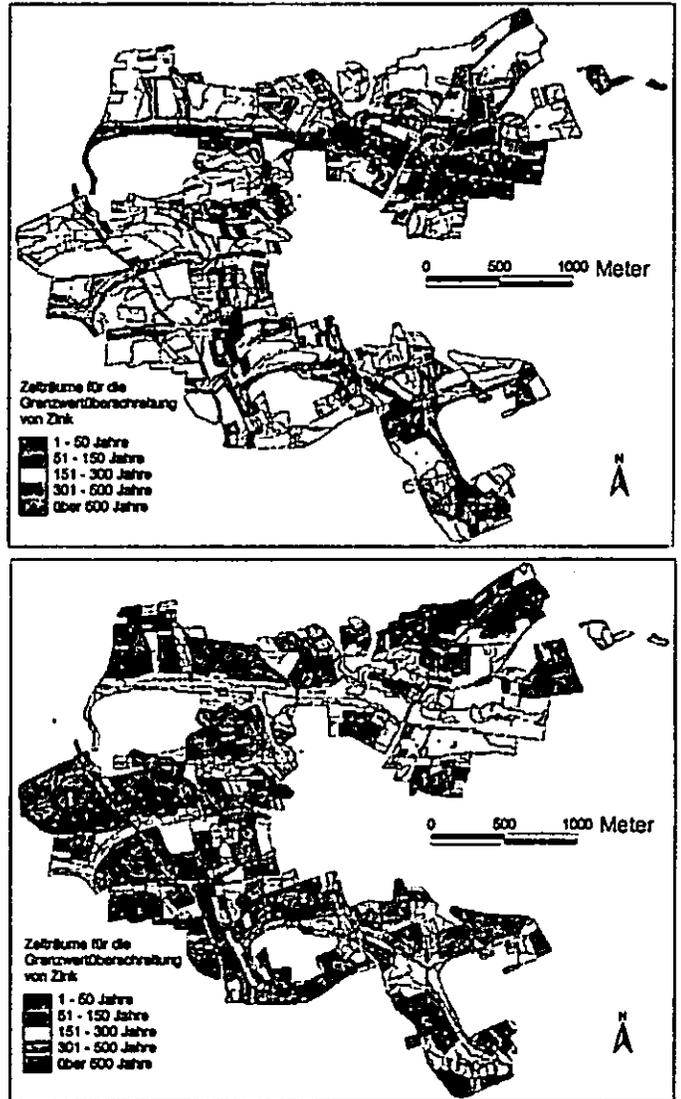


Abb. 2: Zeiträume zur Überschreitung der Vorsorgewerte für Zink im Boden unter der Annahme der oberen Klassengrenzen der in Tab. 2 genannten Bodenparameter (Grünland oben, Acker unten)

Fazit

- Landnutzung steuert den Schadstoffstatus von Böden
- Wirtschaftsdünger führen bei Zink und Kupfer i. d. R. zur Anreicherung im Boden
- Sekundärrohstoffdünger tragen zur stärksten Anreicherung bei
- Kritische Prüfung der nutzungsabhängigen Vorsorgewerte

Literatur

- Koçtürk, S. (2003): Prognose und Bewertung der landnutzungsabhängigen Schwermetallbelastung von Böden im Untersuchungsgebiet des SFB 299. Diplomarbeit am Fachbereich 09 der Justus-Liebig-Universität Gießen, 71 S.
- Schug, B.: (2000): Entwicklung von Pedotransferfunktionen zur Regionalisierung des Retentionspotenzials von Böden für Cadmium, Blei und Zink. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen, 165 S.
- Horn, A. (2003): Beiträge zur Parametrisierung und Validierung erweiterter Freundlich-Isothermen für die Beschreibung der Sorption von Cd, Zn, Ni und Cu im Boden. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen, 148 S.

Vergleich zwischen Messung und Modellierung zur Bestimmung der Komponenten des Wasser- und Energiehaushaltes in heterogenen Landschaften

Porównanie wyników pomiarów i modelowania dla oszacowania składowików bilansu cieplnego i wodnego w mozaikowym krajobrazie

F. EULENSTEIN⁽¹⁾, J. OLEJNIK⁽²⁾, A. KEDZIORA⁽²⁾,
L. MÜLLER⁽¹⁾, U. SCHINDLER⁽¹⁾, M. WILLMS⁽¹⁾,
A. WERNER⁽¹⁾

Zusammenfassung

Das Modellierungssystem THESEUS (Toolbox for Hydro-Ecological Simulation and Evaluation Utilities) von WEGEHENKEL (1997, 1998) wird in dieser Studie verwendet. Mit Hilfe dieses Modells ist es möglich, die Evapotranspiration einer landwirtschaftlichen Nutzfläche oder eines Biotops in definierten Zeitabschnitten zu berechnen und mit Messungen, die auf der modifizierten Bowen-Verhältnis-Methode beruhen, zu vergleichen.

Aus diesem Vergleich können folgende Schlüsse gezogen werden:

- Der Vergleich von täglich gemessenen Evapotranspirationsraten $ETR(B)$ mit den von THESEUS simulierten, zeigt eine sehr gute Übereinstimmung.
- Der durchschnittliche Fehler der Evapotranspirationsschätzung mit dem Modell THESEUS für vier Meßperioden ist kleiner 10 % für eine Simulationszeit über 7 Tage.
- Auf Basis des Vergleichs der Ergebnisse wurde eine Gleichung entwickelt, um die simulierte Evapotranspiration an die gemessene anzupassen. Im Durchschnitt unterschätzt THESEUS die tägliche Evapotranspiration, so dass $ETR(T) < ETR(B)$ ist. Der Korrekturfaktor lautet: $ETR(B) : ETR(T) = 0,947 ETR(B)$.

Einführung

Das im Leipzig-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung entwickelte Modell THESEUS zur Abschätzung der Wasserbilanz von Ackerschlägen oder Regionen berücksichtigt die biologischen und physikalischen Prozesse, welche die Wasserbilanz beeinflussen. THESEUS ist ein gutes Beispiel für die Auswahl der zu parametrisierenden biologischen und physikalischen Prozesse, welche einen signifikanten Einfluss auf die Wasserbilanzen von landwirtschaftlich genutzten Flächen haben.

Untersuchungsgebiet

Das THESEUS-Modell wurde in Müncheberg im Nordost-deutschen Tiefland (Brandenburg) und in Turew, Wielkopolska-Region in West-Polen angewandt.

Müncheberg und Turew liegen im Übergangsbereich zwischen maritimem und kontinentalem Klima mit einer Jahresdurchschnittstemperatur von 8,3° C und 530 mm Jahresniederschlag. Die relative Luftfeuchtigkeit beträgt im Jahresmittel in Müncheberg 81 % und Turew 78 %. Die Bodenarten in Müncheberg und Turew sind lehmige Sande bis sandige Lehme bei mittleren Humusgehalten.

Methoden

Das Modellsystem THESEUS besteht aus mehreren Modulen für die Bereiche Atmosphäre, Pflanzen und Boden, welche für ein breites Anwendungsgebiet in den Bereichen der Wasserbilanzierung und der Abschätzung des pflanzenbaulichen Produktionspotenzials, kombiniert werden können. In unseren Untersuchungen wurden folgende Module von THESEUS verwendet:

- potentielle Evapotranspiration (ETP) berechnet nach WENDLING (1991)
- Bestimmung von Transpiration, Evapotranspiration und Interzeption nach dem semiempirischen Modell von KOITZSCH UND GÜNTHER (1990),
- Bodenwasserbilanzmodul mit einem Multilagennmodell in Verbindung mit einer nichtlinearen Wasserkapazitätsberechnung (WEGEHENKEL, 1998)

Das Bodenprofil wurde bis 150 cm Tiefe, in Schichten von je 10 cm Mächtigkeit aufgeteilt. Die Ansprache der Bodenart erfolgte im Gelände. In Abhängigkeit von Bodenart, Humusgehalt, Lagerungsdichte und hydromorphen Merkmalen werden vom Modell Feldkapazität und permanenter Welkepunkt gewählt.

Da THESEUS die Evapotranspiration in Tagesschritten berechnet, müssen auch die meteorologischen Daten in dieser Auflösung vorhanden sein. Während der Modellierungsperioden wurden Kontrollmessungen im Gelände vorgenommen. Während vier Messperioden von je einer Woche wurde die Bowen-Verhältnis-Methode zur Abschätzung der Wärmebilanzkomponenten verwendet. Daraus wurde mit Hilfe der latenten Wärmeflussdichte die Evapotranspiration geschätzt. Zu Beginn jeder Messperiode wurde die Pflanzenhöhe gemessen und die Bodenfeuchte mittels TDR-Sonde bestimmt. Die gemessene Evapotranspiration ($ETR(B)$) wurde anschließend mit der von THESEUS modellierten $ETR(T)$ verglichen.

Ergebnisse

Generell zeigt der Vergleich von gemessener Evapotranspiration ($ETR(B)$) und modellierter Evapotranspiration ($ETR(T)$) eine sehr gute Übereinstimmung. Für die Periode von 28 Messtagen in Folge betrug die gemessene Evapotranspiration ($ETR(B)$) 64,2 mm während die

¹⁾ ZALF, Leipzig-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Müncheberg, Deutschland

²⁾ ADAU, Lehrstuhl für Agrarmeteorologie, Universität für Bodenkultur, Poznan, Polen

simulierte ETR(T) 63,1 mm betrug. Die Differenz beträgt 1,1 mm, welches einem relativen Fehler von 2 % für die gesamten 28 Messtage entspricht. Die Korrekturgleichung für den gesamten Datensatz lautet:

$ETR(T) = 0,947 ETR(B)$ (Korrelation $r = 0,927$).

Die niedrigste Evapotranspiration wurde während der Messperiode P2 für unbedeckten Boden im September gemessen. Während dieser Woche der Evapotranspirations-Simulation fiel kein Niederschlag, die tägliche Evapotranspiration betrug 0,9 mm. Die höchste Evapotranspirationsrate wurde während der Messperiode P3 in einem Haferfeld im Juni gemessen. In dieser Woche der Simulation lag der Gesamtniederschlag bei 6,7 mm und die tägliche Evapotranspiration bei 4,5 mm. Selbst während der Messperiode P3 mit einer fünf Mal höheren Evapotranspiration als während der Messperiode P2, zeigten die simulierten Ergebnisse eine sehr gute Übereinstimmung mit den Messungen. Für die Messperiode P3 beträgt die Differenz 1,5 mm. Da jedoch die kumulative Evapotranspiration in dieser Woche mit 31 mm sehr hoch ist, liegt der relative Fehler bei - 5 %. Für diese Messperiode hat das Simulationsprogramm THESEUS die Evapotranspiration zu gering eingeschätzt. In der Messperiode P4 im Juni auf Weizen liegt der Fehler des Modells bei + 9 %. In dieser Messperiode herrschten jedoch sehr ungewöhnliche Wetterbedingungen: An jedem zweiten Tag gab es Sturm in Verbindung mit Regen. Die Gesamtniederschläge betragen 52,3 mm. Für solche extremen Wetterbedingungen zeigt die Simulation durch das Modell THESEUS immer noch eine gute Übereinstimmung mit den Messungen. Die Differenz zwischen Modell und Messungen für die kumulierte Evapotranspiration dieser Woche betrug nur 1,4 mm, welches einem relativen Fehler von 9 % entspricht.

Zusammenfassung

Untersuchungen der Struktur von Wärme- und Wasserbilanz für große Gebiete sind von großer Wichtigkeit für die Landschaftsfunktionen und für eine nachhaltige Landwirtschaft. Messungen der Evapotranspiration sind sehr zeit- und geldaufwendig und für große Areale kaum durchführbar. Daher scheint die Simulation der Wasserbilanzkomponenten mit Evapotranspirationsmodellen eine angemessene Lösung. Das Modell ist ein qualitativ hochwertiges Instrument zur Abschätzung der Evapotranspiration auf verschiedenen Skalen: vom einzelnen Ackerschlag bis hin zu Landschaften. Voraussetzung ist, dass die nötigen Eingangsdaten verfügbar sind.

Literatur

KORTZSCH R., GÜNTHER R., 1990: Modell zur ganzjährigen Simulation der Verdunstung und der Bodenfeuchte landwirtschaftlicher Nutzflächen.- Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenkd. 24, S.717-725.

WENDLING U., SCHELLIN, H.G., THOMA M., 1991: Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung.- Z. f. Meteorologie 41, H. 6, pp.1-16.

WEGEHENKEL M., 1997: SVAT-Modellierung auf GIS-Basis am Beispiel der Agrarlandschaft Chorin.- Arch. für Nat.-Lands. Vol.36, pp. 149-164.

WEGEHENKEL M., 1998: Development and test of a modular modelling system for simulating water balances and crop production. - submitted to publication to Ecological modelling.

Weiterführende Literatur:

EULENSTEIN, F., KEDZIORA, A., SCHINDLER, U., RYSZKOWSKI, L., WERNER, A., 1995: Ein Methodenvergleich zur Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration. - Dtsch. Bodenkd. Ges. 76: 1309-1312.

MÜLLER, L., DANNOWSKI, R., SCHINDLER, U., EULENSTEIN, F., MEIBNER, R., 1996: Gebietsabflüsse aus Agrarlandschaften Nordost- und Mitteldeutschlands. - Arch. Acker- Pfl. Boden 40 (5): 345-362.

OLEJNIK, J., EULENSTEIN, F., 1997: Modification of Bowen ratio method for estimation of heat balance structure components of active surface. - Roczniki Akademii Rolniczej w Poznaniu CCXCI, Melioracje i Inżynieria Srodowiska, 17: 128-129.

SCHINDLER, U., WEGEHENKEL, M., MÖLLER, L., EULENSTEIN, F., STEIDL, J., 1997: Wirkung von Böden und Fruchtarten auf die Grundwasserneubildung pleistozäner Ackerstandorte Ostbrandenburgs. - In: Mühle, H., Eichler, S. (Hrsg.): Tagungsband "Terrestrische und ökosystemare Forschung in Deutschland, Stand und Ausblick"; vom 27.11.-29.11.96 in Leipzig-Halle; UFZ-Bericht, 5: 161.

WERNER, A., EULENSTEIN, F., MÖLLER, L., SCHINDLER, U., 1997: Grundwasserneubildung und Landnutzung.-Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 38: 106-113.

EULENSTEIN, F., WERNER A., J. OLEJNIK, 1999: THESEUS, The model for water balance estimation in different scale. - Roc. AR Poznan, CCCX: 475-485.

EULENSTEIN, F., OLEJNIK, J., WERNER, A., WILLMS, J., 2000: Vergleich modellierter und gemessener Evapotranspiration für verschiedene Landnutzungsformen. - Z.f. Kulturtechnik und Landentwicklung 41 (5): 231-235.

OLEJNIK J., EULENSTEIN, F., KEDZIORA A., WERNER A., 2000: Evaluation of water balance model using data for bare soil and crop surfaces in Middle Europe. - Agricultural and Forest Meteorology 106: 105-116.

OLEJNIK, J., EULENSTEIN, F., LESNY, J., WILLMS, M., 2000: Modifikation der Bowen-Verhältnis-Methode zur Abschätzung der Evapotranspiration in heterogenen Landschaften. - Z.f. Kulturtechnik und Landentwicklung 41(6): 247-252.

OLEJNIK, J., EULENSTEIN, F., KEDZIORA, A., WERNER, A., 2001: Evaluation of a water balance model using data for bare soil and crop surface in Middle Europe. - Agricultural and Forest Meteorology, 106: 105-116.

OLEJNIK, J., EULENSTEIN, F., KEDZIORA, A., WERNER, A., 2001: Comparison of daily evapotranspiration rates obtained from water balance model and modified Bowen's ratio method. - Int. Agrophysics 15: 37-49.

Erhebliche Freisetzung von Schwermetallen aus kleingärtnerisch genutzten Böden

Freyer, N.¹⁾, Böttcher, J.¹⁾, Kuhnt, G.²⁾, Utermann, J.³⁾

1. Einleitung

Der Begriff „erhebliche“ Freisetzung von Schadstoffen wurde zum ersten Mal im siebten Teil der Bundesbodenschutzverordnung vom 12. Juli 1999 im §9 Satz 2 erwähnt: „Bei Böden mit naturbedingten erhöhten Schadstoffgehalten besteht die Besorgnis des Entstehens schädlicher Bodenveränderung bei einer Überschreitung der Vorsorgewerte nach Anhang 2 Nr. 4 nur, wenn eine erhebliche Freisetzung von Schadstoffen oder zusätzlichen Einträgen durch die nach §7 Satz 1 des Bundesbodenschutzgesetzes Verpflichteten nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktion erwarten lassen.“

Betrachtet man die Tab. 1 wird deutlich, dass die dort aufgeführten Vorsorgewerte nicht für Böden mit naturbedingt und großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten gelten.

Böden	Cd	Pb	Cr	Cu	Hg	Ni	Zn
Ton	1,5	100	100	60	1	70	200
Lehm/Schluff	1,0	70	60	40	0,5	50	150
Sand	0,4	40	30	20	0,1	15	60
Böden mit naturbedingt und großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten	Unbedenklich, soweit eine Freisetzung der Schadstoffe oder zusätzliche Einträge nach §9 Abs. 2 und 3 dieser Verordnung keine nachteiligen Auswirkungen auf die Bodenfunktion erwarten lassen						

Quelle: BBodSchV 1999

Tab.1 : Vorsorgewerte für Metalle in mg/kg TM, Feinboden, Königswasseraufschluss

Das hierbei auftretende Problem ist, dass eine erhebliche Freisetzung für die oben erwähnten Böden im wissenschaftlichen Sinne nicht definiert ist und auch noch keine Charakterisierung des Begriffs erheblichen Freisetzung existiert.

Des Weiteren weisen die Vorsorgewerte (Tab. 1) folgende Einschränkungen auf:

1. Die Vorsorgewerte finden für Böden und Bodenhorizonte mit einem Humusgehalt von mehr als 8% keine Anwendung.
2. Es gibt keine Differenzierung nach unterschiedlichen Bodennutzungen.

Aufgrund dessen wird im Forschungsvorhaben „Strategien zur Untersuchung und Bewertung von

Bodenschadstoffen in städtischen Kleingärten“ ein Teilziel bearbeitet, in dem selbsterstellte Datengrundlagen zur Abschätzung und Konkretisierung der Formulierung erhebliche Freisetzung aus Böden mit naturbedingten und großflächig siedlungsbedingten Schadstoffgehalten ausgewertet werden.

2. Material und Methoden

Als Material stehen Oberbodenproben aus 123 Kleingärten der Stadt Hannover zur Verfügung. Das Probenmaterial weist unterschiedliche Ausgangsmaterialien (fluviatile Sande, Lösslehm, Grundmoräne, Mergel-Kalkstein und Auenablagerung), Bodentypen (z.B. Gley, Gley-Podsol, Podsol, Parabraunerde, Braunerde, Hortisol und Auenböden) sowie Exposition zu unterschiedlichen Belastungsquellen (Verkehr, Industrie, Hausbrand, Auen - bzw. Überschwemmungsbereich, Altablagerung) auf.

Neben den allgemeinen Untersuchungen zu den Bodeneigenschaften, wurde noch eine pfadbezogene Analytik zur Fragestellung der erheblichen Freisetzung durchgeführt:

- Pfad Boden - Pflanze: Ammoniumnitratextrakt nach DIN 19730:06.97
- Pfad Boden - Grundwasser: Bodensättigungsextrakt nach BBodSchV 1999
- Pfad Boden - Mensch: Königswasserextrakt nach DIN ISO 11466:06.97

3. Ergebnisse

Die Ergebnisse werden anhand von drei repräsentativen Bodentypen, die in den Kleingartenanlagen flächenhaft verbreitet sind, dargestellt,

Bodentyp	Substrat / Körnung	Emittent
Gley-Podsol	Sande (fluviatil)	Straße
Hortisol	Lehm (Lösslehm)	Altablagerung
Auenboden	Ton (Auenablagerung)	Auenbereich

Tab. 2: Repräsentative Flächenauswahl

die folgende Bodeneigenschaften aufweisen:

Kolonie	C _{org} %	pH-Wert	Fe (g/kg)	Mn (g/kg)
Gley-Podsol	4,36	6,24	2,23	0,17
Auenboden	3,55	6,60	4,91	0,71
Hortisol	3,58	6,49	2,65	0,31

Tab. 3: Darstellung der Bodeneigenschaften

Alle Flächen werden seit min. 40 Jahren als Kleingarten genutzt (Gley-Podsol 40 Jahre, Auenboden 90 Jahre, Hortisol 62 Jahre). Es wird ein intensiver Gemüseanbau betrieben, regelmäßig gedüngt (z.B. Blaukorn, Phosphatdünger) und mehrmals im Jahr Asche (Holzkohle, verbrannte Gartenabfälle, Reste aus Grill und Kamin) und Kompost aufgebracht. Im folgenden sollen nun die Ergebnisse für den Wirkungspfad Boden - Mensch differenziert nach Bodenart dargestellt werden:

¹⁾ Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str.2, 30419 Hannover
e-mail: freyer@ifbk.uni-hannover.de

²⁾ Geographisches Institut, Universität Hannover

³⁾ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

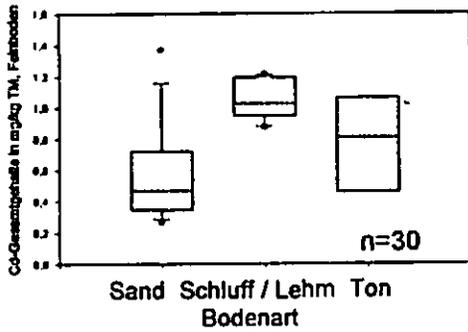


Abb. 1: Variabilität der Cd-Gesamtgehalte (gruppiert nach Bodenart)

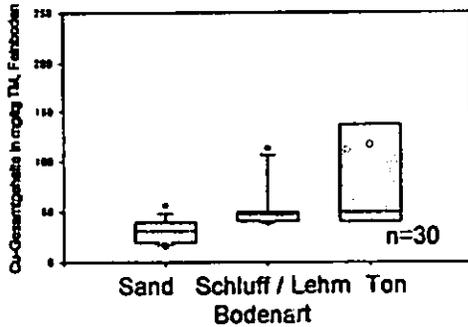


Abb. 2: Variabilität der Cu-Gesamtgehalte (gruppiert nach Bodenart)

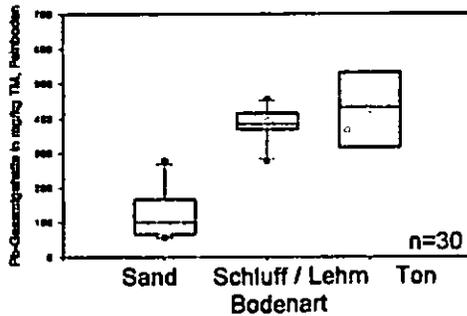
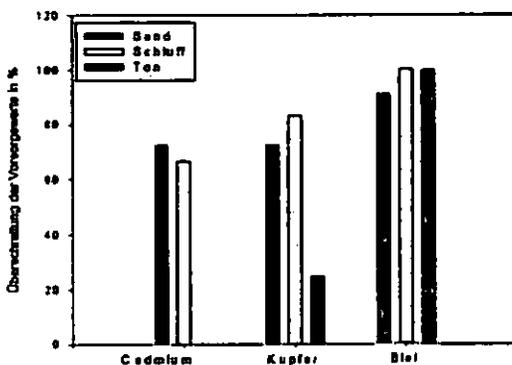


Abb. 3: Variabilität der Pb-Gesamtgehalte (gruppiert nach Bodenart)

Für die in den Abb. 1-3 aufgeführten Elementen lassen sich Überschreitungen der Vorsorgewerte anhand der Bodenart feststellen. Die Abb. 4 soll dies noch verdeutlichen:

Abb. 4: Prozentuale Überschreitung der Vorsorgewerte nach BBodSchV 1999



werte nach BBodSchV 1999

Auffällig ist neben der gravierenden Überschreitung der Vorsorgewerte auch die relative hohe Varianz

der Cadmium-Gesamtgehalte in den Böden der Gruppe Sand (Abb. 1). Dies wird durch die Exposition zu den Belastungsquellen (in diesem Fall Verkehr und Altablagerung) begründet. Im Vergleich dazu ist die Bodenart Ton zu sehen, in der die Variabilität durch nur eine Belastungsquelle (Auen/Überschwemmungsgebiet) relativ gering ist (Abb. 1-3). Neben den oben aufgeführten Ursachen nimmt auch die Bewirtschaftungsweise der Kleingärtner einen großen Einfluss auf die Variabilität. Um die Flächen bewerten zu können, wurden mittels Kerndichteschätzung (WELP 1998) Hintergrundgehalte abgeleitet.

Element	Hintergrundgehalt	Kennz. d. Böden
Cadmium	0,44 mg/kg	Gley-Podsol auf fluviatilen Sanden
Cadmium	1,18 mg/kg	Auenboden auf Auenablagerung
Kupfer	55,81 mg/kg	Auenboden auf Auenablagerung
Kupfer	67,61 mg/kg	Hortisol auf Lösslehm
Blei	391,15 mg/kg	Auenboden auf Auenablagerung

Tab. 4: Abgeleitete Hintergrundgehalte für die Stadt Hannover

4. Zusammenfassung

Die Ergebnisse zeigen, dass die abgeleiteten Hintergrundgehalte für Cadmium in etwa den Vorsorgewerte der BBodSchV entsprechen. Im Gegensatz dazu steht der Hintergrundgehalt für Blei, der den Vorsorgewert um ein siebenfaches überschreitet. Kupfer nimmt eine Zwischenstellung ein. Aufgrund der Ergebnisse können folgende Hypothesen aufgestellt werden:

1. Die Ausweisung von allgemein gültigen Hintergrundgehalten für Kleingärten ist aufgrund der Exposition schwierig.
2. Es ist keine Ableitung anhand der Bodenart möglich, sondern anhand der Belastungsquellen.
3. Die Ableitung der Hintergrundgehalte ist nur lokal möglich.

5. Ausblick

Um die Frage der „erheblichen Freisetzung“ weiterhin konkretisieren zu können, sind folgende Schritte notwendig:

1. Erfassung und Auswertung von weiteren Daten
2. Ausweisung von lokalen Hintergrundgehalten
3. Nutzungsspezifische Aufschlüsselung

6. Literatur

Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung 1999

WELP et al. (1998): Anorganische Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. I. Möglichkeiten der Auswertung mehrmodaler Häufigkeitsverteilungen. IN: Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 161, 203-210. Weinheim.

Nährstoffliche Verwertung von Bioabfällen und Wirtschaftsdüngern im Kontext von Kreislaufwirtschaft und Bodenschutz

- Anforderungen an ein geeignetes Grenzwertkonzept -

Stefan Gäth* und Detlef Laves**

1. Einführung

Bei jeder Form der Landwirtschaft besteht die Gefahr, dass Stoffe in den Boden gelangen, die die Bodenfunktionen gemäß BBodSchG/V gefährden. Ein besonderes Augenmerk wird dabei den Schwermetallen gewidmet, die in Abhängigkeit von der Art der Düngung und der Wahl des Pflanzenschutzes eingetragen und angereichert werden können (Düring et al., 2003).

Vor diesem Hintergrund wurden in jüngster Vergangenheit verschiedene Konzepte vom BMVEL/BMU (2002), vom MUNLV des Landes Nordrhein-Westfalen (NRW), vom VDLUFA und vom MUNL Schleswig-Holsteins (SH) vorgestellt, die allesamt die düngemittelbedingte Anreicherung von Schwermetallen im Boden begrenzen sollen.

Der vorliegende Beitrag soll dazu beitragen, die verschiedenen Konzepte im Hinblick auf die Ziele des Bodenschutzes zu vergleichen und zu bewerten.

2. Konzepte

Ein Vergleich der mit den verschiedenen Konzepten abgeleiteten Grenzwerte - beispielhaft für Cu dargestellt - zeigt beim gleichen Düngemittel eine deutliche Spannweite (Tab. 1).

Tab. 1: Grenzwerte für Cu in mg/kg TrM für verschiedene organische Düngemittel in Abhängigkeit vom Konzept

	BMVEL BMU	NRW	VDLUFA	SH
Rindergülle	50	120	550	150
Schweinegülle	75	270	550	380
Klärschlamm	70	200	550	(320)
Bioabfall	45	70	100	85

*) Bodenart: Lehm

Die Ursache für die unterschiedlichen Grenzwerte liegen in erster Linie in konzeptionellen Unterschieden begründet (Tab. 2).

Tab. 2: Gegenüberstellung der konzeptionellen Grundlagen der verschiedenen Grenzwertkonzepte zur Begrenzung der Schwermetalleinträge in den Boden

Konzept	BMVEL/BMU	NRW	VDLUFA	SH
Frucht	Eintrag gleich Austrag über Erntebrozug	BBodSchV geteilt durch 2	BioAbfV davon 2/3	BBodSchV minus Deposition
Gleiches zu Gleichem	BBodSchV und im Boden verbleibender Rest	BBodSchV und im Boden verbleibender Rest		
Bodenarten	Sand/Lehm/Ton	Lehm	keine	keine
Aufbringungs- menge orientiert an	50 kg P ₂ O ₅ /ha	50 kg P ₂ O ₅ /ha	Nährstoff- Äquivalenten	50 kg P ₂ O ₅ /ha
Korrektur	Probenahme- und Analysen- fehler	Plausibilitäts- prüfung mit Zu- und Abschlägen	Ableitung praktikabler Grenzwerte	

Die tolerierbare Schwermetallfracht wird beim Modell des BMVEL/BMU an dem mittleren Pflanzenentzug einer Ernte(Frucht)folge bemessen (Tab. 3). NRW greift die zulässigen zusätzlichen jährlichen Frachten an Schwermetallen über alle Wirkungspfade nach § 8 Abs. 2 Nr. 2 des BBodSchG auf (vgl. Nr. 5, Anhang 2, BBodSchV) und dividiert sie durch zwei. SH implementiert die selbe Fracht, die allerdings nicht durch 2 dividiert sondern um den Betrag der mittleren atmosphärischen Deposition reduziert wird. Der VDLUFA toleriert die höchsten Frachten, indem die jeweilige Schwermetallfracht gemäß BioAbfV (1998) um 33 % reduziert wird.

Tab. 3: Vergleich der kalkulatorischen Grundlage „zulässige Fracht“ in den verschiedenen Grenzwertkonzepten

	BMVEL BMU	NRW	VDLUFA	SH
Quelle	Pflanzenentzug UBA-Texte 59-01	BBodSchV geteilt durch 2	BioAbfV davon 2/3	BBodSchV minus Deposition
Cd	0,1	3	6,7	4
Cr	2,1	150	467	290
Cu	25	180	467	330
Hg	0,1	0,75	4,7	1,2
Ni	5,6	50	233	90
Pb	4,6	200	670	370
Zn	193	600	2.000	1.100

Diese Frachten nach VDLUFA übersteigen die tolerierbaren Frachten der BBodSchV und sollten daher zumindest auf das gleiche Niveau der BBodSchV abgesenkt werden.

Die Konzepte des BMVEL/BMU und NRW basieren neben dem Frachtenansatz auf dem Konzept „Gleiches zu Gleichem“ (Tab. 2). Dabei wird die tolerierbare Schwermetallkonzentration auf den im Boden verbleibenden Rest bezogen. Die außerdem für die Ableitung von Grenzkonzentrationen benötigte Aufbringungs-
menge je Düngemittelanwendung orientiert sich an einer P₂O₅-Fracht von 50 kg/ha.

* Prof. Dr. Stefan Gäth
Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement, Uni Giessen
Heinrich-Buff-Ring 26c, 35392 Giessen
<http://www.uni-giessen.de/ilr/gaeth/index.html>

** Dr. Detlef Laves
Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig

Ein Vergleich der beiden Konzepte zeigt, dass die Aufbringungsmenge in beiden Konzepten gleich hoch ist; schließlich bedient man sich der gleichen Datenbasis (UBA-Texte 59/01). Allerdings wird der Anteil des im Boden verbleibenden Restes völlig unterschiedlich bemessen. An dieser Stelle sei kritisch beleuchtet, ob dieser Anteil wissenschaftlich fundiert ist oder als Steuergröße missinterpretiert wird.

Tab. 4: Vergleich der kalkulatorischen Grundlage „Aufbringungsmenge“ und „Anteil des im Boden verbleibenden Restes“ in den Konzepten BMVEL/BMU und NRW

	BMVEL/BMU		NRW	
	Aufbringungsmenge Mg TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Anteil im Boden % TS	Aufbringungsmenge Mg TM ha ⁻¹ a ⁻¹	Anteil im Boden % TS
Rindergülle	2,2	48	2,2	20
Schweinegülle	0,9	48	0,9	20
Geflügelkot	1,4	58	1,4	20
Rindermist	2,8	58	2,8	30
Schweinemist	1,0	58	1,0	30
Klärschlamm	1,0	48	1,0	60
Bioabfallkompost	8,0	71	8,0	50

Die Konzepte des VDLUFA berücksichtigen sog. Nährstoffäquivalente, was bedeutet, dass die Schwermetallkonzentration eines Düngemittels auf dessen Nährstoffwert bezogen wird. Das Modell SH verzichtet gänzlich auf einen vergleichbaren Ansatz.

Vor der Grenzwertfestlegung werden in den verschiedenen Ansätzen noch Korrekturoptionen durchgeführt. Der VDLUFA leitet letztendlich sogenannte „praktikable Grenzwerte“ fest. Das BMVEL/BMU führt eine Korrektur über die Anrechnung eines (düngemittelspezifischen) Analysen- und Probenahmefehlers durch und NRW wählt das Verfahren einer „Plausibilitätsprüfung“.

Die Folgen dieser Plausibilitätsprüfung sind, dass z.B. das Zink im Klärschlamm anders bewertet wird als im Kompost (Tab. 5).

Tab. 5: Vergleich der Grenzwerte in mg/kg TRM vor und nach Durchführung der sog. Plausibilitätsprüfung im Ansatz NRW

	Bioabfallkompost		Klärschlamm	
	Nach Konzept berechnet	nach der Plausibilitätsprüfung	Nach Konzept berechnet	nach der Plausibilitätsprüfung
Cd	1,0	1,0	3,4	1,2
Cr	55	60	174	170
Cu	50	70	198	200
Hg	0,38	0,4	0,95	0,8
Ni	33	35	70	70
Pb	68	70	228	60
Zn	175	250	660	650

Beim Klärschlamm wird der kalkulierte Grenzwert von 660 auf 650 mg/kg erniedrigt, beim Bioabfallkompost

von 175 auf 250 mg/kg (+ 43%) erhöht. Damit ist gleichsam eine Zunahme der Fracht um 43% verbunden. Mit 6 Mg Kompost pro ha gelangen statt 1.050 g/ha 1.500 g/ha Zink auf den Boden, beim Klärschlamm sind es 660 bzw. 650 g/ha.

3. Bewertung

Im Sinne des vorsorgenden Bodenschutzes sind Konzepte gefragt, die auf der einen Seite wissenschaftlich tragfähig, justitiabel und praktikabel sowie auf der anderen Seite für alle Dünge- und Pflanzenbehandlungsmittel gleichermaßen anwendbar sind. Dieser Anspruch kann am ehesten das Konzept SH realisieren. Bei diesem frachtenbasierten Ansatz werden alle Eintragungspfade berücksichtigt. Als tolerierbare Fracht werden die Werte der BBodSchV herangezogen (Abb. 1).

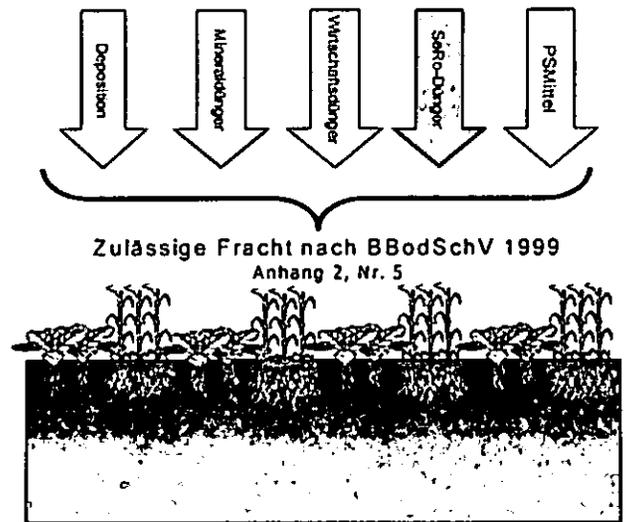


Abb. 1: Frachtenmodell

Mit diesem Modell können alle Düngemittel – auch mineralische Düngemittel, bei denen der im Boden verbleibende Rest gegen Null geht – und Boden- sowie Pflanzenbehandlungsmittel gleichermaßen bewertet werden.

Ziel weiterer Überlegungen muss es sein, neben dem königswasserlöslichen „Gesamtgehalt“ eines Metalls auch dessen verfügbaren Anteil zu berücksichtigen.

4. Literatur

- BMVEL, BMU, 2002: Gute Qualität und sichere Erträge.
- Düring, R., W. Reiher & S. Gäch, 2003: Einfluss der Landnutzung auf den Schadstoffstatus der Böden. Mitteiln. Dtsch. Bodenkdl. Ges., selber Band.
- MUNLV NRW, 2003: Bewertungskonzept zur „Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen bei der Düngung“.
- MUNL SH, 2003: Vorschlag zur Begrenzung des Eintrags von Schadstoffen bei der Düngung.

Darstellung von Wurzelraumeigenschaften in skeletthaltigen Böden mittels GPR in Mittelgebirgsregionen

ROLF GERBER¹, THOMAS SCHOLTEN², DANIELA SAUER³ & PETER FELIX-HENNINGSEN¹

1 Einleitung

Die Erfassung von periglaziären Lagen mit einer konventionellen Geländeaufnahme wird in den deutschen Mittelgebirgen oft durch hohe Steingehalte erschwert. Eine Aufnahme durch Schürfe oder Bohrungen ist daher sehr zeitaufwendig. Demzufolge ist eine Methode, die eine schnelle und flächendeckende Aufnahme für ganze Hänge oder andere Teilgebiete von komplexen Relief-Formen erlaubt von Vorteil.

Der Bezug zwischen Georadar-Messung und Wurzelraumeigenschaften wird dann erkennbar, wenn sich die relevanten bodenphysikalischen Parameter wie Wassergehalt, Steingehalt und nutzbare Feldkapazität innerhalb des Wurzelraumes auf die durch das Georadar messbaren Größen auswirken. Die Dielektrizitätskonstante spielt dabei eine zentrale Rolle und eine Abhängigkeit zwischen ihr und bodenphysikalischen Parametern wird gesucht.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 299 innerhalb des Lahn-Dill-Berglandes durchgeführt. Weiterhin wurden einzelne Lockersedimente und Gesteine in Laborversuchen und auf einem Versuchsfeld bei Gießen untersucht.

Verwendet wurde eine SIR-2 mit einer 900 MHz und einer 400 MHz Antenne der Firma GSSI sowie TDR-Messgeräte der Firma EASY Test.

2.1 Laborversuche und Versuchsfeld

Zur Ermittlung der für verschiedene Materialien charakteristischen Dielektrizitätskonstanten ϵ

wurden Georadar-Messungen an Tonnen, die mit typischen Substraten aus dem Lahn-Dill-Bergland befüllt waren, durchgeführt. Da die Dielektrizitätskonstante dabei wesentlich vom Wassergehalt abhängig ist, wurden die Untersuchungen für bekannte volumetrische Wassergehalte ermittelt. Dazu wurde die Verteilung des Wassergehaltes in unterschiedlichen Tiefen mit fest eingebauten TDR-Sonden erfasst und die bekannte Mächtigkeit der untersuchten Materialien zu den gemessenen Laufzeiten bis zu den einzelnen Reflektoren in Beziehung gesetzt.

Auf einem Versuchsfeld am Oberen Hardthof bei Gießen wurden auf gleiche Weise Lößlehm in Kombination mit unterschiedlichen Gesteinen untersucht. Das Versuchsfeld ist auf einer Wiese angelegt worden und bietet die Möglichkeit unter Freilandbedingungen aber auch abgedeckt mit veränderlichen Wassergehalten zu messen. Dabei sind Diabas, unverwitterte sowie verwitterte Tonschiefer in Lößlehm in einer Tiefe von 0,60 m eingebaut worden. Zur Kalibrierung des Georadars diente ein dünnes Metallblech mit einer Kantenlänge von 40 cm. Es wurde ebenfalls in einer Tiefe von 0,60 m eingebaut. Auf diese Weise kann eine Ermittlung der Wellengeschwindigkeit v [$\text{m}\cdot\text{ns}^{-1}$] und somit

auch über $v = \frac{2d}{t}$ und $\epsilon = \left(\frac{c \cdot t}{2d}\right)^2$, mit der Tiefe

des Reflektors d [m] und der Zwei-Wege-Laufzeit t [ms] der Wellen die Bestimmung der Dielektrizitätskonstanten ϵ für einen gegebenen Wassergehalt ausgeführt werden.

2.2 Georadar-Aufnahmen im Gelände

Bei den Arbeiten am Hünchetskopf wurde die 400 MHz Antenne eingesetzt. Dabei wurden am NW-Hang 2 Längsprofile (je 450 m) und 5 Querprofile (zwischen 50 m und 150 m Länge) aufgenommen. Aufgezeichnet wurden die Laufzeiten bis 60 ns. Die Kalibrierung erfolgte über die Bestimmung der Wellengeschwindigkeiten durch Einbau eines metallischen Reflektors an der Unterkante der Hauptlage (0,60 m Tiefe).

3 Ergebnisse aus den Messungen im Labor und auf dem Versuchsfeld

Aus beiden Versuchen konnten für die unterschiedlichen Substrate die Geschwindigkeit und die Dielektrizitätskonstante bei einem mittleren Wassergehalt von 23 Vol.-% ermittelt werden (Tabelle 1).

¹ Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
Heinrich-Bulf-Ring 26
35392 Gießen
rolf.gerber@agr.uni-giessen.de

² Institut für Geographie, Physische Geographie
Löbdergraben 32
07743 Jena

³ Institut für Bodenkunde und Standortlehre
Emil-Wolff-Str. 27
70599 Stuttgart

Tabelle 1: Ermittelte Geschwindigkeiten v und Dielektrizitätskonstante ϵ bei einem mittleren Wassergehalt von 23 Vol.-%

Material	Geschwindigkeit v [m/ns]	ϵ
Ton	0,105	8,2
Lößlehm	0,102	8,6
Sand	0,098	9,4
Diabas, frisch	0,129	5,4
Tonschiefer, frisch	0,119	6,3
Tonschiefer, angewittert	0,097	9,5
Schiefer-Saprolit	0,080	14,1

Ebenso ließen sich typische Reflexionsmuster für die Kombinationen aus Lößlehm und den verwendeten Gesteinen erkennen.

4 Ergebnisse der Aufnahme periglaziärer Lagen über devonischen Tonschiefern

Im Teiluntersuchungsgebiet Hünchetskopf konnten drei Bereiche unterschiedlicher Reflexionsmuster in den Georadar-Aufnahmen abgetrennt werden, was eine Erfassung der Mächtigkeiten von Haupt- und Basislage ermöglichte (siehe Abbildung 1).

werden. Das Georadar ermöglicht eine zerstörungsfreie und schnelle Aufnahme der Mächtigkeit und Verbreitung der Lagen und des unmittelbar darunter anstehenden Gesteins. Dabei ist insbesondere eine gesonderte Abgrenzung der Basislage möglich.

6 Ausblick

Die Dielektrizitätskonstanten und Wellengeschwindigkeiten müssen in einem nächsten Schritt bei variierenden Wassergehalten ermittelt werden, um Beziehungen zwischen diesen Größen für die typischen Lockersedimente und Gesteine im Untersuchungsgebiet ableiten zu können.

Weitere repräsentative Hänge müssen erfasst und zur Kalibrierung und Validierung eines Deckschichtenmodells (SCHOLTEN 2001) genutzt werden. Das so auf das Lahn-Dill-Bergland angepasste Modell, lässt sich für eine Regionalisierung der periglaziären Lagen und ihrer Eigenschaften im Landschaftsmaßstab auf das Arbeitsgebiet des SFB 299 nutzen.

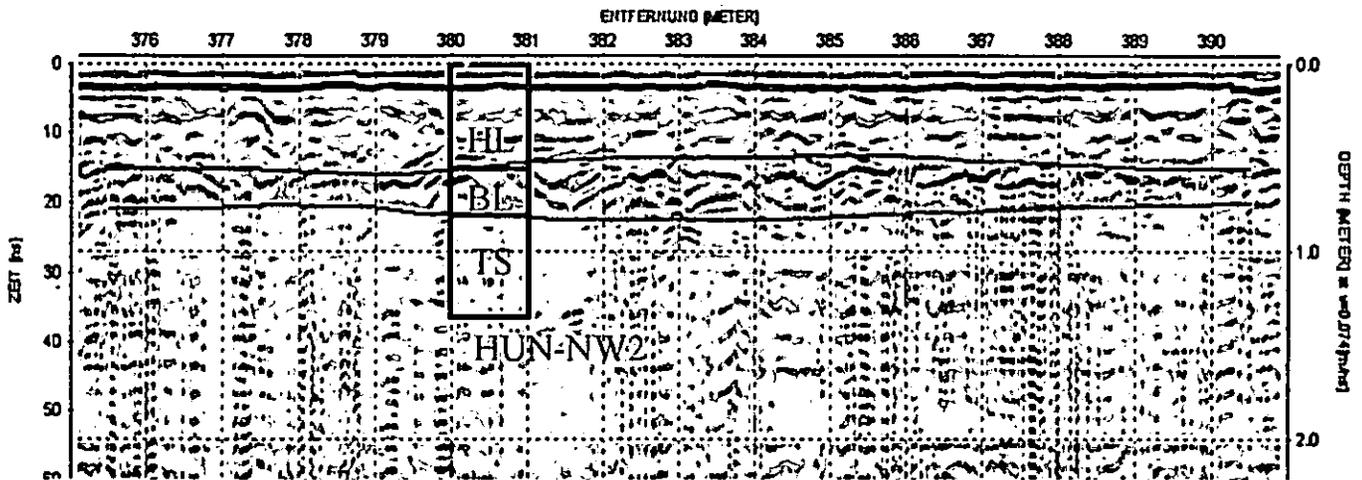


Abbildung 1: Vergleich des interpretierten Georadar-Profiles (Ausschnitt aus Profil F149, 375 – 390 m) mit dem Schurf Hün-NW2 (Schurf nach D. SAUER 2002, HL=Hauptlage, BL=Basislage, TS=Tonschiefer)

Dabei konnte die interpretierte Verbreitung der Lagen mit einer Geländeaufnahme (Schürfen und Bohrungen) einer in der zweiten SFB-Phase angefertigten Untersuchung (SAUER, 2002) verglichen und bestätigt werden.

5 Schlussfolgerungen

Unter Labor- und Versuchsfeldbedingungen konnten charakteristische Reflexionsmuster sowie Wellengeschwindigkeiten und Dielektrizitätskonstanten für unterschiedliche Sedimente und Gesteine des Lahn-Dill-Berglandes ermittelt

7 Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung des SFB 299.

Literatur

SAUER, DANIELA (2002): Genese, Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen im Rheinischen Schiefergebirge – anhand von Beispielen aus Westerwald, Hunsrück und Eifel. Diss. Univ. Marburg / Gießen.
 SCHOLTEN, THOMAS (2001): Beitrag zur flächendeckenden Ableitung der Verbreitungssystematik und Eigenschaften periglaziärer Lagen in deutschen Mittelgebirgen. Habil. Univ. Gießen.

Räumliche Modellierung von Methanflüssen auf regionalem Maßstab

Stephan Glatzel¹ und Georg Bareth²

Einleitung

Die Qualität der räumlichen Modellierung von Spurengasflüssen mit Hilfe von prozessbasierten Modellen wird oft von der schlechten Verfügbarkeit von wichtigen Inputparametern begrenzt. Andererseits sind großräumige Abschätzungen („Inventare“) für regional differenzierte Abschätzungen untauglich. Wir versuchen daher hier, die Methanemissionen des württembergischen Allgäus mit Hilfe einer datenbasierten Ansatzes in hoher räumlicher Auflösung zu modellieren.

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet „würtembergisches Allgäu“ befindet sich im extremen Südosten von Baden-Württemberg. Das Klima ist kühlfeucht, und das dominierende Landnutzungssystem ist Grünlandwirtschaft. Die Bodenlandschaft im bewegten Jungmoränenrelief wird von jungen Böden der Mergelserie mit vermoorten Senken geprägt.

Globale und regionale Datenbasis

Wir stellten auf Basis publizierter Langzeit-Methanflußmessungen aus temperierten Regionen der Erde eine globale Datenbasis zusammen. Diese Datenbasis greift auf 32 Studien mit 110 Methanflußabschätzungen zurück. Für die regionale Datenbasis verwendeten wir die Daten von Kleber (1997), Fiedler und Sommer (2000), Glatzel und Stahr (2001) und Glatzel

und Stahr (2002), die an 11 repräsentativen Orten im württembergischen Allgäu Methanflußmessungen durchgeführt hatten.

Ableitung der räumlichen Daten

Die Bodenkarte wurde durch Disaggregation der BÜK 1:200000 mit Hilfe von SARA, einem Programm zur digitalen Reliefanalyse, und dem digitalen Höhenmodell durchgeführt. Die Landnutzung wurde durch Verschneidung von ATKIS (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem)- Daten mit einer IRS-1C-Szene generiert. Auf diese Art und Weise konnten Fehlinformationen des ATKIS bereinigt werden. Die neu generierten Boden- und Landnutzungskarten wurden miteinander verschnitten und jeder Punkt auf der Karte wurde einer Boden- Landnutzungseinheit zugeordnet. Die 4 Landnutzungseinheiten sind Forst, Ackerland, Grünland und Feuchtgebiet. Die 9 Bodeneinheiten sind Podsol, Nicht Illuvial(er Boden), Illuvial(er Boden), Hydromorph(er Boden), Anmoor, Niedermoor, Hochmoor, Drainiertes Niedermoor und Drainiertes Hochmoor. Die Evaluation der modellierten Daten fand mit Hilfe der regionalen Messwerte statt

Ergebnisse und Diskussion

Die Untersuchungen basieren auf der Vorstellung, dass kartierbare Bodeneigenschaften Aussagen über bodenökologische Prozesse erlauben. Die Klassifizierung in 4 Landnutzungseinheiten entspricht der IPCC- Landnutzungs-klassifikation (Watson et al., 2000). Die Beschränkung auf 9 Bodeneinheiten ist wegen der begrenzten Anzahl von zur Verfügung stehenden Langzeitmessreihen nicht zu vermeiden. Forstlich und ackerbaulich genutzte Ökosysteme unserer globalen Datenbasis nahmen Methan auf. Einige Grünlandflächen nahmen Methan auf, andere emittierten Methan (Tab. 1). Feuchtgebiete waren Methanquellen. Der Vergleich von modellierten Daten mit den regionalen Messwerten zeigte, dass bei den meisten der 5 evaluierbaren Boden-Landnutzungseinheiten die Größenordnung der modellierten Methanemissionen gut wiedergegeben wird. Bei der Boden-Landnutzungseinheit „Anmoor-Feuchtgebiet“ dagegen besteht eine starke Fehleinschätzung. Die liegt an der kolluvialen Genese dieser Standorte. Das grobe Modell ist hier nicht in der Lage, die Methanflüsse auch nur annähernd darzustellen.

¹Universität Göttingen
Geographisches Institut, Abt. Landschaftsökologie, Goldschmidtstrasse 5
37077 Göttingen
email: sglatze@gwdg.de
Tel: 0551/398051

²Universität Hohenheim
Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre (410), Abt. Agrarinformatik und Unternehmensführung, 70593 Stuttgart
email: bareth@uni-hohenheim.de
Tel: 07111/4592544

Die Modellierung ergibt eine Gesamtemission des Untersuchungsgebiets von 441 t CH₄ a⁻¹, dies sind 5.0 kg CH₄ a⁻¹. Dies sind im Vergleich mit dem Evaluierungsdatensatz 49% der gemessenen Emissionen.

Wir vermuten, dass durch eine verbesserte Datenbasis und eine genauere Ausweisung von bisher falsch eingeschätzten Schlüssel-Bodeneinheiten die insgesamt zufriedenstellende Darstellung der Methanflüsse in der Region weiter verbessert werden kann.

Tabelle 1: Abschätzung des Methanflusses auf Basis der globalen Datenbasis und der regionalen Meßwerte in den Boden- Landnutzungseinheiten und Ihre räumliche Ausdehnung für die Flußabschätzung im württembergischen Allgäu.

Landnut- zungseinheit	Bodeneinheit	Fläche — ha —	CH ₄ -C Fluß	
			Median Datenbasis kg ha ⁻¹ yr ⁻¹	Regionale Meßwerte
Forst	Podsol	960	-4	-
	Nicht illuvial	7777	-5	-
	Illuvial	9750	0	-
	Hydromorph	10132	0	-
Ackerland	Nicht illuvial	687	0	-
	Illuvial	1745	0	-
	Hydromorph	344	0	-
	Drainiertes Hochmoor	11	0	-
Grünland	Nicht illuvial	15333	0	2
	Illuvial	13494	0	-
	Hydromorph	12056	0	4
	Drainiertes Hochmoor	448	0	-
	Drainiertes Niedermoor	7215	59	12
Feuchtgebiet	Anmoor	189	1	174
	Hochmoor	329	56	-
	Niedermoor	495	32	93

Literatur

Kleber M. 1997. Carbon exchange in humid grassland soils. Dissertation Universität Hohenheim. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 41.

Glatzel S. und Stahr K. 2001. Methane and nitrous oxide exchange in differently fertilized grassland in southern Germany. Plant Soil 231: 21-35.

Glatzel S. und Stahr K. 2002. The greenhouse gas exchange of a pond margin in South Germany. In: Broll G., Merbach W., Pfeiffer

E.-M. (Eds.) Wetlands in Central Europe. Springer, Berlin, Germany, pp. 215-233.

Fiedler S. und Sommer M. 2000. Methane emissions, groundwater levels and redox potentials of common wetland soils in a temperate-humid climate. Global Biogeochem. Cycles 14: 1081-1093.

Watson R., Noble I.R., Bolin B., Ravindranath N.H., Verardo D.J. and Dokken D.J. 2000. Land Use, Land-Use Change, and Forestry. Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Cambridge University Press, UK.

Hydrologisches Verhalten eines Oberflächenabdichtungssystems mit aufbereitetem Baggergut als mineralische Dichtung

Alexander Gröngroft¹, Katrin Tresselt²,
Klaus Berger¹ & Günter Miehlich¹

Einleitung

Zum Erhalt der schiffbaren Wassertiefe werden im Hamburger Hafen jährlich rund 2,5 Millionen m³ Sedimente gebaggert und umweltgerecht entsorgt. Das Baggergut wird in zwei Fraktionen unterteilt:

- die Sandfraktion - gebraucht für Bauzwecke
- die feinkörnige, TOC-reiche und kontaminierte Schlick-Fraktion - wird deponiert.

Seit 1993 wird die Aufbereitung des überwiegenden Anteils des Baggerguts in der Behandlungsanlage METHA durchgeführt, in der nicht nur die Trennung in die Korngrößenfraktionen sondern auch die Entwässerung der Schlickfraktion mit Siebbandpressen erfolgt, so dass keine Trocknung in Spülfeldern notwendig ist. Der aufbereitete Schlick wird in zwei Deponien (Hamburg-Francop und -Feldhofe) abgelagert. Die hügelartigen Deponien besitzen eine Basisdichtung mit HDPE-Bahn, einen Ablagerungsbereich aus Schlick mit sandigen Zwischenlagen und ein Oberflächenabdichtungssystem. Alle mineralischen Dichtungen werden aus Schlick hergestellt.

Problemstellung

Das Problem von Schlick als Dichtungsmaterial in Oberflächenabdichtungssystemen liegt in seiner hohen Schrumpfanfälligkeit bei Wasserentzug. Die hierbei entstehenden Risse können zu einem hydraulischen Versagen der mineralischen Dichtung führen. Gleichzeitig weicht der eingesetzte Hafenschlick in seinen Eigenschaften z. T. erheblich von den in den Verwaltungsvorschriften festgelegten Kennwerten für mineralisches Dichtungsmaterial - wie z. B. in dem Gehalt an organischer Substanz, dem Einbauwassergehalt und der Verdichtbarkeit - ab. Dagegen übersteigt die Mächtigkeit der Abdeckschichten über der Dichtung die Mindeststärke, die in der TA Abfall und TA Siedlungsabfall festgelegt ist, erheblich. Im Vergleich zu anderen Oberflächenabdichtungssystemen weist daher die in Francop realisierte Variante hinsichtlich der dauerhaften Funktionsfähigkeit sowohl günstigere als auch ungünstigere Merkmale auf.

Da es nicht möglich war, eine ausreichende Sicherheit über das Systemverhalten aus Laborversuchen abzuleiten bzw. Ergebnisse aus Untersuchungen anderer Oberflächenabdichtungssysteme zu übertragen, wurden vom Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg (IfB) von 1995 bis 1999 Feldversuche zur Prüfung der Funktionsfähigkeit des auf der Schlicklagerstätte Francop realisierten Oberflächenabdichtungssystems durchgeführt //1/. Nach Abschluss des Projektes (April 1999) wurden die Messungen der Abflüsse und der meteorologischen Parameter durch den Deponiebetreiber (Strom- und Hafenbau) fortgesetzt.

Testfelduntersuchungen 1995-2002

Der entwässerte und verdichtet eingebaute Schlick ist durch geringe Wasserleitfähigkeit ($k < 10^{-9}$ m/s), aber hohes Schrumpfpotential gekennzeichnet. Um das langfristige hydrologische Verhalten des Oberflächenabdichtungssystems erfassen zu können, wurden zwei Testfelder in das Abdecksystem der Deponie integriert (Abb.1):

- 10 m breit * 50 m lang, 8 % Neigung nach N, Grasvegetation
 - alle Lagen werden in die Umgebung integriert, keine unkontrollierten Zu- oder Abflüsse
 - automatische Messung von Oberflächenabfluss, Interflow, Drainage und Sickerung durch die Schlickdichtung
 - zusätzliche Messungen von Klimaparametern, Bodentemperatur, Wassergehalt und -potential (bis 1999)
- Details über das Untersuchungsprogramm sind //2/ zu entnehmen.

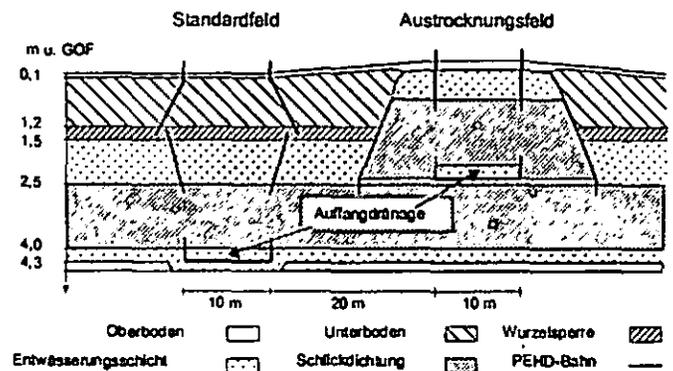


Abb.1 Schnitt durch die Testfelder

Eigenschaften der Dichtungen

Für die Herstellung der mineralischen Dichtung und der Entwässerungsschichten wurde das in der METHA aufbereitete Baggergut verwendet. Das Material zum Bau der Wurzelsperre, das Deckssubstrat sowie der humose Oberboden stammten von unterschiedlichen Baustellen innerhalb des Hamburger Stadtgebietes. Bei dem Deckssubstrat handelte es sich um saalezeitliche Geschiebelehme. Materialeigenschaften sind Tab. 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Eigenschaften der geprüften Substrate (Mittlere Laborwerte nach Einbau)

	Schlick Dichtung	Entwässerungsschicht	Wurzelsperre	Deckssubstrat	Humoser Oberboden
Korngrößenverteilung:					
Sand (%)	26	100	65	62	78
Schluff (%)	57	0	19	22	13
Ton (%)	17	0	16	16	9
Glühverlust (%)	10	0,2	1,2	1,2	11
Trockenröhdichte (g/cm ³)	0,88	1,55	1,82	1,78	0,88
Gesamtporenvolumen (Vol. %)	65	41	32	33	65
Gesättigte Wasserleitfähigkeit (m/s)	1,2* 10 ⁻⁹	7,1* 10 ⁻⁵	2,5* 10 ⁻¹⁰	5,8* 10 ⁻⁹	1,0* 10 ⁻⁴

¹ Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg
(A.Groengroft@ifb.uni-hamburg.de)

² LISA systems, Max Brauer Allee 218a, 22769 Hamburg

Hydrologisches Verhalten

Die hydraulische Funktionsfähigkeit der Komponenten der Dichtsysteme kann aus den Zeitverläufen der Abflüsse abgeleitet werden. Abb. 2 stellt für inzwischen 7 Messjahre den Verlauf von Oberflächenabfluss, Interflow, Dränschichtabfluss und Dichtschichtdurchsickerung für das Versuchsfeld mit dem Standardaufbau (FS) auf der Basis von Tageswerten dar. Den Abflusswerten werden die Niederschläge (Quartalssummen) gegenüber gestellt. Zu beachten sind die unterschiedlichen Skalierungen bei den Abflüssen.

Oberflächenabfluß von > 1 mm/d tritt nur in 2 Phasen auf. Selbst nach Niederschlägen von >30 mm/d ist diese Größe vernachlässigbar. Damit kann der Oberflächenabfluss trotz der ungünstigen hydraulischen Eigenschaften des unter dem Mutterboden folgenden lehmigen Decksubstrats (geringe Wasserleitfähigkeit, geringe Luftkapazität, siehe Tab. 1) im Rahmen der Wasserbilanz als unbedeutend eingestuft werden.

Auch beim Abfluss auf der Wurzelsperre (**Interflow**) handelt es sich meist um kurzfristige, stoßartige Ereignisse, die schnell wieder auf sehr geringe Werte bzw. auf Null zurückgehen. Diese Abflüsse finden typischerweise in den Phasen statt, in denen das Decksubstrat sich aufgesättigt hat und die in den Boden infiltrierenden Niederschläge infolge der niedrigen Wasserleitfähigkeit der Wurzelsperre nicht mehr vollständig an die Entwässerungsschicht abgeleitet werden können. Dies kommt normalerweise nur in den Monaten Oktober bis März vor. Wie die Messungen der Wasserspannung gezeigt haben, bestehen zwischen der Wasserspannung in der Wurzelsperre und dem Interflow enge Korrelationen /3/.

Der durch die Verdunstung nicht abgeführte Niederschlagsanteil tritt wie geplant vorwiegend als **Abfluss in der Entwässerungsschicht** auf. Der Aufbau der Schicht aus einem Mittelsand (25 % fS, 66 % mS, 9 % gS) mit einer im Vergleich zu den Regelwerken niedrigen Wasserleitfähigkeit, aber sehr hohen Schichtstärke (1 m) führt dazu, dass die Abflussspitzen stark gedämpft sind und auch in sommerlichen Trockenzeiten weiterhin Abfluss stattfindet. Dies ist exemplarisch an den trockenen Sommern 1999 und 2000 erkennbar, in denen in den 5 Monaten vom Juli bis November die Abflüsse einheitlich von rund 8 mm im Juli auf 0,9 – 1,5 mm im November zurückgehen, aber nicht zum Erliegen kommen. Abflüsse > 6 mm/d sind die Ausnahme, der bislang höchste Tagesabfluss trat mit 9,1 mm/d am 28.2.2002 auf.

Der **Abfluss durch die Schlickdichtung** findet dauerhaft mit geringen Flussraten (0,035 – 0,05 mm/d) statt. Abb. 2 zeigt deutlich zwei Phasen: Nach dem Einbau trat zunächst bis Februar 1996 ein merklicher Rückgang der Abflüsse von 2,8 auf 0,06 mm/d auf. In dieser Zeit fand eine Konsolidierung der Dichtschicht unter Abgabe von Porenwasser statt (Details siehe /2/). Die zweite, seit März 1996 noch andauernde Phase ist durch die Konstanz der Abflüsse mit schwacher Überprägung durch einen Jahresgang gekennzeichnet. Dabei treten die Höchstwerte (0,045 – 0,058 mm/d) im Spätsommer, die Minima (0,039 – 0,051 mm/d) zum Winterende auf. In /2/ wird der saisonale Verlauf der Abflüsse analysiert und zum Teil auf bereits bekannte Temperatureffekte zurückgeführt.

Die mittlere Sickertrate durch die Schlickdichtung entspricht einer Versickerung, die bei einer gesättigten Wasserleitfähigkeit von $k = 5,7 \cdot 10^{-10}$ m/s und einem kon-

stanten hydraulischen Gradienten von $i = 1$ auftritt. Unter Berücksichtigung der gemessenen hydraulischen Gradienten (Mittelwerte 1996-1998: $i = 1,4$) kann die Wasserleitfähigkeit der Dichtung mit $k = 4,1 \cdot 10^{-10}$ m/s berechnet werden.

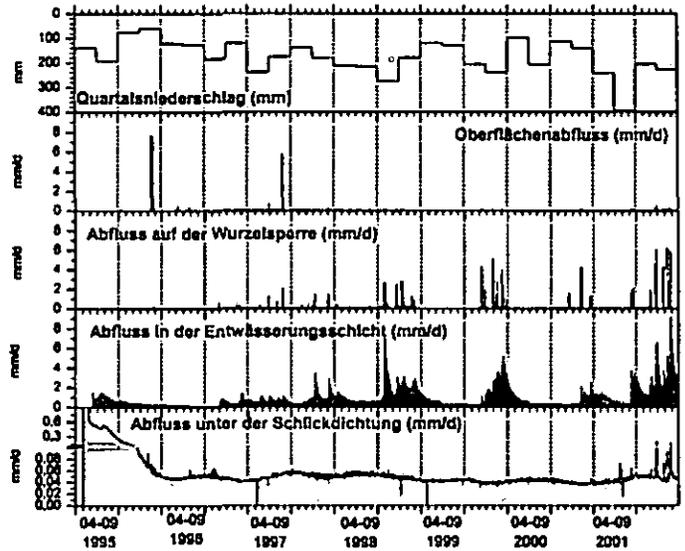


Abb. 2 Verlauf von Niederschlag und Abflüssen (FS)

Schlussfolgerungen

Die Eigenschaften des Oberflächenabdichtungssystems entsprechen nicht allen Anforderungen, wie sie in der TA Siedlungsabfall formuliert sind. Mit den Felduntersuchungen zum Wasserhaushalt konnte aber gezeigt werden, dass die in-situ-Durchsickerung der Dichtung deutlich geringer ist als bei einer Dichtung, die in allen Kriterien die Grenzbedingungen der TA Siedlungsabfall erfüllt. Die Gleichmäßigkeit der Durchsickerung wird durch den hohen Wassergehalt in der Dichtung (770 mm), die langsame Wasserbewegung in der hangenden Dränschicht und die hohe Gesamtüberdeckung der Dichtung (2,5 m) begünstigt. Die in einem zweiten Testfeld durch eine geringmächtige Reaktivierungsschicht forcierte Austrocknung fand in den trockenen Sommern 1999 und 2000 statt, danach war die Dichtung in diesem Testfeld praktisch funktionslos. Damit zeigt sich, dass durch die Kombination der Schichten, wie sie als Standard auf der Deponie definiert ist, eine langfristige Funktionsfähigkeit des Gesamtsystems gewährleistet ist.

Literatur:

- /1/ TRESSELT, K.; GRÖNGRÖFT, A.; MELCHIOR, S.; TÜRK, M.; BERGER, K.; MIEHLICH, G. (1996a): Feldversuche zur Untersuchung der Wirksamkeit von Oberflächendichtungen aus Hafenschlick - Untersuchungskonzept und Aufbau der Versuchsanlage. Mittellgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 79, S.75-78.
- /2/ TRESSELT, K. (2000): Feldversuche zur Wirksamkeit von Oberflächenabdichtungssystemen mit Dichtungen aus Hafenschlick. Hamburger Bodenkundl. Arb. 46, 279 S. u. Anhang.
- /3/ GRÖNGRÖFT, A., K. TRESSELT, C. HARMS & G. MIEHLICH (2001): Design and effectiveness of a landfill cover system based on sludge as barrier material. In: T. H. CHRISTENSEN, R. COSSU & R. STEGMANN (eds.): Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari: CISA. Vol. III, S. 317-324.

Torfböden der Hochmoore im Erzgebirge – Quellen für (unerwünschte) Huminstoffe in Trinkwassertalsperren

Karsten Grunewald¹, Anna Katharina Böhm¹, Jörg Scheithauer¹

Einleitung

In den Mittelgebirgsregionen Zentraleuropas ist seit Anfang der 90er Jahre der Trend zu verstärkten Huminstoffeinträgen in die Oberflächengewässer zu verzeichnen, was bei der Aufbereitung von Trinkwasser aus Talsperren ein Problem darstellt. Der Huminstoffgehalt in den Oberflächengewässern wird vorrangig von den Moor-Anmoor-Komplexen in den Einzugsgebieten bestimmt (Grunewald et al. 2003).

Neben dem Klimawandel spielen anthropogene Eingriffe in die Hochmoore und deren Peripherie die determinierende Rolle und verursachen nachhaltige Veränderungen in der ökologischen Stabilität der Torfböden. Kenntnisse zur veränderten Abfluss- und Stoffdynamik infolge menschlichen Wirkens stehen für die Hochlagen der sächsischen Mittelgebirge nicht zur Verfügung. Dies betrifft insbesondere auch die anmoorigen Standorte im Randbereich der Moore.

Herangehensweise und Testgebiete

In Abhängigkeit von Genese und Eingriffstyp wurden unterschiedliche Moore untersucht, um ihren Anteil an der Huminstoffbelastung ausgewählter Gewässer im Erzgebirge zu analysieren. Im Mittelpunkt der Arbeiten stand die Erfassung der Torfzustände, die Aufnahme der aktuellen Vegetation sowie der Entwässerungsbedingungen und die Beprobung der Oberflächengewässer. Die Forschungen wurden in 4 Testgebieten realisiert. Während „Carlsfeld“ und „Salzflüßchen“ bis zu 4 Meter mächtige Torflager mit zum größten Teil sukzessiv verlandeten Gräben charakterisieren, sind für das Areal „Weiße Mulde“ maximal 1 Meter Torfdecke bei aktuell betriebener Entwässerung typisch. Einen Sonderfall stellt das Testgebiet „Löffelsbach“ dar. Hier wurden in einem

ehemaligen Torfstich vor 3 Jahren ökotechnische Maßnahmen (Grabenverbau und flächenhafte Überrieselung) mit dem Ziel durchgeführt, das Moor zu renaturieren.

In allen Testgebieten erfolgte entlang von Sequenzen mit insgesamt 39 untersuchten Standorten, die sich am Verlauf der Gräben sowie der Geländeneigung orientieren, die Ansprache des Torfkörpers mittels Bohrstocksondierung nach folgenden Merkmalen (KA 4):

- Mächtigkeit
- Farbe
- Feuchte
- Torfqualität und Zersetzungsgrad
- Horizontdifferenzierung

Dabei wurde jeder dritte Standort als Leitprofil ausgewiesen, um Misch- bzw. Stechzylinderproben zu gewinnen, die im Labor des Instituts auf chemische Parameter wie Kohlenstoff-, Stickstoff-, Phosphorgehalt bzw. pH-Wert analysiert wurden. Die Volumenproben (Stechzylinder) wurden für die Erfassung von aktueller Bodenfeuchte, Rohdichte und Substanzvolumen herangezogen.

Eigenschaften der untersuchten Hochmoorböden

Die Untersuchungsgebiete weisen hinsichtlich der chemischen Bodenbeschaffenheit für Hochmoore typische Eigenschaften auf (Tab. 1). Dies spiegelt sich auch in der Einordnung aller Torfe zu den oligotroph, sauren Torfen wider.

Tab. 1 Kennzeichnende Torfparameter der Testgebiete (Mediane und Spannweiten; tiefenunspezifisch)

	Carlsfeld	Löffelsbach	Weiße Mulde	Salzflüßchen
pH (KCl)	2,5 (2,3 - 3,0)	3,8 (3,5 - 3,9)	3,4 (2,9 - 4,1)	2,8 (2,6 - 3,6)
C [%]	49 (43 - 56)	46 (44 - 47)	42 (28 - 50)	46 (32 - 51)
C/N	47 (40 - 55)	31 (27 - 37)	37 (25 - 50)	32 (24 - 39)
Stufe der Zersetzungsgrade (KA4)	3 - 4	4 - 5	5	3 - 5
Substanzvolumen (KA4)	3 - 5	4 - 5	5	4 - 5

In der Testfläche „Carlsfeld“ wurden die niedrigsten pH-Werte, Zersetzungsgrade und

¹ Institut für Geographie, TU Dresden, D-01062 Dresden
e-mail: kg3@rzs.urz.tu-dresden.de

Substanzvolumina bzw. die höchsten C-Gehalte und weitesten C/N-Verhältnisse ermittelt. Hier ist die charakteristische stratigraphische Gliederung der erzgebirgischen Hochmoore mit den älteren Schwarztorfen, welche von jüngeren Weißtorfen überlagert werden, am besten erhalten. Ähnliche Bedingungen herrschen am „Salzflüßchen“. In den anderen beiden Testgebieten ist aufgrund deutlich geringerer Torfmächtigkeiten und insgesamt stärker zersetzter Torfe mit amorphen, vererdeten Strukturen diese Horizontierung nicht mehr vorhanden. Die Besonderheit der Testfläche „Löffelsbach“ wiederum sind die überstauten Resttorfe. Ein Indiz für die längerfristige Vernässung der Fläche ist die an mehreren Fichten auftretende Verbraunung der Nadeln. Das an einigen Standorten beobachtete Aufwachsen von Sphagnum direkt auf dem mineralischen Untergrund und deren beginnende Vertorfung sind als Initialstadien einer neuen Torf- bzw. Moorbildung zu verstehen.

Die Vegetation weist im Testgebiet „Carlsfeld“ die hochmoortypischste und damit artenärmste Zusammensetzung mit Fichte, zwei Vertretern der Heidekrautgewächse und einigen Moosen auf. Die artenreichste Ausstattung findet sich am „Salzflüßchen“, wo moorfremde Arten wie z.B. Löwenzahn, Himbeere und Brennessel günstigere Nährstoffverhältnisse anzeigen.

Bodenzustand und Grabeneingriffstyp determinieren die Gewässer-güteparameter, wie die Ergebnisse am jeweiligen Testgebietsabfluss belegen (Tab. 2). Sechs Messkampagnen konnten 2002/2003 realisiert werden, wobei in jedem Testgebiet 6 bis 9 Gräben beprobt wurden.

Tab. 2 Kennzeichnende chemische Parameter von drei Testgebietsabflüssen (Mediane und Spannweiten)

	Carlsfeld	Löffelsbach	Weiß Mulde
Grabentyp	sukzessive Verlandung	technischer Verschluss	aktive Pflege
pH	4,2 (3,6-4,8)	4,5 (3,7-5,4)	4,7 (3,8-6,1)
SAK [m ⁻¹]	70 (4-294)	170 (3-418)	33 (3-41)
DOC [mg·L ⁻¹]	13,0 (4,1 - 30,0)	34,1 (4,6 - 82,8)	7,9 (5,7 - 9,8)
DOC-Fracht [kg·d ⁻¹]	12,9 (3,8-155,6)	1,7 (0,2-8,0)	0,1 (0,1-0,6)

In allen Testgebietsabflüssen sind sehr niedrige pH-Werte zu beobachten, die auf das saure Milieu der ombrogenen Hochmoore zurückzuführen sind. Zwei Indikatoren für die Huminstoffbelastung sind

der DOC (dissolved organic carbon) und der SAK₂₅₄ (Spektraler Absorptionskoeffizient im UV-Bereich). Beide variieren sehr stark zwischen Gebietszulauf, Grabensystem und Gebietsabfluss innerhalb jeder Testfläche. Die durchschnittlichen Tagesfrachten im Austrag der Testgebiete sind im Gebiet „Carlsfeld“ am höchsten, hingegen an der „Weißen Mulde“ am geringsten. Bemerkenswert ist des Weiteren, dass im Zuge von Niederschlagsereignissen Frachten von 156 kg pro Tag in „Carlsfeld“, 8 kg pro Tag am „Löffelsbach“ sowie weniger als 1 kg pro Tag an der „Weißen Mulde“ gemessen wurden.

Konsequenzen für „Gebietsnutzer“

Die Einzugsgebiete sind zu einem Großteil bewaldet. Diesen forstwirtschaftlich genutzten Flächen werden verschiedene Funktionen zugeordnet, wobei Landschafts-, Wasser-, Boden- und Naturschutz sowie der Erholungswald dominieren. An dieser Stelle liegt auch das Konfliktpotenzial. Die Interessen und Ziele von Naturschutz, Forst- und Wasserwirtschaft sowie Tourismusbranche lassen sich nicht in jedem Fall vereinbaren. Insbesondere die Bedeutung der organischen Nassstandorte aus Sicht der einzelnen „Gebietsnutzer“ wird hinsichtlich verstärkter Huminstoffeinträge in die Fließ- und Standgewässer deutlich. Auf der einen Seite müssen beispielsweise zur Sicherung der Fichtenbestände Gräben, welche Moor- und Anmoorstaugleye entwässern, geräumt werden. Andererseits sind die Bemühungen des Naturschutzes mit ökotechnischen Wiedervernässungsmaßnahmen ehemals abgetorfener oder als renaturierungswürdig geltender Hochmoore zu nennen. Jeder Eingriff spiegelt sich im Chemismus der die Einzugsgebiete entwässernden Vorfluter wider. Um die bestehenden Konflikte zu minimieren, muss die gegenwärtige Entwicklung der Ökosysteme und von ihnen ausgehende Belastungen der Oberflächengewässer in zukünftige Planungen einbezogen werden. Bodenzustand, Bodenentwicklung und -funktionen stehen dabei im Vordergrund.

Literatur

Grunewald, K.; A. Korth, J. Scheithauer, W. Schmidt (2003): Verstärkte Huminstoffeinträge in Trinkwasserspeicher zentraleuropäischer Mittelgebirge. Wasser & Boden, 55/4, 47-51

Pedotransfer-Funktionen zur Sorption von Schwermetallen in Waldböden

Heidkamp, A.², J. Utermann¹ & J. Böttcher²

Einleitung

Von Untersuchungen zu Waldökosystemen ist bekannt, dass die eingetragenen Schwermetalle (SM) überwiegend in der Auflage bzw. im Oberboden akkumuliert werden (FBVA 1992, BMELF 1997).

Um zukünftige Bodenzustände zu prognostizieren und quantitative Bewertungen der Filterfunktion von Böden zu gewährleisten, benötigt man Informationen zur Verteilung der SM zwischen Fest- und Lösungsphase. Dabei ist die Lösungsphase, die letztlich die ökologisch relevante Fraktion darstellt, die komplexere Größe, da sie in-situ räumlich und zeitlich extrem variabel ist.

Ziel des Vorhabens

Es sollen Pedotransfer-Funktionen (PTF) für die SM (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) erarbeitet werden, um deren Sorptionsverhalten und Verteilung zwischen Fest- und Flüssigphase anhand von Bodeneigenschaften für Waldböden verschiedener Ausgangsgesteine abschätzen zu können.

Material und Methoden

An 165 Waldstandorten Niedersachsens, Nordrhein-Westfalens und Österreichs wurden aus verschiedenen Horizonten Bodenproben entnommen. Die Bodenentnahme fand in der Nähe von BZE- bzw. WBZI-Standorten statt. Um eine große Variabilität der Bodeneigenschaften für die Stichprobe zu erhalten, wurden die Standorte mittels Clusteranalyse ausgewählt. An sämtlichen Mineralbodenproben wurden zum einen die sorptionsrelevanten Bodenkenngrößen (pH-Wert H₂O/KCl, C_{org}, Leitfähigkeit, oxalatlösliches Fe/Mn, Textur) ermittelt und zum anderen Sorptionsexperimente (Batch-Versuche) durchgeführt. Durch die Auswertung von Depositionsdaten im Wald und der SM-Gesamtgehalte in der Humusaufgabe wurden die Konzentrationsbereiche für die SM festgelegt (Tab.1). Aufgrund der großen Stichprobe wurden die SM-Zugaben als „Cocktails“ angeboten, um den zeitlichen und analytischen Aufwand zu minimieren. Durch Vorversuche wurde sichergestellt, dass kompetitive Effekte zwischen den SM bei der Ausschüttelung weder die Steigung noch die Lage der Sorptions-isotherme signifikant beeinflussen.

¹Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 1, D-30655 Hannover

² Universität Hannover, Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str.2, D-30419 Hannover
E-mail: a.heidkamp@bgr.de

Tab. 1: Konzentrationsbereiche der Sorptionsisothermen für 7 Schwermetalle

Element	Konzentrationsbereich [µg L ⁻¹]
Blei	0 - 10.000
Cadmium	0 - 300
Cobalt	0 - 600
Chrom	0 - 10.000
Kupfer	0 - 4.000
Nickel	0 - 2.000
Zink	0 - 5.000

Für die Ableitung von Pedotransfer-Funktionen zur Sorption von SM wird an die Messdaten der Sorptionsexperimente einer Probe die Freundlich-Funktion angepasst. Durch eine Vielzahl von Untersuchungen ist bekannt, dass das Bindungsvermögen der Böden für SM als Funktion der sorptionsrelevanten Bodenkenngrößen variiert. Aufbauend auf dieser Erkenntnis wurden mit Hilfe der multiplen linearen Regression die Sorptionsdaten und die Bodenkenngrößen der Proben verrechnet, um Schätzfunktionen (PTF) abzuleiten (in der Literatur auch als erweiterte Freundlich-Gleichung bzw. substratübergreifende Isotherme bekannt). Durch Einsetzen der standortspezifischen Bodenkenngrößen in die elementspezifische Schätzfunktion, kann das Bindungsvermögen bzw. bei Umstellung der Gleichung die Konzentration des SM in der Quasi-Gleichgewichtsbodenlösung abgeschätzt werden. Die PTF ist folgendermaßen aufgebaut:

$$S = k_{in} \times [pH]^a \times [C_{org}]^b \times \dots \times [C]^m \quad (1)$$

S = sorbierte Menge [µg kg⁻¹]
C = Konzentration in Lösung [µg L⁻¹]
k_{in} = intrinsischer Parameter
a,b,m = Parameter der Gleichung

Ergebnisse

Die Ableitung von Pedotransfer-Funktionen erfolgte für die Elemente Cu, Pb und Cd durch Verrechnung sämtlicher Daten. Hingegen wurde die PTF für Ni bisher nur aus den Daten Österreichs und Nordrhein-Westfalens abgeleitet. Die PTF für Pb und Ni haben folgende Form:

$$S_{Pb} = 17.9 \times pH^{0.298} \times C_{org}^{0.339} \times Fe^{0.322} \times C^{0.497} \quad (2)$$

$r^2_{adj.} = 0.835$

$$S_{Ni} = 0.41 \times pH^{0.459} \times C_{org}^{0.434} \times Ton^{0.121} \times C^{0.69} \quad (3)$$

$r^2_{adj.} = 0.706$

Durch die Verwendung von Streudiagrammen (es wird die gemessene Größe der geschätzten Größe

gegenübergestellt) lassen sich visuelle Hinweise auf i) Modellverletzungen ii) die Streuung um die 1:1-Linie und iii) Ausreißer ableiten (Abb.1).

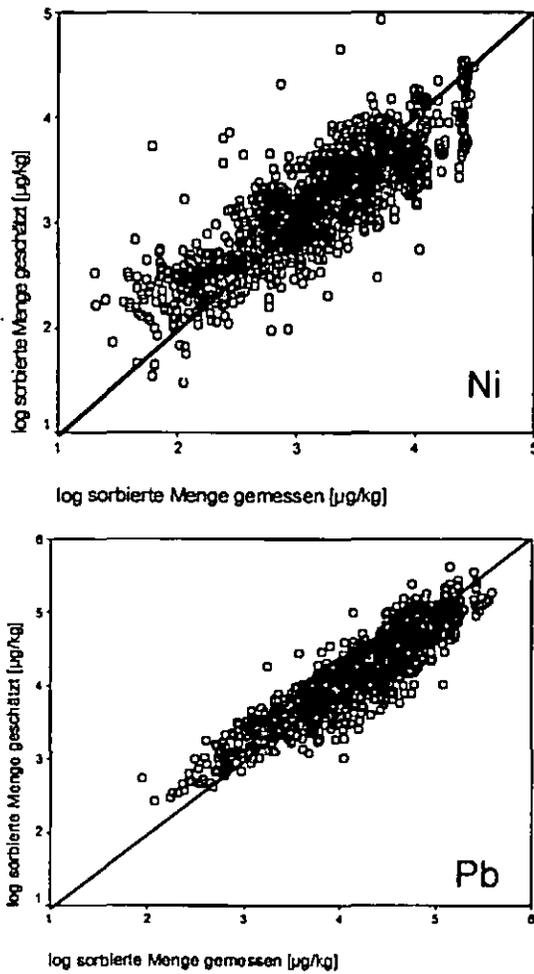


Abb. 1: Gegenüberstellung gemessener und geschätzter Festphasengehalte bei Anwendung der elementpezifischen PTF (Gleichung 2,3)

Die Güte der Anpassung für Ni mit einem korrigierten Bestimmtheitsmaß von 0.706 ist nicht zufriedenstellend. Daher wurden die Stichproben der SM nach

- Horizonten
- Pufferbereichen
- Basenneutralisationskapazität

gruppiert. Das lässt eine Verbesserung der Anpassung erwarten, da weitere Bodenkenngrößen in das Modell aufgenommen werden bzw. bestimmte Bodenkenngrößen stärker gewichtet werden. Die folgende PTF (4) für Ni ist nur mit den Proben der A-Horizonte abgeleitet worden.

$$S_{Ni} = 0.55 \times pH^{0.428} \times C_{org}^{0.63} \times Ton^{0.075} \times C^{0.73} \quad (4)$$

$$r_{adj}^2 = 0.836$$

Im Vergleich zur Gleichung (3) wird ersichtlich, dass die organische Substanz deutlich stärker zu der erklärten Varianz des Bindungsvermögens von Ni beiträgt, angezeigt durch den geänderten Wert des Exponenten. Hingegen nimmt die Bedeutung des Tongehalts ab. Auch die graphische Gegen-

überstellung von gemessenen vs. geschätzten Festphasengehalten zeigt deutlich, dass die Streuung verringert werden konnte (Abb.2).

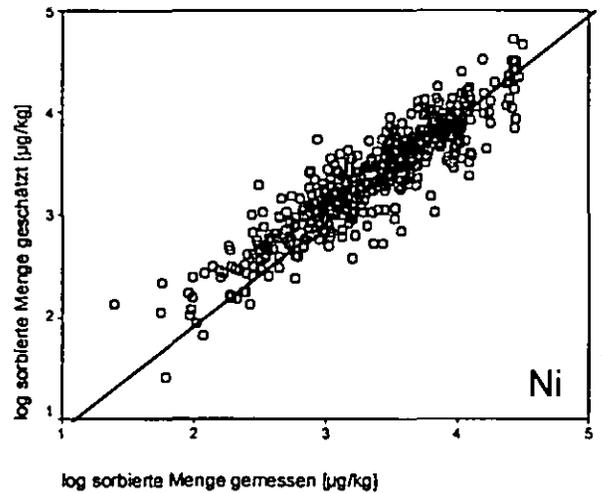


Abb. 2: Gegenüberstellung gemessener und geschätzter Festphasengehalte bei Anwendung der elementpezifischen PTF (Gleichung 4)

Schlussfolgerung

- Das Sorptionsverhalten von SM kann für Waldböden durch PTF mittels Bodenkenngrößen für die Elemente Ni, Cd, Pb und Cu abgeleitet werden (für Co, Cr und Zn bestehen z.Zt. noch keine Auswertungen).
- Eine Gruppierung der Stichprobe (hier: nach Horizonten) kann die Güte der Anpassung für Cd und Ni signifikant verbessern. Für Pb und Cu hingegen wurde nur eine geringfügig verbesserte Güte der Anpassung festgestellt.

Literatur

- FBVA (1992):**
Österreichische Waldboden-Zustandsinventur, Bd. 1+2, Mittg. der FBVA 168, ISSN 0374-9037
- BMELF (1997):**
Deutscher Waldbericht 1996, Bd. 1+2, Bonn

Zeitlicher Verlauf der Auswirkung reduzierter N-Düngung auf die Nitratauswaschung sandiger Ackerböden
- Untersuchungsergebnisse und Modellabschätzungen -

S. Heumann¹⁾, G. Baumgärtel²⁾, J. Böttcher¹⁾,
W.H.M. Duijnsveld³⁾ und W. Schäfer⁴⁾

Immer wieder trifft man auf die Meinung, dass die alleinige Unterlassung oder auch nur Verminderung der mineralischen N-Düngung kurzfristig, d.h. innerhalb weniger Jahre, die Nitratauswaschung auch sandiger Ackerböden drastisch reduziert. Da aber bekannt ist, dass das N-Mineralisationspotential eines Bodens - und damit die N-Nachlieferung aus organischer Substanz - nur langsam absinkt, sollte diese Meinung überprüft werden.

Versuchsergebnisse zur Nitratauswaschung in Abhängigkeit von der N-Düngungsintensität wurden aus der Literatur und eigenen Feldversuchen zusammengestellt und ausgewertet. Es zeigte sich, dass es in der Literatur kaum Daten für Sandböden und zur alleinigen Auswirkung der Düngungsintensität gibt. Von den Feldversuchen der LWK Hannover und des BTI Bremen, in denen u. a. die N-Düngungsintensität variiert wird, liegen neun auf Sandstandorten in Niedersachsen. Neben der Sollwert-Variante (SW = Höhe der N-Düngung für ökonomisch optimalen Ertrag) gibt es hier zumindest eine Variante mit leicht reduzierter N-Düngung (SW-20%, SW-30%, SW-40%) und mit gänzlich unterlassener N-Düngung (N_0) sowie eine Variante mit erhöhter Düngung (z.B. SW+20%). Die Auswirkungen einer unter den SW verminderten N-Düngung sowohl auf die Nitratauswaschung als auch auf die Erträge zeigen große Unterschiede in Abhängigkeit von der Kulturart. Der Grund dafür ist vermutlich die spezifische N-Aufnahmefunktion der einzelnen Kulturarten im Jahresverlauf.

Weiterhin wurde mit Hilfe von Modellrechnungen abgeschätzt, wie stark und wie schnell die Nitratauswaschung durch geringere Düngungsintensität überhaupt reduziert werden kann (Reduzierungspotential). Dazu wurde beispielhaft eine Fruchtfolge aus den

beiden Kulturarten, die am unterschiedlichsten auf eine verminderte N-Düngung reagieren, gewählt. Als Basis für die Abnahme des Mineralisationspotentials wurde zunächst mit dem Humusmodell nach *Böttcher und Springob (2000)* die Abnahme der Humusgehalte über einen Zeitraum von 20 Jahren berechnet. Parallel dazu wurde über einen Saldenansatz anhand in Feldversuchen gemessener N-Salden verschiedener Düngungsvarianten die Abnahme des Gesamt-N abgeschätzt. Die Veränderung der winterlichen Nitratauswaschung prognostizierte ein N-Simulationsmodell (*Köhler, 2002*), in dem von *Heumann (2003)* speziell für NW-deutsche Sandböden gemessene N-Mineralisationsparameter implementiert wurden. Erste beispielhafte Simulationsergebnisse zeigen, dass die Mineralisation aus organischer Substanz selbst in der N_0 -Variante nur sehr langsam absinkt (Tendenzen noch geringer in der Variante SW-40%). Außerdem haben hier die Ernte- N_{min} -Werte, die allerdings nur für eine Versuchsdauer von 8 Jahren gemessen vorliegen und stark schwanken, große Bedeutung für die winterliche Nitratauswaschung. Die unsichere Vorhersage der N_{min} -Werte für $t > 8$ Jahre ist daher ein wichtiger Faktor für die Güte unserer Prognosen. Insgesamt erscheint es unabdingbar, die Düngungsversuche zur Verbesserung der Prognosen fortzusetzen und umfangreichere, angepasste Simulationen zur besseren Beurteilung der Düngungsvarianten durchzuführen.

Eine ausführliche Publikation der Ergebnisse ist vorgesehen.

Literatur

Böttcher, J., und G. Springob (2000): A one-pool-model to describe organic carbon balance of arable soils. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 93, 124 - 127.

Heumann, S. (2003): Parameterizing net N mineralization in NW-German sandy arable soils with different former land-uses. Dissertation, Universität Hannover. Horizonte, Bd. 12, Der Andere Verlag, Osnabrück.

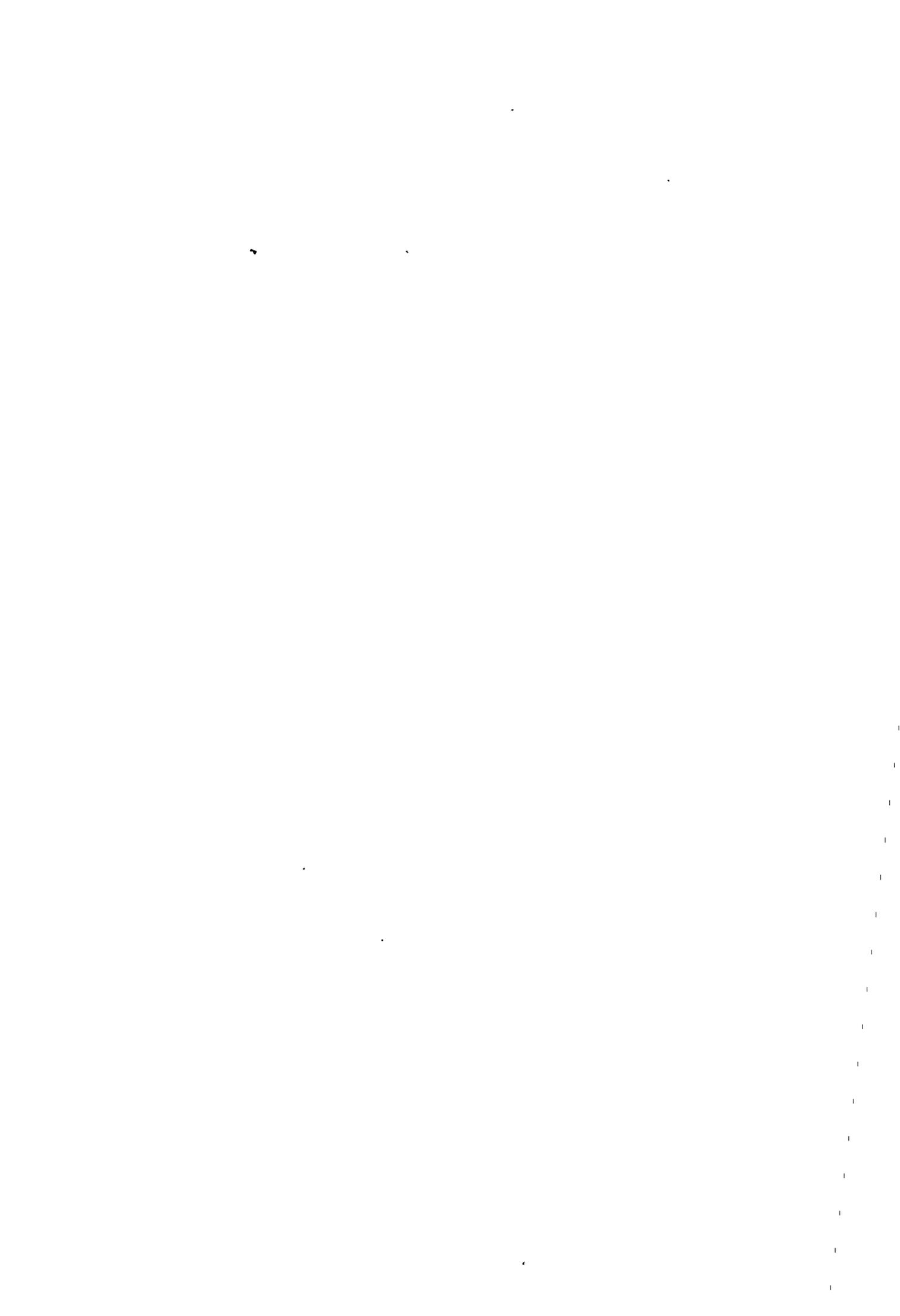
Köhler, K. (2002): Ermittlung der Nitratauswaschung von Ackerstandorten bei unterschiedlicher N-Düngung und Bewirtschaftung aus N_{min} -Messungen und Modellrechnungen. Dissertation, Universität Hannover. Horizonte, Bd. 9, Der Andere Verlag, Osnabrück.

¹⁾ Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, Herrenhäuser Str. 2, D-30419 Hannover

²⁾ Landwirtschaftskammer (LWK) Hannover

³⁾ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover

⁴⁾ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung - Bodentechnologisches Institut (BTI) Bremen



Spatial consistency of automatically calibrated SWAT simulations in the Dill catchment and three of its sub-catchments (Limits of automatic calibration in hydrological modelling)

J.A. Huisman, L. Breuer, H.-G. Frede

Introduction

Model validation is often limited to applying the calibrated parameters in an independent validation period for the same catchment by a split-sample test. In this case, no information can be obtained on spatial transferability and consistency of the model and its parameters. The aim of this study is to conduct a higher-order validation by applying calibration results in different sub-catchments and the overall catchment (simple proxy-catchment test). The main questions to be answered are: How well does a calibrated sub-catchment parameterization characterize another sub-catchment? Is there one parameterization that provides good simulations for the overall catchment and its sub-catchments simultaneously?

Material & Methods

Area of investigation

The Dill catchment is a lower mountainous catchment with a size of 692 km² (Fig. 1). Its cool humid climate is characterised by an annual 600-1100 mm of precipitation and a mean temperature of 8 °C. The soils mainly consist of shallow Cambisols over a fissured rock aquifer and deeper gleyic soils along streams. The main Dill catchment as well as the sub-catchments, Aar, Dietzhölze and Obere Dill are sampled daily by automatic gauging stations.



Fig. 1: The dill catchment and three of its sub-catchments: the Aar, the Dietzhölze and the Obere Dill.

The SWAT model

SWAT is a semi-distributed model in which the main basin is divided in sub-basins (in the case of the present basin the average size of sub-basins is 14.7 km²). Hydrological response units (HRU) within the sub-basin are lumped, based on soil type and land use (in the case of the present project mean HRU size is 0.8 km²). The SWAT version in use is SWAT-G (Eckhardt et al. 2002), a modified version of SWAT (Arnold et al. 1998). SWAT-G is optimised for low mountainous regions with enhanced lateral flow conditions, realized through an anisotropy between vertical and horizontal hydraulic conductivity. The model is calibrated to three hydrological years (1986-1988) for the Dill catchment and each sub-catchment. The period of validation also covers three hydrological years (1989-1991).

Automatic calibration

Automatic model calibration is used to find the „best“ parameter set for simulation runs by a defined objective function. The Shuffled Complex Evolution (SCE-UA) is a well-established algorithm to find the global minimum of an objective function within user-defined bounds, even though many simulation runs are required (Duan et al. 1992). In the present application 11 sensitive parameters were optimized (Tab. 1). As SWAT-G is characterized by many parameters, the optimization algorithm cannot be used to calibrate all SWAT-G parameters. Hence, predefined parameter ratios are used to reduce the amount of parameters to be calibrated. By the application of this ratio concept, the spatial pattern of parameter differences is maintained throughout the catchment (Eckhardt and Arnold 2001).

Model performance is assigned by the efficiency described by Nash and Sutcliffe (1970).

Tab. 1: Upper and lower bounds for automatic model calibration.

Parameter		Lower	Upper
Surface runoff lag time [d]	SR _{lag}	1.000	5.000
Manning N surf. runoff [m ^{1/3} s]	ManN	0.200	0.500
Grd. water recession coef. [d ⁻¹]	GW _{recoeff}	0.030	0.060
Delay groundwater recharge [d]	GW _{delay}	1.000	20.00
Deep aquifer percolat. factor [-]	dAQU _{per}	0.000	0.800
Bulk density soil [g cm ⁻³]	BD _{soil}	1.500	1.600
Bulk density bedrock [g cm ⁻³]	BD _{rock}	2.510	2.650
Avail. water content [m ³ m ⁻³]	AWC	0.160	0.200
K _{sat} Soil I [mm h ⁻¹]	K _{sat,soil I}	1.000	45.00
K _{sat} Soil II [mm h ⁻¹]	K _{sat,soil II}	10.00	85.00
Anisotropy factor [-]	ANISO	2.000	8.000

Results & Discussion

Results of the automatic calibration of the 11 parameters are given in Tab. 2. Only four parameters showed a pronounced variation between sub-catchments (Tab. 2, underlined). Remarkably different are values for the delay of groundwater recharge and saturated hydraulic conductivity K_{sat} . Less, but still noticeable distinct are values for the deep aquifer percolation factor and the groundwater recess coefficient.

Tab. 2: Comparison of parameter sets derived from automatic calibration for the catchment Dill, Aar, Dietzhölze (Dtz) and Obere Dill (Obd). Underlined are considerable distinct parameter values. Abbreviation of parameters see Tab. 2.

	Dill	Aar	Dtz	Obd
SR_{lag}	1.000	1.000	1.000	1.030
ManN	0.497	0.480	0.495	0.477
$GW_{recoeff}$	<u>0.030</u>	<u>0.038</u>	<u>0.035</u>	<u>0.044</u>
GW_{dealy}	<u>19.50</u>	<u>1.09</u>	<u>9.06</u>	<u>9.06</u>
$dAQU_{per}$	<u>0.351</u>	<u>0.024</u>	<u>0.010</u>	<u>0.045</u>
BD_{soil}	1.600	1.600	1.600	1.580
BD_{rock}	2.620	2.630	2.640	2.630
AWC	0.200	0.200	0.200	0.194
$K_{sat,soil I}$	<u>44.80</u>	<u>44.50</u>	<u>44.90</u>	<u>1.150</u>
$K_{sat,soil II}$	84.80	84.90	84.60	84.70
ANISO	7.990	8.000	7.960	7.800

As an example, a comparison between measured and modelled runoff is given in Fig. 2. for the Dill catchment. Overall, the model performs quite well with an efficiency of 0.80, even though some of the major peaks are underestimated.

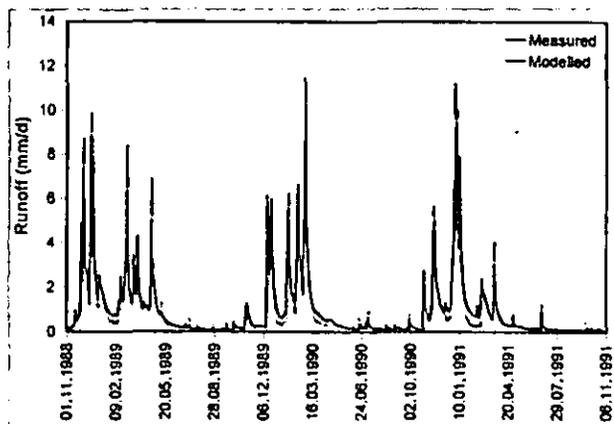


Fig. 2: Validation for runoff [$mm d^{-1}$] at the Dill catchment.

General model performance for calibration period is satisfactory with values ranging between 0.80 and 0.85 (Tab. 3). Efficiency for validation period dropped slightly but is still high,

except for the Obere Dill where efficiency dropped significantly to 0.61. This effect may be attributed to the impact of dry versus wet years during calibration.

A cross-application of parameterizations in different sub-catchments is further conducted to test, whether there exists a parameter set which performs equally good in all catchments. This is the case for most of the parameter sets. Best performance can be found for the Dill parameter set. Noticeable is the general weaker performance of the Obere Dill parameter set in the validation period.

Tab. 3: Cross-validation of auto-calibrated parameter sets in the catchments Dill, Aar, Dietzhölze (Dtz) and Obere Dill (Obd).

	Dill	Aar	Dtz	Obd
Calibration				
Dill	0.85	0.82	0.82	0.79
Aar	0.84	0.83	0.83	0.80
Dtz	0.84	0.83	0.83	0.80
Obd	0.83	0.75	0.83	0.80
Validation				
Dill	0.80	0.82	0.77	0.65
Aar	0.78	0.83	0.78	0.65
Dtz	0.77	0.82	0.78	0.65
Obd	0.67	0.69	0.71	0.61

Further, a multi-objective calibration was conducted to see whether a single, optimized parameter set can be derived which adequately describes all catchments. Multi-objective calibration was performed by weighted summing of residuals. The resulting parameter set is a composite of the individual sets, but most resembles the Dill parameterization. Validation and calibration with the multi-objective parameter set in all catchments performed as good as single calibrated parameter sets for each catchment. The multi-objective parameter set also improved the validation for the Obere Dill catchment from 0.61 to 0.65.

Literature

Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Williams JR, 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. *J Am Water Res Assoc* 34, 73-88.

Duan Q, Sorooshian S, Gupta VK, 1992. Optimal use of the SCE-UA global optimization method for calibrating watershed models. *J Hydrol* 158, 265-284.

Eckhardt K, Haverkamp S, Fohrer N, Frede H-G, 2002. SWAT-G a version of SWAT99.2 Modified for Application to Low Mountain Range Catchments. *Phys Chem Earth B* 27, 641-644.

Nash JE, Sutcliffe JV, 1970. River flow forecasting through conceptual models; part I - a discussion of principles. *J Hydrol* 10, 282-290.

Ableitung von Kartiereinheiten anhand von geophysikalischen Messungen auf einer Salzwiese der Vorpommerschen Boddenlandschaft

Ikels, L., K. Schwärzel, M. Facklam & G. Wessolek

1. Einleitung

Auf den Kooser-Wiesen 5 km nördlich von Greifswald wurden im Rahmen des BMBF-Projektes: „Entwicklung der Biodiversität auf Salzgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft“, geophysikalische Methoden zur kleinräumigen Erfassung von Heterogenitäten getestet. In Zusammenarbeit mit dem Institut für Geowissenschaften der Universität Potsdam (Fr. Dr. E. Lück) wurde eine Fläche von ca. 20 ha geophysikalisch kartiert.

2. Methoden

Um die Heterogenität der Kooser-Wiese zu charakterisieren, wurden auf einer Fläche von ca. 20 ha eine bodenkundliche Feinkartierung, eine Höhenvermessung und eine geophysikalische Kartierung durchgeführt. Die bodenkundliche Kartierung erfolgte mit einem Pürckhauer Bohrstock auf 1 m Tiefe, die Höhenkartierung mit einem lasergesteuerten Theodolithen in einem 50 x 50 m Raster.

Zur Erfassung der elektrischen Leitfähigkeit wurden zwei Methoden getestet: die Gleichstromgeoelektrik und die Elektromagnetik. Beide Methoden stellten sich als geeignet heraus, um die Leitfähigkeit zu messen.

Die Entscheidung fiel auf die Elektromagnetik, da das Gerät es ermöglicht, auch große Flächen völlig berührungslos zu erfassen. Kartiert wurde mit einem EM 38 von der Firma Geonics. Bei der gewählten horizontalen Dipolanordnung, wird ein Tiefenbereich von ca. 0,75 m integral erfasst. Das Messprinzip: Eine Sendespule generiert ein elektromagnetisches Feld, das dem Boden aufgeprägt wird, eine Empfangsspule misst ein resultierendes Feld aus abgestrahlten Primärfeld und durch den Untergrund beeinflussten Sekundärfeld. Aus dem Vergleich beider Felder lässt sich die „scheinbare“ Leitfähigkeit des Untergrundes ermitteln. Während der Kartierung wird pro Sek. ein Wert für die Leitfähigkeit erfasst. Im Verlauf der dreistündigen Kartierung wurden etwa 11000 Einzelwerte erfasst. Die Ausprägung der drei

Parameter: Bodentyp, Höhe und elektrische Leitfähigkeit wurden digitalisiert und graphisch analysiert. Anschließend wurde die Bodendiversität und die Höhenverteilung mit der Verteilung der Leitfähigkeiten verglichen.

3. Ergebnis

Die beiden nachstehenden Tabellen kennzeichnen den Zusammenhang zwischen Höhenverteilung /Leitfähigkeit und Bodendiversität/ Leitfähigkeit.

Tabelle 1: Zusammenhang zwischen EC und Höhe über HN

EC [mS/m]	HN [m]
>130	0,2-0,5
130-70	>0,5-0,7
<70-50	>0,7-1,2
<50	>1,2

Tabelle 2: Zusammenhang zwischen Bodendiversität und EC

Bodenart	EC [mS/m]
Gley	<70-10
Pseudogley-Gley	<70-10
Niedermoorgley	110-70
Niedermoor	150-130 meerfern
	190-170 meernah
Niedermoorgley ü. Niedermoor	190-150

Anhand der elektrischen Leitfähigkeitskarte lassen sich Konzeptkarten für Höhen und Bodentypen ableiten, die schon im Vorfeld eine Auswahl der im Feld zu kartierenden Einheiten ermöglicht.

4. Ausblick

Eine Verschneidung von kleinräumigen Vegetationskartierungen mit den erfassten Daten soll klären, ob sich Vegetationseinheiten den Höhen oder Salzgehalten zuordnen lassen.

5. Zusammenfassung

Der Zusammenhang zwischen der elektrischen Leitfähigkeit, der Höhe und der Bodentypen auf küstennahen Standorten ermöglicht den Einsatz von geophysikalischen Kartiermethoden zur Erfassung von kleinräumigen Heterogenitäten. Die Ableitung von Kartiereinheiten aus Leitfähigkeitsdaten führt zu einer Zeitersparnis bei der Kartierung solcher Standorte.

6. Literatur

Lück, E., M. Eisenreich, H. Domsch & O. Blumenstein (2000): Geophysik für Landwirtschaft und Bodenkunde. Selbstverlag der Arbeitsgruppe Stoffdynamik in Geosystemen ISSN 0949 - 4731

Danksagung

Unser Dank gilt dem BMBF für die Förderung des Projektes im Rahmen des Forschungsprogrammes BIOLOG „Biodiversität auf Salzgrasländern der Vorpommerschen Boddenlandschaft“

Möglichkeiten raumbezogener Vorhersage chemischer Eigenschaften von Waldböden im Solling

M. Jansen¹, T. Kohorst², K.-J. Meiwes³,
J. Saborowski², F. Beese¹

3 Geomorphologie

- Höhe
- Hangneigung
- Exposition (8 Klassen)
- Einzugsgebietsgröße (4 Varianten)
- Pfadlängen (3 Varianten)
- Exponiertheit (2 Varianten)
- Wölbungsparameter (2 Varianten)
- Einstrahlung (3 Varianten)

Einleitung

Der chemische Bodenzustand ist eine wichtige standörtliche Information für die nachhaltige Bewirtschaftung der Wälder. Fragen der Baumartenwahl, Nährstoffnachlieferungsvermögen oder die Kompensation von Bodenversauerung durch Kalkungsmaßnahmen sind eng mit der quantitativen Beschreibung des bodenchemischen Zustands verknüpft. Es ist daher notwendig, den aktuellen Zustand der Waldböden flächenhaft zu beschreiben.

Ziel dieser Arbeit ist es, statistisch abgesicherte Zusammenhänge zwischen den punktuell gemessenen und den flächenhaft vorliegenden Variablen zu finden, mit denen eine räumliche Übertragung bodenchemischer Eigenschaften möglich wird.

Material und Methoden

Im Solling, ca. 100km süd-westlich von Hannover, wurden 242 ausgewählte Bodenprofile horizontweise bodenchemisch analysiert. Außerdem wurden zusätzlich Informationen zur Geologie, Geomorphologie und zum Standort digital erfasst und im GIS mit den bodenchemischen Analysedaten räumlich verknüpft.

Für das Modellieren der bodenchemischen Variablen fand die schrittweise multiple lineare Regressionsanalyse mit Dummy-Variablen Verwendung.

Die abhängigen Variablen waren die Gehalte und Vorräte der effektiven Kationenaustauschkapazität (Ake), M_b-Kationen (Mb), der Basensättigung (BS), der austauschbaren Kationen Na, Ca, Mg, K, Al, Fe, Mn, H, sowie Stickstoff (N), Kohlenstoff (C), Schwefel (S) und Phosphor (P).

Die horizontbezogenen Gehalte und Vorräte der abhängigen Variablen wurden auf die folgenden Tiefenstufen (in cm) linear interpoliert:

0-5, 5-10, 10-30, 30-60, 60-90, 90-120, >120.

Drei Gruppen unabhängiger Variablen wurden verwendet:

1 Geologie

Petrographie (6 Klassen)

Stratigraphie (14 Klassen)

2 Standort

Wasserhaushalt (6 Klassen)

Nährstoff (5 Klassen)

Substrat/Lagerung (6 Klassen)

Die Variablen aus der Gruppe Geologie bestanden aus Angaben zur Basislagendatierung (Stratigraphie) bzw. zur Art des Grundgesteins der Basislage (Petrographie) und wurden zu artverwandten Klassen zusammengefasst (KOHORST 2003). Die geomorphologischen Variablen waren aus einem digitalen Geländemodell (DGM), basierend auf der Deutschen Grundkarte 1:5000, abgeleitet worden (SCHULZ et al. 2002).

Bei der Erhebung der Standortdaten nach dem Niedersächsischen Standortkartierungsverfahren wurden für den Wasser- und Nährstoffhaushalt, sowie für geologische Substrate jeweils Kennzahlen vergeben. Bei der Modellierung wurden drei Arten von Standortkennzahlen verwendet: (1) "am Profil" angesprochen, (2) "kartiert" = aus der Standortstypenkarte, wie sie von Kartierern erstellt wird, entnommen, und (3) "modelliert" auf der Basis von geologischen und geomorphologischen Informationen.

Die abhängigen Variablen wurden je Tiefenstufe auf ihren Zusammenhang mit den unabhängigen Variablen getestet. Ins Modell aufgenommen wurden nur die unabhängigen Variablen, die mindestens 3% (partielles R² >= 0,03) zur Varianzaufklärung der Bodenchemie beitragen.

Ergebnisse

Die Ergebnisse zeigen, dass die gewählten unabhängigen Variablen insgesamt ein geringes Potenzial zur Erklärung der gemessenen bodenchemischen Variablen besitzen.

Abhängige Variable	Tiefe [cm]	Anzahl der Regressoren	R ²	RMSE	Std
Ake	30-60	4	0.32	12.289	14.770
Ake	60-90	4	0.36	14.887	18.440
Mb	90-120	6	0.30	9.469	11.190
Mb	>120	3	0.39	6.164	7.810
BS	90-120	5	0.40	12.703	16.270
BS	>120	2	0.50	13.545	18.930
Ca	>120	3	0.45	3.113	4.170
Mg	0-5	7	0.33	8.882	10.710
Mg	90-120	6	0.31	3.404	4.060
Mg	>120	4	0.37	2.481	3.100
K	30-60	4	0.30	0.417	0.490
K	60-90	5	0.32	0.598	0.710
Al	30-60	5	0.32	10.807	12.920
Al	60-90	5	0.34	13.292	16.240
P	5-10	5	0.35	96.068	118.010

Tab. 1: Multiple, lineare Modelle zur räumlichen Vorhersage bodenchemischer Kenngrößen der Gehalte mit einem Bestimmtheitsmaß (R²) >0,3. (RMSE = Modellfehler, Std. = Standardabweichung des Mittelwerts der Messwerte, BS = Basensättigung, Mb = austauschbar gebundene basische Kationen; Standortskennzahl 'modelliert').

13% der insgesamt berechneten 261 Modelle zeigten ein Bestimmtheitsmaß (R²) über 0,3, wobei keines der Modelle ein R² größer 0,5 erreichte. Auffällig dabei war, dass die Modelle mit einem R² > 0,4 auf die unteren Tiefenstufen ab 90cm beschränkt waren (Tab. 1). In diesen

¹ Institut für Bodenkunde & Waldernährung, Univ. Göttingen

² Institut für Forstliche Biometrie & Informatik, Univ. Göttingen

³ Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen

Tiefen war die Vorhersage in erster Linie möglich für Calcium und die Summe der austauschbar gebundenen basischen Kationen (Mb) bzw. ihren relativen Anteil an der Ake (BS) möglich. In den Tiefenstufen 30-60cm und 60-90cm konnten sich hauptsächlich die Gehalte der Ake, Al und K mit $R^2 \geq 0,3$ von den übrigen Variablen abheben.

Die unabhängigen Variablen der Modelle in Tabelle 1, die maßgeblich zur Varianzaufklärung beitragen, stammten aus den Gruppen Geomorphologie und der Geologie, wobei die Variablen *Meereshöhe*, *Defurth-Ton* (Basislagendatierung) und *Steingemische* (Art des Grundgesteins der Basislagen) häufig als Regressoren in die Modelle gingen. Die modellierten Standortvariablen zeigten insgesamt wenig varianzaufklärende Eigenschaften (R^2 : 0,3 bis 0,5).

Die Standardabweichungen der Messdaten waren nur geringfügig größer als die des Modellfehlers (RMSE). Insofern zeigen die Modelle lediglich eine geringe Verbesserung gegenüber der Standardabweichung des Mittelwerts der Messdaten (Std.).

Die drei verschiedenen Arten der Standortskennzahlen "am Profil", "kartiert" und "modelliert" hatten einen unterschiedlich hohen Anteil an der Varianzaufklärung. Als einfaches Maß für diese Anteile wurde die absolute Häufigkeit, mit der sie in den Modellen auftreten, in der Abb. 1 dargestellt.

Die drei Arten (modelliert, kartiert und am Profil) unterscheiden sich in der Präzision ihrer Vorhersage nicht (siehe adj. R^2 in Tab. 2). Es wurde jedoch eine deutliche Verschiebung der Erklärungsanteile der unabhängigen Variablengruppen zu Gunsten der direkt an den Profilen ermittelten Standortskennzahlen verzeichnet (Abb. 1). Im Vergleich der drei verschiedenen ermittelten Standortskennzahlen zeigt sich, dass die direkt am Profil erhobenen Standortskennzahlen deutlich besser die bodenchemischen Verhältnisse charakterisieren können, als die flächenhaft kartierten und modellierten Kennzahlen.

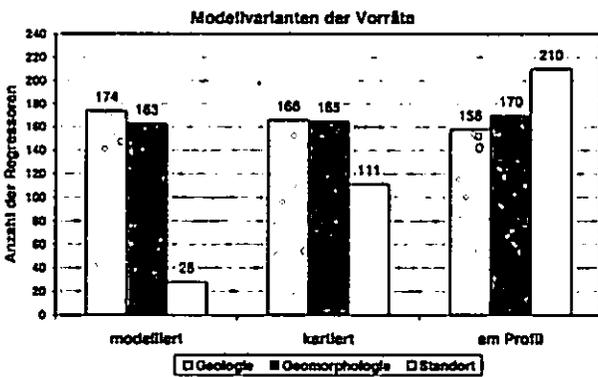


Abb. 1: Vergleich der Regressorenanzahl der Variablengruppen Geologie, Geomorphologie und drei verschiedenen Standortvariablen ("modelliert", "kartiert", "am Profil") in 135 Modellen der Gehalte und 126 Modellen der Vorräte bodenchemischer Kenngrößen.

Modellvarianten Gehalte	Anzahl der Modelle $R^2 \geq 0,3$	Durchschnittliches adj. R^2
modelliert	19	0,35
kartiert	24	0,35
am Profil	33	0,33
Modellvarianten Vorräte	Anzahl der Modelle $R^2 \geq 0,3$	Durchschnittliches adj. R^2
modelliert	17	0,34
kartiert	28	0,31
am Profil	48	0,37

Tab. 2. Durchschnittliche adjustierte Bestimmtheitsmaße der Modellvarianten (Standortskennzahl "modelliert", "kartiert", "am Profil") mit $R^2 \geq 0,3$ und Anzahl der Modelle mit $R^2 \geq 0,3$ von 135 (bei Element-Gehalten) und 126 (bei Element-Vorräten) Modellen.

Schlussfolgerungen

Bei den Unterböden konnte die Varianz von wesentlichen Variablen, die den Kationenaustausch und die Bodenversauerung charakterisieren, zu etwa 35% aufgeklärt werden. Dies ist in Bezug auf die Anforderungen an eine raumbezogene Vorhersage bodenchemischer Eigenschaften sehr gering.

Für die Varianz des chemischen Zustandes der Oberböden erbrachten die Modelle keine Erklärung (siehe auch JANSEN et al. 2002). Es müsste geprüft werden, inwieweit anthropogene Einflüsse wie z.B. Baumarten und Nutzungsgeschichte die Oberböden beeinflussen.

Die "am Profil" angesprochenen Standortskennzahlen zeigen höheres Erklärungspotenzial für die Variabilität der Bodenchemie als die flächig "kartierten" und die "modellierten" Standortskennzahlen. Dies kann ein Indiz für einen Informationsverlust bei der Übertragung der Profilm Informationen zu den flächig kartierten oder bei der Modellierung der Standortvariablen sein.

Insgesamt gesehen bedarf es weiterer Untersuchungen, um eine flächenbezogene Übertragung bodenchemischer Eigenschaften zu erreichen.

Literatur

Jansen, M., Eberl, C., Beese, F. (2002): Regionalization of chemical variables in the Harz mountains. In: Jansen, M., Judas, M., Saborowski, J. (Hrsg.): Spatial modeling in forest ecology and management: a case study. Berlin; Heidelberg; New York. Springer-Verlag.

Kohorst, T. (2003): Räumliche Vorhersage der Standortseigenschaften im Solling. Masterarbeit, Universität Göttingen.

Schulz, R., Mues, V., Jansen, M., Judas, M., Saborowski, J. (2002): Geomorphological and topoclimatic predictors derived from a DEM. In: Jansen, M., Judas, M., Saborowski, J. (Hrsg.): Spatial modeling in forest ecology and management: a case study. Berlin; Heidelberg; New York. Springer-Verlag.

Geogene und atmogene Schadstoffbelastungen im Höhen- und Tiefenprofil des Eggegebirges

Klammer, O.¹; Steinweg, B.² & Meuser, H.³

1. Einleitung

Die digitale Bodenbelastungskarte Lippe (Ostwestfalen) zeigt im überwiegend gering belasteten Kreisgebiet, insbesondere für die Naturräume des südlichen Teutoburger-Waldes und nördlichen Eggegebirges, stellenweise erhöhte, sehr kleinräumig wechselnde stoffliche Belastungen der Oberböden (Steinweg, 2002).

In einer Diplomarbeit wurden verschiedene Belastungsursachen entlang eines Transektes im Höhenprofil des nördlichen Eggegebirges untersucht. Die wesentlichen Ergebnisse werden im Folgenden exemplarisch dargestellt.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das im Rahmen dieser Untersuchung betrachtete Transekt liegt im Übergangsbereich von südlichem Teutoburger-Wald und nördlichem Eggegebirge. Als typische Mittelgebirgslandschaften Nordrhein-Westfalens gehören südlicher Teutoburger-Wald und Eggegebirge dem westlichen Weserbergland an. Das Eggegebirge erstreckt sich in Nord-Süd-Richtung vom im Kreis Lippe gelegenen Horn-Bad Meinberg bis nach Warburg im Kreis Höxter. Größere Städte in nächster Nähe des Transektes sind Paderborn (15 km Entfernung) und Bielefeld (40 km Entfernung) (Abb. 1).

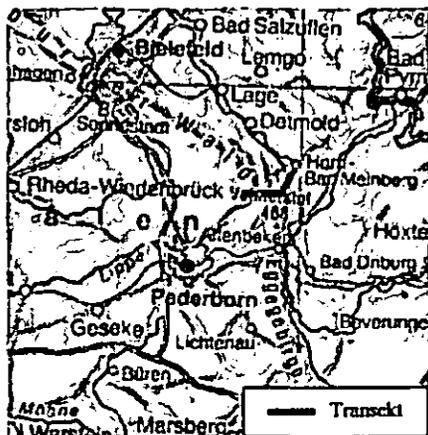


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes, maßstabslos (Diercke Weltatlas, 1992)

Charakteristisch für das Untersuchungsgebiet ist seine große naturräumliche Vielfalt mit kleinräumigen Wechseln von Relief, Ausgangsgestein, Vegetation, Klima und Boden. Die Gebirgskämme von Teutoburger-Wald und Eggegebirge bilden die ersten großen Barrieren am Westrand der Westfälischen Bucht im Windabstrombereich des

Ruhrgebietes (ca. 100 km westlich gelegen) und liegen außerhalb des Naheinflussbereiches lokaler Großemittenten (Abb. 2).

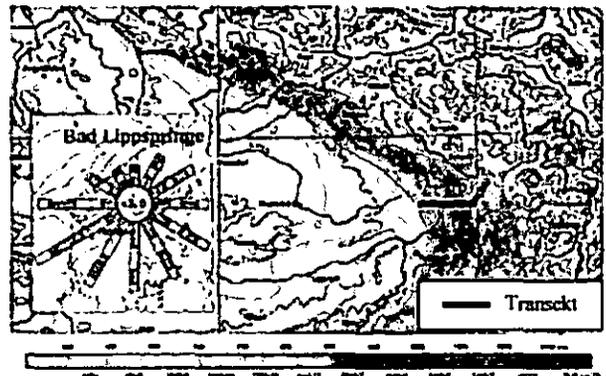


Abb. 2: Klimatelemente im Untersuchungsgebiet, maßstabslos (MURL NRW, 1989)

2.2 Durchgeführte Untersuchungen

An elf Standorten entlang des im Höhenprofil des Eggegebirges angelegten Transektes (Kuppen- bzw. Talstandorte) erfolgte eine bodenkundliche Ansprache (Profilaufnahme) mit anschließender Probenahme in Profilgruben. Horizontspezifische Mischproben (Auflage, Mineralboden, Gesteinsproben) wurden an allen Standorten bis zum Ausgangsmaterial der Bodenbildung genommen und auf bodenkundliche Begleitparameter (Bodenart, Rohdichte, pH-Wert, C_{org}, CaCO₃) sowie auf anorganische (Cd, Zn, Pb, Cu, Ni, Cr, As, Tl, Ag) und organische Schadstoffe (PAK_{EPA}) untersucht.

Die Betrachtung der Schadstoffverteilung im Höhen- und Tiefenprofil erfolgte unter Berücksichtigung von:

- Humusaufgaben als Anzeiger der relativen Immissionsbelastung
- PAK-Belastungen als Indikator anthropogener Einflussnahme

3. Ergebnisse

Kuppenlagen zeigen im Verlauf des untersuchten Transektes i. Allg. deutlich höhere Belastungen als Tallagen (Abb. 3 und 4).

Emissionen westeuropäischer Industriegebiete (insbesondere aus dem Ruhrgebiet) wurden bzw. werden über die Westwinddrift mit den vom Atlantik kommenden Luftmassen an Teutoburger-Wald und Eggegebirge herangeführt. In exponierten Lagen (Kuppen) kommen die emittierten Schadstoffe zur Deposition (Ferndepositionen). Besonders deutlich wird der Einfluss von Ferndepositionen im westlichen Eggegebirgsvorland. In Tallagen und im östlichen Eggegebirgsvorland (Lee der Lippischen Velmerstot) prägen lokale Immissionseinflüsse gekoppelt mit reliefbedingten, kleinräumig wechselnden klimatischen Verhältnissen die atmogene Belastungssituation.

Neben den meisten anorganischen Schadstoffen zeigen auch PAK eine reliefabhängige Verteilung im Höhenprofil des Eggegebirges (Abb. 3).

Darüber hinaus wurden lithogen erhöhte Elementgehalte im Gestein festgestellt (Bsp.: Standort Breitenberg aus Pb-belastetem Kalkstein im Gegensatz zu Standort Markberg West aus unbelastetem Kalkstein) (Abb. 5).

¹ Institut für Umwelt-Analyse Projekt-GmbH, Milser Straße 37, 33729 Bielefeld

² Dr. Kerth + Lampe Geo-Infometric GmbH, Brüderstraße 8, 32758 Detmold

³ Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur, Fachgebiet Bodenschutz und Bodensanierung, Oldenburger Landstraße 24, 49090 Osnabrück

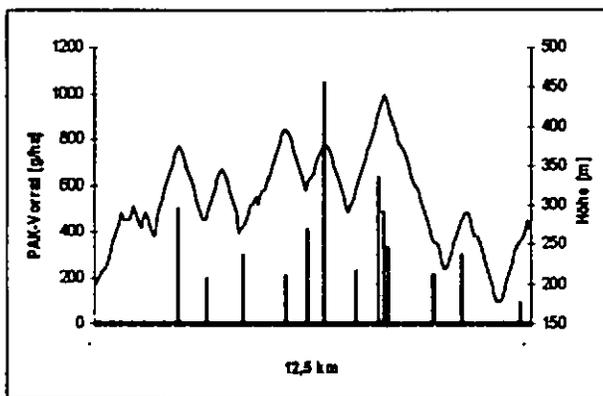


Abb. 3: PAK_{EPA}-Vorräte der charakteristischen Senkenhorizonte* im Höhenprofil des Eggegebirges, stark überhöht

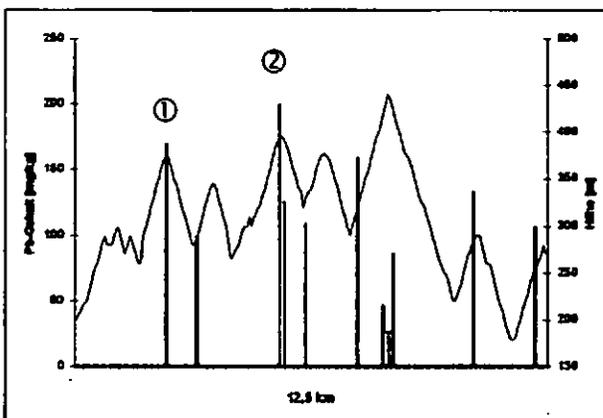


Abb. 4: Blei-Gehalte (A-Horizonte) im Höhenprofil des Eggegebirges, stark überhöht

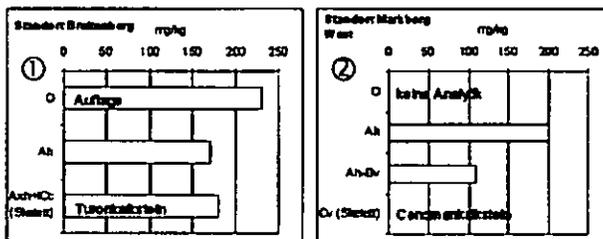


Abb. 5: Blei-Gehalte im Tiefenprofil ausgewählter Standorte

4. Schlussfolgerungen

Atmogene Stoffbelastungen zeigen eine starke Differenzierung im Höhenprofil von Mittelgebirgslagen wie dem Eggegebirge oder Teutoburger-Wald. Kuppenlagen unterliegen vor allem Ferndepositionen, Tallagen hingegen lokalen Einflüssen, die z. T. an reliefbedingt kleinräumig wechselnde klimatische Verhältnisse gekoppelt sind. Zudem tragen geogene Belastungsursachen (lithogene und pedogene Komponenten) in solch geologisch exponierten Lagen wie dem Eggegebirge und Teutoburger-Wald zusätzlich zur Belastungssituation der Böden bei.

Reliefeinflüsse führen in Mittelgebirgslandschaften zu einer kleinräumigen, reliefabhängigen Schadstoffverteilung, aus der bei der Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten nach LUA NRW (2000) eine eingeschränkte Aussagekraft der interpolierten Stoffgehalte resultiert. Bei der Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten in kleinräumig differenzierten Mittelgebirgsregionen müssen daher Reliefeinflüsse (Luv- / Lee-Effekte) berücksichtigt werden.

5. Literatur

Dierke Weltatlas (1992): Westermann Schulbuchverlag, 3. Auflage, Braunschweig
 Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NRW) (2000): Leitfaden zur Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten – Teil I: Außenbereiche, LUA-Merkblatt Nr. 24, Essen
 Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft Nordrhein-Westfalen (MURL NRW) (Hrsg.) (1989): Klimaatlas von Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf
 Steinweg, B. (2002): Endbericht zur Erstellung der digitalen Bodenbelastungskarte für den Kreis Lippe, Dr. Kerth + Lampe Geo-Infometric GmbH, Projekt: 29A091, Detmold (unveröffentlicht)

* Senkenhorizonte: A-Horizonte bei Grünland und Laubwaldnutzung, O-Horizonte bei Nadelwaldnutzung

Reduktion der CO₂ – Emission aus landwirtschaftlich genutzten Böden durch Anpassung der Bewirtschaftung

Inge Koch, Ilona Motz. & Karl Stahr*

1 Problemstellung

Das Spurengas CO₂ trägt mit etwa 50% zum globalen Treibhauseffekt bei. Innerhalb der letzten 250 Jahre ist der CO₂-Gehalt in der Luft durch verschiedenste anthropogene Ursachen von 280 ppm auf derzeit 355 ppm angestiegen (SCHÖNWIESE, 1992). Kohlendioxid aus landwirtschaftlich genutzten Flächen spielt dabei eine wesentliche Rolle. Üblicherweise werden zur Quantifizierung der CO₂ Mengen aus dem System Pflanze Boden Kammer-Verfahren angewandt. Probleme bereiten hierbei Kammereffekte, die vor allem in einer Temperaturerhöhung sowie in einer Verminderung des photosynthetisch aktiven Lichts zu sehen sind (GLATZEL, 1999). Daher wurde in der vorliegenden Untersuchung ein Meßsystem entwickelt, bei dem diese Effekte minimiert werden können. Grundlage der Messungen bildet die in Hohenheim entwickelte geschlossene Messkammer, die um Hauben aus Plexiglas sowie eine Kühlung erweitert wurde. Ziel der Arbeit soll die Entwicklung eines verlässlichen Meßsystems sein, mit dem die durch Kammereffekte auftretenden Messfehler quantifiziert werden können.

2 Material und Methoden

Im Rahmen der DFG-Forschergruppe „Klimarelevante Spurengase“ wurde ein Feldversuch als zweifaktorielle Spaltanlage mit vier Versuchsgliedern angelegt:

- Fruchtfolge mit Leguminosen; mit und ohne wendender Bodenbearbeitung
- Fruchtfolge ohne Leguminosen; mit und ohne wendender Bodenbearbeitung.

Zusätzlich zu den auf dieser Fläche durchgeführten Langzeitmessung zur Erfassung der CO₂ – Flüsse aus unterschiedlich bewirtschafteten Flächen wurden verschiedene Kammermeßsysteme untersucht.

- Meßsystem A: Grundsystem wie in Abb. 1, Hauben bestehend aus semitransparentem 2mm starkem Polyethylen
- Meßsystem B: Grundsystem wie in Abb1, zusätzliche Kühlung und Hauben bestehend aus volltransparentem Plexiglas.

Für die Messung der CO₂ Konzentration wurden Die Kammern sechs mal täglich für zehn Minuten geschlossen; pro Minute wurde die Konzentration innerhalb der Kammer mit einem Infrarotgasanalysator bestimmt.

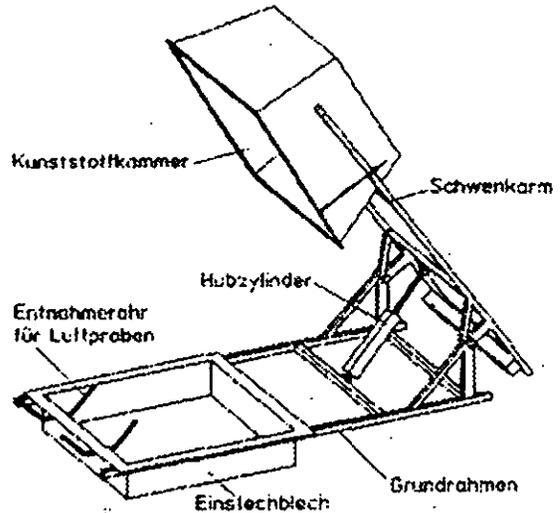


Abbildung 1: Hohenheimer Meßkammer (SCHÜRER, 1997)

3 Ergebnisse

Unmittelbar nach der Schließung ist eine Abnahme der CO₂-Konzentration zu beobachten (Abb.2), was auf eine CO₂-Aufnahme der Pflanzen schließen lässt. Die negative Steigung verläuft zunächst linear, nach etwa zehn Minuten kommt es zu einem Abflachen der Steigung. d.h. es wird weniger CO₂ von den Pflanzen aufgenommen. Durch die mit zunehmender Dauer der Schließung stärker werdenden Kammereffekte: Anstieg der Temperatur und Verminderung des photosynthetisch aktiven Lichts werden die Pflanzen in ihrer Photosyntheseleistung beeinträchtigt.

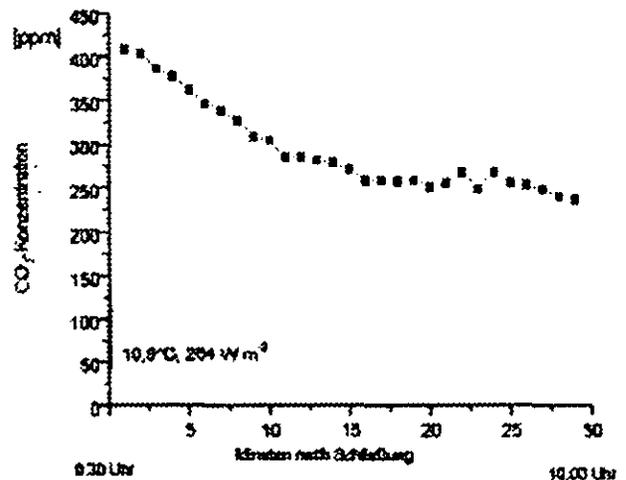


Abbildung 2: Veränderung der CO₂ - Konzentration während 30 Minuten Schließzeit

* Universität Hohenheim

In Abb.3 sind die Veränderungen von Licht und Temperatur bei unterschiedlichem Haubenmaterial dargestellt.

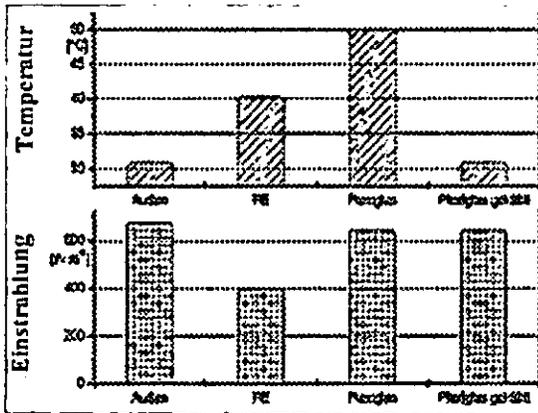


Abbildung 3: Veränderung der Temperatur und der Einstrahlung nach zehn Minuten Schließzeit

Bei einer Außentemperatur von etwa 30°C steigt die Temperatur nach zehn Minuten unter den Polyethylenhauben um 10°C auf 40°C an, unter den Plexiglashauben um fast 20°C, während unter den gekühlten Plexiglashauben kein Unterschied zur Außentemperatur messbar ist. Die Außeneinstrahlung von 650 W m⁻² ist unter den PE Hauben um fast 40 % vermindert, während bei den Plexiglashauben nur sehr geringe Lichtverluste auftreten.

Der Verlauf des CO₂-Flusses gemessen mit den beiden Kammersystemen (Abb. 4), zeigt abhängig von der Tageszeit deutlichen Unterschiede. Bei einer hohen Einstrahlung sind die CO₂-Werte unter den Plexiglashauben niedriger, d.h. die Pflanzen können bei diesem Meßsystem mehr CO₂ aufnehmen und werden in ihrer Photosyntheseleistung weniger stark beeinflusst. Da die Bedingungen unter den gekühlten Plexiglashauben annähernd den Außenbedingungen entsprechen, können diese Werte als real betrachtet werden. Im Gegensatz hierzu kommt es bei der Messung mit den bisher verwendeten PE Hauben durch die Verminderung der Assimilation langfristig gesehen zu einer deutlichen Überschätzung der Bodenatmung. Erwartungsgemäß kann man nachts, bei einer Einstrahlung nahe Null keine Unterschiede zwischen den verschiedenen Varianten feststellen, da die Kammereffekte nur tagsüber in einem relevanten Umfang auftreten

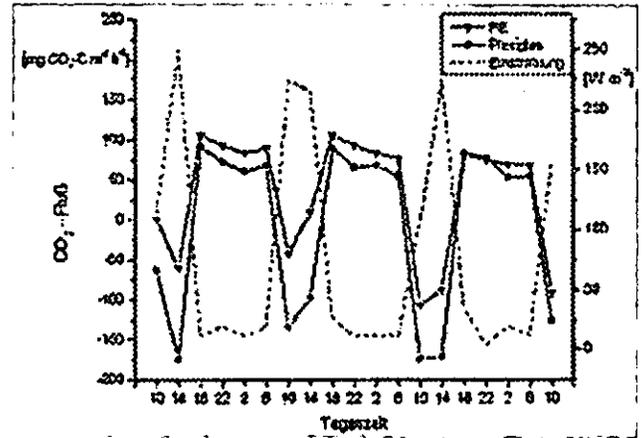


Abbildung 4: Veränderung der Temperatur und der Einstrahlung nach zehn Minuten Schließzeit

4 Schlussfolgerungen

Das Hohenheimer Messkammersystem wurde für die Erfassung des klimarelevanten Spurengases CO₂ aus Böden entwickelt (MOTZ, 2001). Hierbei zeigte sich, dass bei der CO₂-Messung aufgrund des unter den Hauben entstehenden Mikroklimas Fehler hinsichtlich der CO₂-Bilanzierung auftreten können. Mit den weiterentwickelten gekühlten Plexiglashauben können diese Fehler weitestgehend minimiert werden, da unter den Hauben nahezu dieselben Bedingungen wie außen vorherrschen. Somit bieten diese Messkammern eine gute Möglichkeit in Pflanzenbeständen verlässlich die CO₂-Flüsse zu messen.

5 Literatur

- Glatzel, S.: The greenhouse gas exchange of agroecosystems. Dissertation, Universität Hohenheim, 1999, HOHENHEIMER BODENKUNDLICHE HEFTE, Heft 52
- Schönwiese, C.D.: Neue klimadiagnostische Forschungsergebnisse zum Treibhauseffekt. ENERGIEWIRTSCHAFTLICHE TAGESFRAGEN 42 (1992), H. 11, S.755 – 760
- Schürer, E. und J. Plesser: Geschlossene Messkammer zur Bestimmung von Spurengasemissionen. LANDTECHNIK 52 (1997), H. 2, S.80 – 81
- Motz, I. und Koch, I. Klimatisierte Plexiglaskammern zur Messung von Bodenatmung und Spurengasen in ungestörten Pflanzenbeständen. LANDTECHNIK 56 (2001), H. 1, S. 10-11

Danksagung

Diese wurde im Rahmen einer DFG- Forschergruppe durchgeführt. Wir danken der DFG für die finanzielle Förderung.

Aufnahmepfade von Nonylphenol in Gerstenpflanzen

Sebastian Krahe, Rolf-Alexander Düring, Stefan Gäth

Einleitung und Zielsetzung

Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm und Kompost birgt neben positiven Effekten die Gefahr des Eintrags von Schadstoffen. Nonylphenole (NP) konnten in verschiedenen Umweltproben, Nahrungsmitteln sowie in Klärschlamm und Kompost nachgewiesen werden und weisen ein hohes toxisches und endokrines Schadpotential auf. Ziel des Forschungsprojekts ist die Untersuchung des Eintrags von NP in Pflanzen im System Boden-Luft-Pflanze, die sich Experimenten zur Sorption von NP im Boden anschließt.

Material und Methoden

Als Versuchsboden wurde eine Braunerde aus Flugsand vom Standort Bruchköbel (Hessen, Untermainebene) verwendet (Tab. 1).

Tab. 1: Ausgewählte Kenngrößen des Versuchsbodens

	Gew. %
C _{org}	0,8 %
pH (CaCl ₂)	5,6
Sand	63,1 %
Schluff	32,4 %
Ton	4,5 %

Die Versuche wurden mit radioaktiv markiertem technischen NP vorgenommen. In einem geschlossenen System wurden die systemische und atmosphärische Aufnahme über die Pflanzenwurzel bzw. das Blatt von Sommergerste untersucht (Abb. 1). Der Versuchsaufbau ermöglichte die Wiederfindung von NP in der Luft, im Boden und in Pflanzenteilen sowie die Wiederfindung von ¹⁴CO₂, das als Indiz für den Abbau von NP im Boden erfasst wurde.

Zur Untersuchung des Aufnahmepfads Boden-Pflanze wurde ¹⁴C-markiertes NP dem Oberboden mittels Pipette dotiert.

Zur Untersuchung des Aufnahmepfads Boden-Luft wurde NP mittels einer Glasschale in dem Exsikkator bereitgestellt.

Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement
 Professur für Abfall- und Ressourcenmanagement
 Justus-Liebig-Universität
 Heinrich-Buff-Ring 26C
 35392 Giessen
 sebastian.krahe@agr.uni-giessen.de

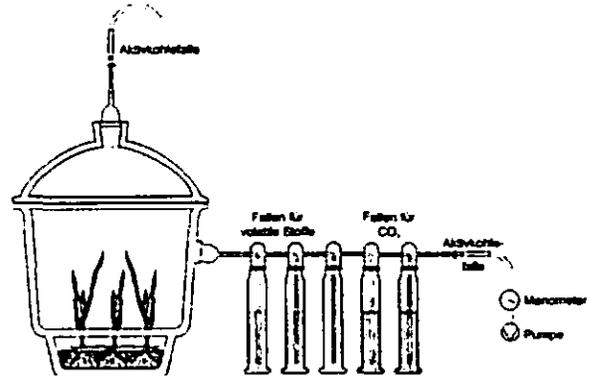


Abb. 1: Geschlossener Versuchsaufbau im Detail

Ergebnisse

Nach einer 2-wöchigen Versuchsdauer wurden Pflanzen- und Bodenproben auf NP untersucht. Die Pflanzenteile zeigten gegenüber dem Boden höhere NP-Konzentrationen (Abb. 2). Das Pflanzenblatt wies höhere Konzentrationen als die Pflanzenwurzel auf.

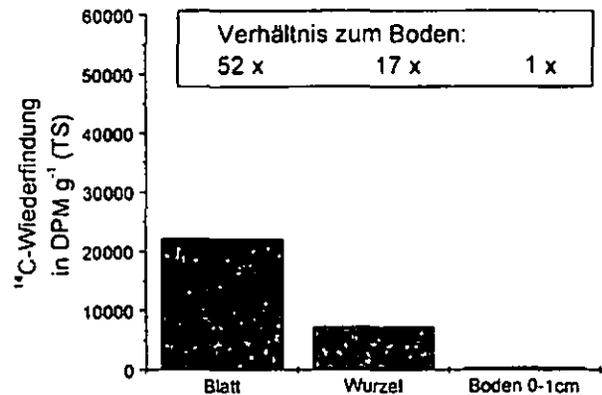


Abb. 2: ¹⁴C-Wiederfindung in Pflanzen- und Bodenproben nach NP-Kontamination des Bodens

Von der gemessenen Aktivität wurden 9% als ¹⁴CO₂ wiedergefunden. NP war nur in Spuren in der Gasphase messbar.

Eine Versuchsvariante, bei der eine NP-Lösung in einem Schälchen im Exsikkator bereit stand, diente zur Abschätzung der Bedeutung des atmosphärischen Aufnahmepfads. Im Vergleich zu dem Versuch, bei dem der Boden mit NP dotiert wurde, konnte am Blatt mehr Aktivität gefunden (Abb. 3). Demgegenüber war die Gerstenwurzel kaum belastet. Im System fanden sich 7% der Aktivität als volatiles NP und 8% als ¹⁴CO₂ in den Gasfallen wieder.

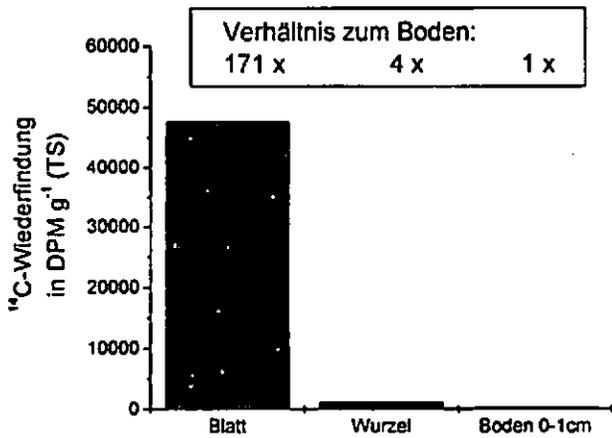


Abb. 3: ¹⁴C-Wiederfindung in Pflanzen- und Bodenproben im Versuch ohne NP-Kontamination des Bodens



Abb. 4: Gerstenpflanzen nach atmosphärischer NP-Kontamination

Im Vergleich zeigte sich, dass der Aufnahmepfad durch flüchtiges NP besonders bedeutsam ist. Im System Boden-Luft-Pflanze ist die systemische Aufnahme geringer. Hier wirken Adsorptionsprozess und mikrobieller Abbau einer Pflanzenaufnahme entgegen. Die Ergebnisse konnten durch den Einsatz des Phosphorimagers bestätigt werden (Abb. 4).

Radioaktive Spuren auf der Pflanzenoberfläche von Testpflanzen, die NP ausschließlich aus Gasphase aufgenommen hatten, konnten sichtbar gemacht

werden. Die Wurzel ist durch volatiles NP nicht betroffen.

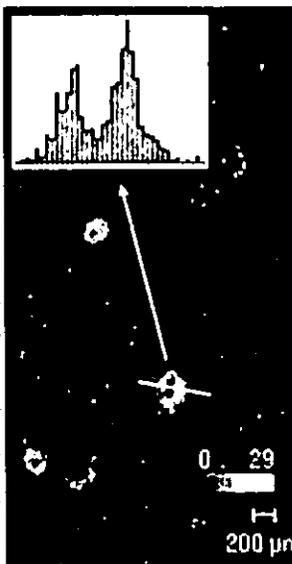


Abb. 5: Radioaktive Spuren im Wurzelquerschnitt

Die Verteilung der Radioaktivität in der Wurzel wurde an Gerstenpflanzen untersucht, die mit einer NP-Lösung direkt in Kontakt gebracht wurden. Von den Wurzeln wurden Gewebedünnschnitte im Microimager auf radioaktive Rückstände im Mikromaßstab untersucht. In Abb. 5 ist die lokale Verteilung der Radioaktivität von mehrere Gerstenwurzeln dargestellt. Das Histogramm zeigt eine typische Verteilung der Radioaktivität im Wurzelquerschnitt (Linie), die auf Barrieren schließen lassen,

wobei vermutet wird, dass sie die Aufnahme von NP in die Pflanze regulieren.

Fazit

Der Einsatz der Radioanalytik eignet sich zur Untersuchung von NP im System Boden-Luft-Pflanze sowie in einzelnen Pflanzenteilen. NP konnte nach der Kontamination des Bodens von Gerstenpflanzen aufgenommen werden. Demgegenüber konnte in einer Versuchsvariante bei Bereitstellung einer flüssigen NP-Lösung im Versuchsaufbau und bei Verzicht der Bodendotierung gezeigt werden, dass NP von der Pflanzenoberfläche aus der Gasphase aufgenommen wird. Unter Berücksichtigung der jeweiligen eingesetzten Aktivität kommt der systemischen Aufnahme gegenüber dem atmosphärischen Eintrag eine geringe Bedeutung zu. Bei der Versuchsdauer von 14 Tagen hatte der Abbau von NP zu ¹⁴CO₂ eine geringe Bedeutung.

Weiterführende Versuche hinsichtlich der Unterscheidung von NP und radioaktiven Metaboliten in Boden und Pflanzen sowie Untersuchung der Verteilung von NP im Pflanzenblattquerschnitt sind in Arbeit.

Danksagung

Die Arbeiten werden unterstützt vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Projekt Nr. 96HS050 und der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Projekt Nr. GA538/4-1/2.

Literatur

Dachs, J., Van Ry, D. A., Eisenreich, S. J. Occurrence of estrogenic nonylphenols in the urban and coastal atmosphere of the lower Hudson river estuary. *Environmental Science and Technology* 1999, 33, 2676-2679.

Düring, RA., Krahe, S., Gäth, S. (2002) Sorption behavior of nonylphenol in terrestrial soils. *Environmental Science and Technology* 2002, 36, 4052-4057.

Krahe, S., Düring, RA., Gäth, S. (2001) Sorptionsverhalten von Nonylphenol in Böden. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, Band 96, Heft 1, 35-38.

Van Ry, D. A., Dachs, J., Gigliotti, G. L., Brunciak, P. A., Nelson, E. D., Eisenreich, S. J. Atmospheric seasonal trends and environmental fate of alkylphenols in the lower Hudson river estuary. *Environmental Science and Technology* 2000, 34, 2410-2417.

Erfassung der langjährigen Dynamik von Komponenten des N-Haushaltes in Lößböden des Kraichgaus mittels Zeitreihenanalyse

Irina Kuzyakova¹, Karl Stahr², Francis R. Turyabahika²

Einleitung

Im vorliegenden Beitrag werden die Daten ausgewertet, die im Rahmen des von der DFG geförderten Sonderforschungsbereichs 183 „Umweltgerechte Nutzung von Agrarlandschaften“ über mehr als fünf Jahren in einer Löß-Catena gesammelt wurden. Bei der Datenauswertung waren zwei Fragen vom besonderen Interesse: 1) Gemeinsamkeiten und Besonderheiten der zeitlichen Dynamik der Komponenten des N-Haushaltes in Catenaböden und 2) bodentypspezifische Reaktion auf die Anwendung der Stickstoffdüngung.

Material und Methoden

Das Hauptversuchsfeld liegt an einem Hang im unteren Drittel des Einzugsgebiets und ist 6,2 ha groß. Die Böden des Schlages sind innerhalb bestimmten Hangpositionen verbreitet: erodierte Parabraunerde (Pb) an der Hangkuppe, Pararendzina (Pr) am steilsten Teil des Hanges, hangvergleyte Pararendzina (gPr) am flacheren konkaven Teil und das Kolluvium (Kol) am Fuß des Hanges (HONISCH, 1996). Innerhalb jedes Bodenareals wurden zwei Parzellen, mit und ohne N-Düngung, angelegt. Bei der Parabraunerde wurde wegen des begrenzten Areals auf die Kontrolle verzichtet. Der Hauptuntersuchungsparameter war die zeitliche Dynamik der Komponenten des Stickstoffhaushaltes: N-Nettomineralisierung und N_{\min} -Gehalt im Boden. Als wichtigste Umweltfaktoren wurden die Bodentemperatur und der gravimetrische Wassergehalt im Boden erfasst.

Die Daten wurden mit der zeitlichen Auflösung von zwei Messwerten pro Monat einbezogen. Eine jährliche Periode schließt somit 24 zeitlichen Messwerte (Lags) ein.

Statistische Datenauswertung

Für die Datenauswertung wurden Methoden der Zeitreihenanalyse verwendet. Dabei wurde die saisonale Zerlegung der Messreihe als Hauptmethode gewählt. Das Ziel der Methode ist, die gesetzmäßigen Komponenten der Reihe von den zufälligen zu trennen, was ihre anschließende Auswertung ermöglicht. Dabei wird die Messreihe als Kombination mehrerer zeitlichen Komponenten dargestellt:

trend-zyklischer, saisonaler und zufälliger. Die Rechenprozedur: zuerst wird die saisonale Komponente anhand des Periodogramms festgestellt. Dann wird die Messreihe mit Hilfe gleitender Durchschnitte, mit der dem konstanten Saisonmuster entsprechenden Ordnung, geglättet und dadurch die saison- und zufallskomponentenbereinigte Zeitreihe ermittelt, die eine langjährige Tendenz der Zeitreihe widerspiegelt. Die Differenz zwischen der Ausgangsreihe und der geglätteten Reihe enthält somit nur die saisonalen Schwankungen. Diese Schwankungen werden dann über alle vorhandenen Perioden gemittelt, um die durchschnittliche Saisonfigur zu bekommen.

Als Hauptcharakteristik der Saisonfigur wurde ihre Amplitude betrachtet, die als Differenz zwischen dem größten und kleinsten Werten berechnet wurde.

Die Schätzung der Reihenmittelwerte und der Signifikanz ihrer Differenz wurde unter Berücksichtigung der zeitlichen Abhängigkeit der Daten in der Reihe mittels PROC MIXED von SAS durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Umweltparameter

Es wurden signifikante Differenzen zwischen den mittleren Temperaturen einzelner Böden festgestellt, dabei fielen die Temperaturen in der Reihe $Pr > gPr > Kol(Pb)$ ab. Für den gravimetrischen Wassergehalt im Boden war umgekehrte Tendenz zu verzeichnen: $Pr < gPr < Pb < Kol$. Die Differenzen zwischen den Reihenmittelwerten waren ebenfalls signifikant. Die Temperatur und Wassergehalte beinhalteten eine periodische Schwankung von 24 Lags, was einem Jahr entsprach. Nach den Amplituden der saisonalen Komponenten der beiden Parameter haben die Böden die folgende Reihe: $Pr > Kol(Pb) > gPr$.

Somit ist die Pararendzina der wärmste, trockenste Boden der Catena mit der stärksten Dynamik von Feuchte und Temperatur. Das Kolluvium ist der kühlfeste und feuchteste Boden. Die Pararendzina steht dem Kolluvium an nächsten und die hangvergleyte Pararendzina hat die geringste Amplitude der Feuchte und der Temperatur.

N-Nettomineralisierung

Die festgestellten Differenzen der vier Catenaböden bzw. vier Hangpositionen bezüglich Umweltparameterdynamik bedingen auch die Differenzen in der Dynamik der N-Nettomineralisierung. Dabei sind jährliche periodische Schwankungen am besten in der Pararendzina ausgeprägt, was durch das Maximum auf dem Periodogramm bei 24 Lags bestätigt wird. Der Verlauf der N-Nettomineralisierung der anderen Böden wird durch vie-

¹ Institut für Pflanzenbau und Grünland, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart; irinakuz@uni-hohenheim.de

² Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Fruwirthstr. 23, 70593 Stuttgart

le zusätzliche Minima unterbrochen, was auf die verstärkte Immobilisation zurückzuführen ist. Das jährliche Maximum der saisonalen Schwankungen der N-Nettomineralisierung wird Ende April - Anfang Mai erreicht, gleichzeitig mit dem Erreichen des höchsten jährlichen Anstieges der Temperatur. Um die zeitliche Übereinstimmung der N-Nettomineralisierung mit der Geschwindigkeit der Temperaturänderungen zu prüfen, wurde eine aus der Temperaturreihe nach dem Lag abgeleitete Reihe berechnet (Abb. 1). Die Maxima von zwei Reihen stimmen in vier von fünf Jahren überein, die zeitliche Übereinstimmung der saisonalen Komponenten ist sehr hoch. Daraus lässt sich schlussfolgern, dass die rasche Temperaturerhöhung im Frühjahr die wichtige Ursache der Steigung der N-Nettomineralisierung in Pararendzina ist.

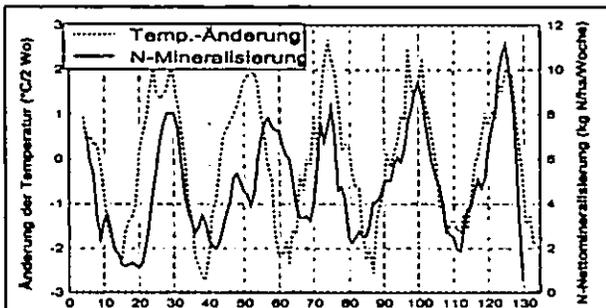


Abb. 1. Temperaturänderung (dT) $dT_i = T_i - T_{i-1}$ und N-Nettomineralisierung in gedüngter Pararendzina. Tiefe 30 cm.

Die saisonbereinigte N-Nettomineralisierung und die Wassergehalte in der Pararendzina weisen sehr ähnliche Verläufe auf (Abb. 2). Das lässt schlussfolgern, dass in der trockenen Pararendzina der Mangel an Feuchte der limitierende Faktor ist und deswegen die Erhöhung des Wassergehaltes zur Erhöhung der N-Nettomineralisierung führt.

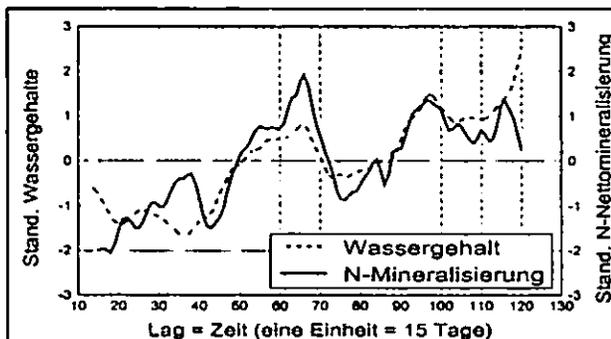


Abb.2. Saisonbereinigte Reihen des Wassergehaltes und der N-Nettomineralisierung in gedüngter Pararendzina. Tiefe 30 cm

Die Differenzen der vier Catena-Böden betreffend der Dynamik von N-Nettomineralisierung sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Aus der Tabelle folgt, dass die Catenaböden sich nicht nur durch die verschiedene Dynamik der N-Nettomineralisierung

unterscheiden, sondern auch verschiedene Reaktion auf die N-Düngung aufweisen. Wenn es in den beiden Pararendzinen durch die N-Düngung zur Erhöhung der N-Nettomineralisierung kommt, ist im Kolluvium eine Verringerung zu verzeichnen.

Tabelle 1. Zusammenfassende Charakteristik der N-Dynamik in vier Catenaböden

Böden	Summe der N-Nettomineralisierung (16.04.93 - 16.09.95), Variante: gedüngt/ungedüngt	Ausprägung der Immobilisationsphase	Änderung der N-Nettomineralisierung durch Düngung
Pb	127/-	stark	-
Pr	306/234	schwach	Erhöhung
gPr	295/175	mittel	Erhöhung
Kol	100/178	am stärksten	Verringerung

Die Böden weisen auch eine unterschiedliche Dynamik des mineralischen Stickstoffgehaltes im Boden auf. Dabei wurden für die zwei unterschiedlichsten Böden die verschiedenen jährlichen Tendenzen der N_{min} -Dynamik festgestellt. Im Kolluvium wurden zusätzliche Mengen an Stickstoff, die mit mineralischer Düngung oder durch Mineralisierung des organischen N-Düngers in den Boden gelangen, während der Vegetationsperiode von den Pflanzen praktisch vollständig verbraucht. Nach der Mineralisierung der Pflanzenreste im Herbst findet man in den gedüngten und ungedüngten Varianten fast gleiche Mengen Nitrat, die mit den Herbstniederschlägen potenziell in die tieferen Bodenhorizonte und schließlich ins Grundwasser ausgewaschen werden können. In der Pararendzina werden die zusätzlichen N_{min} -Mengen von Pflanzen nicht vollständig aufgenommen und bei fehlenden Niederschlägen im Boden akkumuliert. Das hat die wesentliche Erhöhung des Nitratgehaltes in der gedüngten Pararendzina in Vergleich mit der ungedüngten Variante zur Folge und somit steigt die Gefahr der Nitratverlagerung und Grundwasserverschmutzung nach Durchwaschung des Bodens an.

Fazit

Die standort- und landschaftspositionsbedingte Unterschiede der Böden der Catena führen zu unterschiedlicher Dynamik der N-Mineralisierung und der N_{min} -Gehalte und bedingen somit die Notwendigkeit der teilflächenspezifischen Bewirtschaftung (precision farming).

Literatur

Honisch, M. (1996): Abhängigkeit des Wasser- und Stoffhaushalts einer Lößlandschaft von Standorten und Bewirtschaftungsintensität. Hohenheimer Bodenkl. Hefte, 38

Plausibilitätsprüfung des BMVEL/BMU-Konzeptes "Gute Qualität und sichere Erträge"

Detlef Laves und Stefan Gäth

1 Veranlassung

Mit der Anwendung organischer und mineralischer Düngemittel sowie Boden- und Pflanzenbehandlungsmittel werden in landwirtschaftlich genutzte Flächen auch Schadstoffe eingetragen. Aus Gründen des Verbraucherschutzes und des Umweltschutzes ist die Begrenzung dieser Schadstoffeinträge ein gesellschaftliches Anliegen und zugleich politischer Wille. Vor diesem Hintergrund forderte der Bundesrat die Bundesregierung auf, zur Begrenzung von Schadstoffeinträgen die entsprechenden Rahmenbedingungen zu schaffen (Bundesratsbeschluss v. 26.04.2002).

Die Bundesregierung reagierte auf diese Bundesratsinitiative mit dem gemeinsamen Konzept der beiden Bundesministerien für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL) sowie für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) zur Festlegung von Schwermetallgrenzwerten in organischen Düngemitteln (Internetveröffentlichung vom 03.06.2002, www.bmu.de). Dieses Konzept wurde unter Einbeziehung weiterer organischer Wirtschaftsdünger auf dem Workshop des BMU und BMVEL am 28.08.2002 in Berlin vorgestellt und diskutiert.

Vorgenannte Autoren nahmen für die Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft Stellung zum BMVEL/BMU-Konzept "Gute Qualität und sichere Erträge. Wie sichern wir die langfristige Nutzbarkeit unserer landwirtschaftlichen Böden?" (LAVES & GÄTH 2002). Die wichtigsten Ergebnisse dieser Stellungnahme sind in Form einer Plausibilitätsprüfung wie folgt zusammengefasst.

2 Ansatz der Schwermetall-Grenzwertfestlegung des BMVEL/BMU-Konzeptes

Nach dem Grundsatz "Gleiches zu Gleichem" sollen die Schwermetall(SM)-Gehalte (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) der organischen Düngemittel die entsprechenden SM-Vorsorgewerte der Böden nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) nicht überschreiten.

Die SM-Grenzwerte werden wie folgt schrittweise abgeleitet:

1. Multiplikation der SM-Vorsorgewerte mit dem im Boden langfristig verbleibendem Anteil im Boden (Bioabfall-Kompost: 71 %; Festmist, Geflügelkot: 58 %; Klärschlamm, Gülle, Gärückstände: 48 %)
2. Multiplikation des 1. Zwischenergebnisses mit der auf den Pflanzenentzug von 21,8 kg P (50 kg P₂O₅) ha⁻¹a⁻¹ normierten Düngemittelmenge in kg TM ha⁻¹a⁻¹ (Bioabfall-Kompost: 6.098, Rindermist: 2.618, Rindergülle: 2.174, Geflügelkot: 1.389, Klärschlamm: 1.027, Schweinemist: 1008, Schweinegülle: 867)
3. Addition des 2. Zwischenergebnisses mit dem SM-Entzug bei Getreide in g ha⁻¹a⁻¹ (Cd: 0,14; Cr: 2,06; Cu: 25,14; Hg: 0,08; Ni: 5,64; Pb: 4,60; Zn: 193,37)
4. Umrechnung der SM-Frachten in SM-Gehalte (SM-Fracht [3.] dividiert durch Düngemittelmenge [2.]
5. Zur Berücksichtigung einer 50 %-igen Probenahme- und Analysentoleranz Multiplikation des 4. Zwischenergebnisses mit dem Faktor 1,5

Aus der Kombination von 7 organischen Düngemitteln, 7 Schwermetallen und 3 Bodenarten ergeben sich 147 auf diese Weise abgeleitete SM-Grenzwerte.

3 Plausibilitätsprüfung

Hierbei werden die organischen Düngemittel, Schwermetalle und Bodenarten im Hinblick auf die

- SM-Grenzwerte
 - SM-Grenzwerte
 - realen SM-Einträge
- verglichen.

3.1 SM-Grenzwerte

Bei Vergleich der SM-Düngemittel-Grenzwerte mit den SM-Vorsorgewerten der BBodSchV wird deutlich, dass der Grundsatz "Gleiches zu Gleichem" bei der SM-Grenzwertfestlegung der organischen Düngemittel nicht verwirklicht wird.

Von den 147 abgeleiteten SM-Grenzwerten überschreiten 80 den entsprechenden SM-Vorsorgewert (54 %). Im Mittel liegen die SM-Grenzwerte der organischen Düngemittel um den Faktor 1,3 über den SM-Vorsorgewerten (x_{\min} : 0,73 [Unterschreitung], x_{\max} : 6,30).

Durch gesonderten Vergleich wird die Ungleichbehandlung der organischen Düngemittel, der Schwermetalle und der Bodenarten bei der Festlegung der SM-Grenzwerte erkennbar.

Während alle 21 SM-Grenzwerte des Bioabfall-Kompostes (7 SM x 3 Bodenarten) die SM-Vorsorgewerte überschreiten (100 %), beträgt die Überschreitungshäufigkeit bei Rindergülle nur 33 % (7/21). Die Höhe der SM-Grenzwertsüberschreitung gegenüber den SM-Vorsorgewerten schwankt im Durchschnitt zwischen 1,1 (Rindergülle) und 1,6 (Schweinemist, Schweinegülle).

Bei jeweils 21 schwermetallspezifischen Grenzwerten (7 organische Dünger x 3 Bodenarten) überschreiten Cadmium bzw. Quecksilber die Vorsorgewerte in 52 % der Fälle (11/21). Bei Quecksilber ist die Grenzwertsüberschreitung gegenüber den Vorsorgewerten am höchsten und erreicht im Mittel den Faktor 1,2.

Von 49 SM-Grenzwerten der Bodenarten (7 organische Düngemittel x 7 SM) überschreiten die Grenzwerte der Bodenart Sand die entsprechenden Vorsorgewerte in 73 % der Fälle (36/49). Die SM-Grenzwerte von Lehm/Schluff bzw. Ton überschreiten im Vergleich zu Sand die SM-Vorsorgewerte weniger häufig (Lehm/ Schluff: 49 %, Ton: 41 %), obwohl sie gegenüber Sand eine höhere Schadstoff-Rückhaltekapazität besitzen.

3.2 SM-Grenzwerte

Aus der Erkenntnis, dass für die Schwermetall-Einträge nicht die SM-Gehalte, sondern die SM-Frachten der organischen Düngemittel entscheidend sind, wurden die 147 SM-Grenzwerte in die auf 21,8 kg P (50 kg P₂O₅) ha⁻¹a⁻¹ normierten Grenzwerte umgerechnet und wie folgt zusammengefasst:

- Aggregation zu 49 SM-Grenzwerten durch Bildung des gewogenen Mittels der Anteile der drei Hauptbodenarten in den Oberböden Deutschlands (Sand: 36 %, Lehm/Schluff: 56 %, Ton: 8 %) (UTERMANN et al. 1999)
- Bildung des Quotienten der SM-Grenzwerte des jeweiligen organischen Düngemittels und der damit korrespondierenden niedrigsten SM-Grenzwerte (Schweinegülle wegen des höchsten Phosphorgehaltes im Vergleich zu den anderen betrachteten organischen Düngemitteln)
- Summierung dieser Verhältniszahlen und Bildung des arithmetischen Mittels, gesondert für jedes Düngemittel und Schwermetall

Ein Vergleich der daraus resultierenden 7 düngemittel- und 7 schwermetallspezifischen SM-Verhältniszahlen zeigt, dass das BMVEL/BMU-Konzept

- im Mittel 6- bis 7-fach höhere SM-Einträge bei Bioabfall-Kompost im Vergleich zu Klärschlamm bzw. Schweinegülle gestattet
- SM-Grenzwerte am stringentesten bei Zink und Kupfer handhabt

3.3 Reale SM-Einträge

Die realen SM-Einträge ergeben sich aus dem Produkt der realen SM-Gehalte der organischen Düngemittel (LABO 2000) und den auf 21,8 kg P(50 kg P₂O₅) ha⁻¹a⁻¹ normierten Düngemittelmengen.

Aus der Summe der realen SM-Einträge resultiert folgende Reihung [g ha⁻¹a⁻¹] : Bioabfall-Kompost (1939) > Schweinemist (1555) > Klärschlamm (1286) > Schweinegülle (1035) > Rindergülle (730) > Rindermist (662) > Geflügelkot (568).

Diesem Sachverhalt entgegen steht die Ausschöpfung bzw. Überschreitung (> 100 %) der SM-Grenzfracht des BMVEL/BMU-Konzeptes als Durchschnitt des für jedes Schwermetall gesondert ermittelten Wertes [%]: Klärschlamm (210) > Schweinemist (148) > Schweinegülle (110) > Bioabfall-Kompost (65) > Rindergülle (49) > Rindermist = Geflügelkot (39). Die Präferenz des Bioabfallkompostes in Bezug auf zulässige SM-Frachten gegenüber allen anderen organischen Düngemitteln nach dem BMVEL/BMU-Konzept unterstreichen des Weiteren folgende Beispiele:

1. Der Zn-Eintrag von Schweinegülle ist gegenüber Bioabfall-Kompost um 1/3 niedriger. Dennoch überschreitet Schweinegülle die Zn-Grenzfracht um 103 % (Ausbringungsverbot!), Bioabfall-Kompost dagegen nur um 4 %.
2. Trotz gleicher Cu-Einträge überschreitet Schweinegülle die Grenzfracht um 353 %, Bioabfall-Kompost dagegen nur um 2 %.
3. Obwohl die SM-Einträge bei Klärschlamm mit Ausnahme von Kupfer und Quecksilber deutlich niedriger sind, überschreitet Klärschlamm die SM-Grenzfracht bei 6 von 7 Schwermetallen deutlich, Bioabfall-Kompost dagegen nur geringfügig bei Kupfer und Zink.

Vergleicht man die SM-Einträge mit den SM-Grenzfrachten des BMVEL/BMU-Konzeptes, so ergibt sich folgende Reihung der Grenzfrachtausschöpfung-/Überschreitung (> 100 %) im Mittel aller organischen Düngemittel [%]: Cu (279) > Zn (160) > Cd (62) > Hg (54) > Pb (38) > Cr (37) > Ni (28).

Unter Ausschluss von Klärschlamm ergibt sich folgende Reihung der Grenzfrachtausschöpfung-/Überschreitung (> 100 %) [%]: Cu (251) > Zn (149) > Cd (41) > Pb = Cr (23) > Ni (22) > Hg (15)

In beiden Fällen ist ein weiteres Mal die stringente Handhabung des BMVEL/BMU-Konzeptes bei Kupfer und Zink im Vergleich zu den anderen Schwermetallen erkennbar.

Ohne Betrachtung des Klärschlammes lässt das BMVEL/BMU-Konzept für die anderen organischen Düngemittel SM-Grenzfrachten bei den humantoxikologisch relevanten Schwermetallen um das Mehrfache der jetzigen Einträge zu. Sie betragen im Durchschnitt bei Hg das 6,8-fache > Ni (4,5) > Pb (4,4) > Cr (4,3) > Cd 2,4. Dem gegenüber würden grenzfrachtüberschreitende Einträge der pflanzenphysiologisch wertvollen Mikronährstoffe (Spurenelemente) Cu und Zn zum Anwendungsverbot bei 6 von 7 (Zn) bzw. 5 von 7 (Cu) organischen Düngemitteln führen.

Die Bedeutung von Kupfer und Zink als Mikronährstoff unterstreicht folgendes Beispiel. Mit einer auf 21,8 kg P (50 kg P₂O₅) ha⁻¹a⁻¹ normierten Düngemittelfracht werden maximal 454 g ha⁻¹a⁻¹ Kupfer über Schweinemist und 1128 g ha⁻¹a⁻¹ Zink über Bioabfallkompost in den Boden eingetragen. Bei einem Ertragsniveau von 50 – 70 dt GE ha⁻¹a⁻¹ beträgt die Düngung [kg ha⁻¹a⁻¹]: 1,3 bei Kupfer (alle Böden) und bei Zink 2,0 (Sand, schwach lehmiger Sand) bis 5,3 (stark lehmiger Sand bis Ton) (KERSCHBERGER et al. 2001). Folglich steht den grenzfrachtüberschreitenden Kupfer- und Zink-Einträgen, die zum Anwendungsverbot organischer Düngemittel führen, ein Bedarf der Böden an diesen Mikronährstoffen gegenüber, der bei

- Kupfer nahezu drei Mal so hoch ist wie der Eintrag mit Schweinemist
- und bei
- Zink etwa zwei bis fünf Mal so hoch ist wie der Eintrag über Bioabfallkompost

4 Fazit

Die Zielsetzung des BMVEL/BMU-Konzeptes, durch Reduzierung des Schadstoffeintrages die Funktionsfähigkeit der Böden für nachfolgende Generationen zu sichern und damit die Erzeugung gesunder, hochwertiger Lebensmittel einschließlich Trinkwasser auf Dauer zu garantieren, ist uneingeschränkt zu unterstützen. Die Initiative zur

- erstmaligen Verankerung von SM-Grenzwerten für Wirtschaftsdünger im deutschen Düngemittelrecht
 - Senkung der SM-Grenzwerte für Sekundärrohstoffdünger gegenüber dem praktizierten Abfallrecht (AbfKlärV, BioAbfV)
- ist ein Fortschritt.

Die Methode zur Ableitung der SM-Grenzwerte und deren Beschränkung auf organische Düngemittel sind jedoch kritisch zu bewerten. Der Grundsatz "Gleiches zu Gleichem" wird bei der Ableitung der SM-Grenzwerte nicht verwirklicht, so dass SM-Anreicherungen in landwirtschaftlich genutzten Böden nicht ausgeschlossen werden. Im Hinblick auf die SM-Grenzgehalte und -frachten werden die Düngemittel, Schwermetalle und Bodenarten ungleich behandelt.

Das BMVEL/BMU-Konzept ist

- nicht justiziabel (Annahmen über den langfristig im Boden verbleibenden Düngemittelanteil bei der Ableitung der SM-Grenzwerte sind nicht belastbar)
- nicht praktikabel (Einhaltung von 147 SM-Grenzgehalten allein bei Anwendung organischer Düngemittel)
- nicht rentabel (hoher Aufwand bei Kontrolle und Verwaltungshandeln)

Es wird nachdrücklich ein frachtenbezogenes Grenzwertkonzept empfohlen, das sämtliche mit Dünge-, Boden- und Pflanzenbehandlungsmitteln in oder auf den Boden eingetragene Schadstoffe berücksichtigt. Dabei sind die Grenzwerte differenziert zu betrachten im Hinblick auf

- das Verhalten der Schadstoffe im Boden (schadstoff- und bodenartspezifische Verfügbarkeiten und Mobilitäten)
- die Wirkung der Schadstoffe/Mikronährstoffe (toxisch, essenziell)

5 Literatur

KERSCHBERGER, M.; KRAUSE, O.; MARKS, G.; ZORN, W. (2001): Standpunkt zum Mikronährstoff-Düngebedarf (B, Cu, Mn, Mo, Zn) in der Pflanzenproduktion. (Hrsg.): Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft

LABO (Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz) (2000): Cadmiumanreicherung in Böden/Einheitliche Bewertung von Düngemitteln. Bericht der UMK-AMK-LABO-AG. Unveröffentlicht. Kenntnisnahme durch 26.ACK der UMK am 11./12.10.2000

LAVES, D.; GÄTH, S. (2002): Stellungnahme der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zum Konzept des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit "Gute Qualität und sichere Erträge". Mitt. Dt. Bodkd. Ges. SH., 20 S.

UTERMANN, J.; DÜWEL, O.; FUCHS, M.; GÄBLER, H.E.; GEHRT, E.; HINDEL, R.; SCHNEIDER, J. (1999): Methodische Anforderungen an die Flächenrepräsentanz von Hintergrundwerten in Oberböden. Forschungsbericht 297 71 010, UBA-FB 99-066.

Modellierung des Stoffhaushalts in mesoskaligen Einzugsgebieten

Lenhart, T., Fohrer, N., Pohlert, T., Breuer, L. und Frede, H.-G.

Einleitung

Im Rahmen des Sonderforschungsbereichs „Periphere Regionen (SFB 299)“ werden wirtschaftlich tragfähige Landnutzungskonzepte für eine Modellregion (Lahn-Dill-Bergland, Hessen) entwickelt, deren Folgen auf die Struktur und die vielfältigen Funktionen von Landschaft abgeschätzt und bewertet werden (Weber et al., 2001). Das Hauptaugenmerk in diesem Projekt gilt der mittel- und langfristigen Folgenabschätzung von Landnutzungsoptionen auf den Wasser- und Stoffhaushalt in der Mesoskala. Hierzu wird das semi-verteilte öko-hydrologische Modell SWAT-G (Arnold et al., 1998, Eckhardt et al., 2002) angewendet und weiterentwickelt.

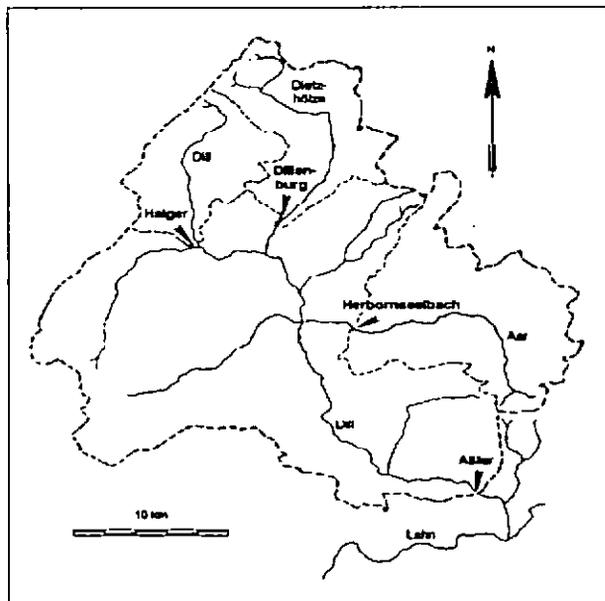


Abbildung 1: Karte des Einzugsgebiets der Dill

Das untersuchte Einzugsgebiet (Dill, A_{EO} : 692 km²) befindet sich in Mittelhessen und ist durch ein pluviales Abflussregime bei einem mittleren jährlichen Gebietsniederschlag von 960 mm und einer Abflusshöhe von 457 mm geprägt. In dieser Arbeit werden die Validierungsergebnisse für Konzentrationen von Gesamtphosphor und Sediment vorgestellt.

Material & Methoden

Das Modell SWAT-G ist ein physikalisch-basiertes hydrologisches Kontinuumsmodell mit einer zeitlichen Modellauflösung von einem Tag. Die Wasserscheiden der Teileinzugsgebiete (TEZG) sowie das Gerinnenetz werden aus einem digitalen Höhenmodell extrahiert. Die kleinsten räumlichen Einheiten stellen Hydrotope dar, die basierend auf Flächen ähnlicher hydrologischer Eigenschaften auf der Grundlage digitaler Landnutzungs- und Bodenkarten aggregiert werden. Ein Routing von Gerinneabfluss und Stofftransport findet von TEZG zu TEZG statt (Arnold et al., 1998).

Die Prozessabbildung zur Generierung von Zwischenabfluss und Perkolation wurde für die Anwendung in Mittelgebirgsregionen modifiziert, um der Anisotropie der hydraulischen Leitfähigkeit solifluidal umgelagerter Böden gerecht zu werden (Eckhardt et al. 2002).

Das Modell SWAT-G ermöglicht die Abbildung des Einflusses diffuser und punktueller Stoffquellen auf die Gewässergüte. Der Modellanwender hat die Möglichkeit verschiedene landwirtschaftliche Maßnahmen (u. a. Saat- und Düngetermin, Menge und Beschaffenheit des Düngers) zu spezifizieren. Der Stoffumsatz im Boden wird durch ein Mehrschicht-Modell beschrieben. Die Nährstoffaufnahme durch die Vegetation, sowie der Nährstoffentzug durch die Ernte werden durch ein Pflanzenwachstumsmodell und der entsprechenden Landbewirtschaftung abgebildet. Überwiegend durch Ober- und Zwischenabfluss gelangen die Nährstoffe in den Vorfluter.

Zur Evaluierung des Modells SWAT-G wird im Rahmen des SFB299 ein hydrochemisches Intensivmessprogramm durchgeführt. Seit April 2000 werden automatisiert zeitproportionale Tagesmischproben am Pegel Aßlar gewonnen und im institutseigenen Labor auf TN_B , NO_3 , NH_4 , P, PO_4^{3-} sowie Sedimentkonzentration analysiert. Die täglichen Abflusswerte der im Einzugsgebiet befindlichen Pegel Haiger, Dillenburg, Herbormseelbach und Aßlar wurden vom HLUG zur Verfügung gestellt. Die für den Modellantrieb erforderlichen meteorologischen Größen sind vom DWD erworben worden.

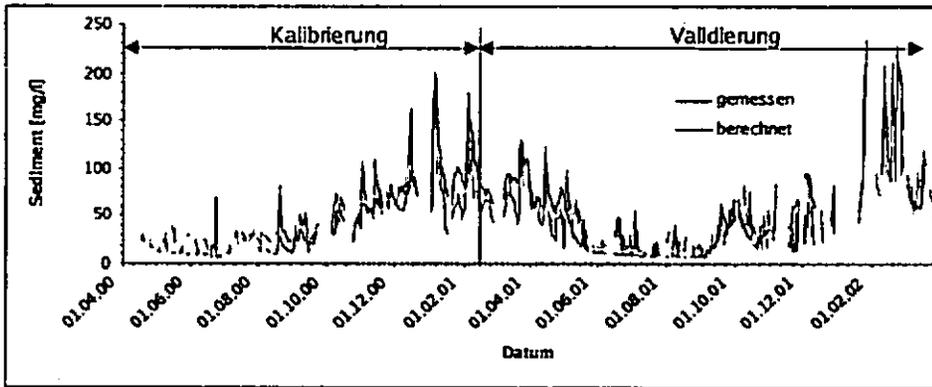


Abbildung 2: Gemessene und berechnete Sedimentkonzentration

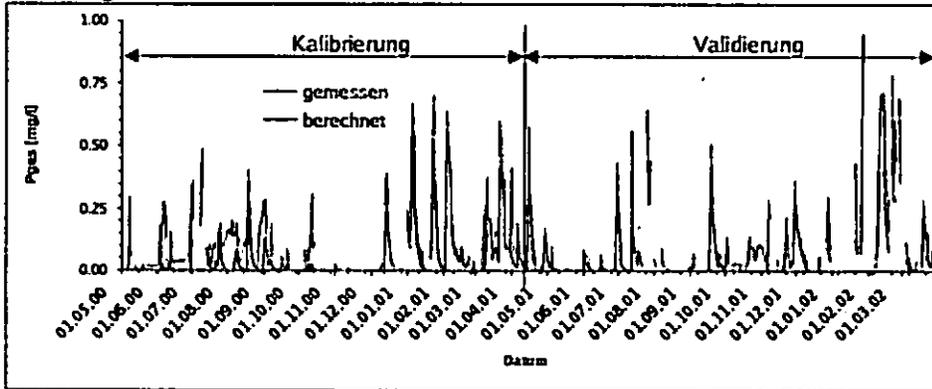


Abbildung 3: Gemessene und berechnete Phosphorkonzentration

Ergebnisse und Diskussion

Voraussetzung zur Simulation von Stofffrachten ist eine ausreichend genaue Reproduktion des Wasserhaushalts im Einzugsgebiet.

Mit SWAT-G wurde für Tageswerte des Abflusses am Pegel Ablar (Reihe 1989-1991) eine Modelleffizienz von 0.8 nach Nash und Sutcliffe (1970) erzielt.

Wie Abbildung 2 zu entnehmen ist, werden die höchsten Sedimentkonzentrationen in den Wintermonaten gemessen. SWAT-G überschätzte zunächst die Spitzenkonzentrationen des Sediments, da durch den vorhandenen Ansatz zur Berechnung des Sedimentaustrags die Entfernung zwischen Sedimentquelle und Gewässer nicht berücksichtigt wurde. Die Modelleffizienz konnte durch die Modifikation der RUSLE mittels eines entfernungsgewichteten Sediment-Delivery-Ratio auf 0.74 gesteigert werden (Lenhart, 2003). Wie Abbildung 2 zu entnehmen ist, werden die höchsten Sedimentkonzentrationen in den Wintermonaten gemessen.

Abbildung 3 gibt den berechneten und beobachteten Gang der Phosphorkonzentrationen wieder. Für den Validierungszeitrahmen beträgt

die Modelleffizienz 0.77. Da Phosphor überwiegend partikulär in das Gewässer eingetragen wird und somit den gleichen Transportprozessen wie Sediment unterliegt, koinzidieren die hohen Modelleffizienzen für Sediment und Phosphor.

Fazit

Durch die Weiterentwicklung des Modells SWAT-G können Abfluss, Sedimentaustrag und Phosphorkonzentrationen in täglicher Auflösung ausreichend genau beschrieben werden.

SWAT-G ist somit für eine Folgenabschätzung von Landnutzungsoptionen auf die hier behandelten Zielgrößen des Wasserhaushalts und der Gewässergüte geeignet.

Literatur

Arnold, J.G., Srinivasan, R., Mutiah, R.S., Williams, J.R. 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part I: Model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 34 (1), 73-89

Eckhardt, K., Haverkamp, S., Fohrer, N., Frede, H.-G. 2002. SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. *Phys. Chem. Earth* 27, 641-644

Lenhart, T., 2003. Modellierung des Stoffhaushaltes in mesoskaligen Einzugsgebieten. Diss. Univ. Giessen, Giessen

Weber, A., Fohrer, N., Möller, D. 2001. Long-term land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic factors – effects on landscape structures and functions. *Ecol. Model.* 140, 125-140

Nash, J.E., Sutcliffe, J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models; part 1 – a discussion of principles. *J. Hydrol.* 10, 282-290

Auswirkungen von Klima- und Grundwasserstandsänderungen auf den Grünlandertrag und die Lebensdauer der Niedermoore im Spreewald

M. Lorenz, K. Schwärzel & G. Wessolek

1. Einleitung

Innerhalb des BMBF geförderten Projektes „Glowa Elbe“ wurde in einem Pilotprojekt der Einfluss von Klimaänderungen auf die Feuchtgebieteniederung des Spreewalds untersucht. Auf Grundlage von Szenarien wurde von unterschiedlichen Teilvorhaben ein komplexes Feuchtgebietenmodellsystem entwickelt, mit dem Gebietsaussagen u.a. zu Wasserverteilung, Abflussverhalten, Änderung des Grundwasserstandes, Bodenwasserhaushalt, Vegetationsentwicklung, Änderungen im Grünlandertrag und dem Torfschwund möglich sind. Die dargestellten Ergebnisse beziehen sich auf eine angenommene Klimaänderung mit einer Temperaturerhöhung von 1,4 °K bis 2050 und einem Rückgang der Sommerniederschläge von ca. 10%.

2. Methodik

2.a) Grünlandertrag:

Um die mittleren Erträge für unterschiedliche Grünlandgesellschaften unter gewissen Randbedingungen (Bodenart, Grundwasserstand, N-Angebot) an die Bedingungen des jeweiligen Szenarios zu koppeln, wurde folgender Ansatz gewählt:

$$\text{Ertrag}_{\text{real}} = E_{\text{real}}/E_{\text{pot}} \cdot M \cdot \text{Ertrag}_{\text{Ø}}$$

Der Trockenstressfaktor (Verhältnis von realer zu potentieller Verdunstung ($E_{\text{real}}/E_{\text{pot}}$)) wurde mit Hilfe eines Bodenwasserhaushaltsmodells (WESSOLEK 1989) für die jeweilige Vegetationsperiode in Abhängigkeit von Bodenart, Grundwasserstand und Klimaverhältnissen berechnet. Er wird als Maß für die Wasserversorgung der Vegetation herangezogen. In Zusammenarbeit mit dem ZALF Paulinenaue (Dr. Käding) wurden für den Spreewald mittlere Ertragsniveaus ($\text{Ertrag}_{\text{Ø}}$) für unterschiedliche Grünlandgesellschaften definiert. Sie sind abhängig vom Grundwasserstand, Boden und N-

Angebot. Der Faktor 'M' berücksichtigt Ertragseinbußen aufgrund hoher Grundwasserstände, da es hierbei zu Durchlüftungsproblemen des Oberbodens und einer eingeschränkten Bearbeitbarkeit der Fläche kommen kann. Die Ergebnisse wurden mit Hilfe der Grundwasserstände (ArcGRM Spreewald), der Bodenkarte (BÜK 200) und einer Biotoptypenkarte für das Spreewaldgebiet regionalisiert. Hieraus konnten Karten zur Ertragsänderung bei veränderten Klimabedingungen erstellt werden.

2.b) Torfschwund:

An vier für den Spreewald repräsentativen Standorten wurden die anstehenden Torfe im Hinblick auf ihre CO₂-Freisetzung im Labor untersucht. Mit Hilfe der Labormessungen, Kartierungen im Gebiet und Ergebnissen von Arbeiten aus dem Rhinluch und Paulinenaue (RENGER ET AL. 2002, WESSOLEK ET AL. 2002, MUNDEL 1976) können mittlere, jährliche Torfmineralisationsraten angegeben werden, aus denen der mittlere Torfschwund pro Jahr als Funktion von Grundwasserstand und Klimaverhältnissen bestimmt wurde (vgl. Abb.1).

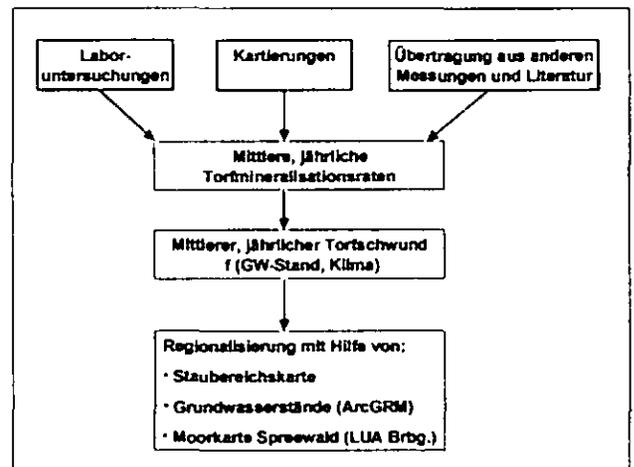


Abb. 1: Vorgehen bei der Berechnung des Torfschwundes

Die Ergebnisse wurden auf Staubereichsebene mit Hilfe der Grundwasserstände (ArcGRM Spreewald) und einer Moorkarte (LUA Brandenburg) für das Spreewaldgebiet regionalisiert. Hieraus konnten Karten zur Entwicklung des Torfschwundes für veränderte Klimabedingungen erstellt werden.

3. Ergebnisse

3.a) Grünlandertrag

Die höchsten Ertragsabnahmen (>5 dt TM/ha a) aufgrund der Klimaänderungen treten an den Randbereichen der Spreewaldniederung auf, da dort, aufgrund der relativ kleinen Einzugs-

gebiete dieser Bereiche, der verminderte Sommerabfluss zu einem stärkeren Absinken der Grundwasserstände führt. Von Ertragseinbußen sind knapp 1/3 der Grünlandflächen betroffen. Auf ca. 5% der Flächen ist mit einer Ertragssteigerung (> 5 dt TM/ha a) zu rechnen. Dies sind überwiegend Flächen, die z.Z. noch bei sehr hohen Grundwasserständen bewirtschaftet werden. Ein Absinken der Grundwasserstände führt zu einer Durchlüftung des Oberbodens und einer besseren Befahrbarkeit dieser Flächen, was sich positiv auf die Ertragslage auswirkt. Auf dem Großteil der Grünlandflächen (ca. 2/3) bewirken die angenommenen Klimaänderungen jedoch nur eine Änderung des Ertrages von < 5 dt TM/ha a. Dies führt im Mittel über die gesamte Grünlandfläche zu einer Ertragsabnahme von ca. 5% (ca. 3 dt TM/ha a).

3.b) Torfschwund

Der größte Torfschwund aufgrund der angenommenen Klimaänderungen tritt an den Randbereichen der Spreewaldniederung auf. Er kann dort zwischen den Jahren 2003 und 2052 bis zu 25 cm betragen. Da die Torfmächtigkeit auf einem Großteil dieser Flächen heute schon als gering einzuschätzen ist, werden diese Bereiche in 50 Jahren überwiegend nicht mehr als Niedermoor zu bezeichnen sein. Die Lebensdauer dieser Niedermoore beträgt unter diesen Bedingungen noch ca. 35-40 Jahre.

In der zentralen Niederung liegt der Torfschwund innerhalb der betrachteten 50 Jahre zwischen 0-15 cm. Da hier jedoch auch vorwiegend die Flächen mit höheren Torfmächtigkeiten vorkommen, ist innerhalb des betrachteten Zeitraums nicht mit einer Gefährdung der Niedermoore in diesen Bereichen zu rechnen. Die Lebensdauer dieser Niedermoore verkürzt sich jedoch aufgrund der Klimaveränderungen um ca. 20% (von ca. 200 auf ca. 160 Jahre).

Die angenommenen Klimaänderungen führen im Mittel über das gesamte Spreewaldgebiet zu einem Anstieg des Torfschwundes von ca. 20%, wobei sich die Klimaauswirkungen an den Randbereichen stärker zeigen als in der zentralen Niederung. Geringmächtige Torfe (< 40 -50 cm) degradieren zunehmend und weisen in 40-50 Jahren nur noch Anmoorcharakter auf.

4. Ausblick

Um den Spreewald in seinem jetzigen Zustand zu erhalten und größeren Grundwasserabsenkungen vorzubeugen, sind Maßnahmen des Wassermanagements notwendig. Diese sind sowohl vom Wasserdargebot als auch von den Interessen der zahlreichen Betroffenen im Gebiet (Landwirtschaft, Tourismus, Naturschutz, Fischerei etc.) abhängig und sollten daher mit allen Beteiligten abgestimmt werden.

Hinsichtlich des Grünlandertrages bleibt zu prüfen, welche Auswirkungen die dargestellten Ergebnisse auf die einzelnen landwirtschaftlichen Betriebe haben und welche Konsequenzen diese daraus ziehen. Mit dieser Fragestellung beschäftigt sich ein weiteres Teilprojekt, das die sozioökonomischen Auswirkungen der dargestellten Ergebnisse untersucht.

Maßnahmen zur Verringerung des Torfschwundes sollten auf ihre Wirkungen in anderen Bereichen untersucht werden. So hat z.B. der verstärkte Rückhalt von Winterüberschüssen auch negative Auswirkungen auf die Nutzung der betroffenen Flächen. Können bei einem verminderten Wasserdargebot negative Folgen auf den Torfschwund, die Vegetationsentwicklung u.a. nicht im gesamten Feuchtgebiet verhindert werden, sollten sich die Maßnahmen vorwiegend auf die zentrale Niederung konzentrieren, um hier möglichst große Teile des Feuchtgebietes zu erhalten.

5. Literatur

MUNDEL, G. (1976): Untersuchungen zur Torfmineralisation in Niedermooren. Arch. Acker-Pflanzenbau Bodenk., Berlin (20) 10, S. 669-679.

RENGER, M., G. WESSOLEK & K. SCHWÄRZEL (2002): Aspects of peat conservation and water management. J. Plant Nutr. Soil Sc., 165, S.487-493.

Wessolek, G., K. Schwärzel & M. Renger (2002): Soil hydrology and CO₂ mineralization of peat soils. J. Plant Nutr. Soil Sc., 165, S.494-500.

Danksagung

Wir danken dem BMBF für die Förderung des Projektes im Rahmen des Forschungsprogramms GLOWA-Elbe „Integrierte Analyse der Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet“.

Rückschlüsse auf die Verlandungs-entwicklung des Dümmersees durch den Nachweis von ^{137}Cs und Nährstoffparametern

Makowsky, L.¹, Kästner, P.², Meuser, H.¹ & Hemmer, J.³

Einleitung

Am 26.4.1986 kam es in Tschernobyl (Ukraine) zu einer Reaktorkatastrophe des dortigen Atomkraftwerks. Auch in Westeuropa wurden vornehmlich leicht flüchtige Isotope wie Cäsium (^{137}Cs) abgelagert, das sich zur Bewertung der Auswirkungen radioaktiver Deposition wegen seiner langen Halbwertszeit von 30 Jahren besonders eignet. Als wenig mobiles Element kann es demzufolge in Seesedimenten auch heute noch gefunden werden und somit als Zeitmarke zur Abschätzung der Sedimentationsrate dienen. Besonders für nährstoffreiche Seen mit geringen Wassertiefen spielt die Abschätzung der Verlandungsintensität infolge Faulschlamm-Bildung eine entscheidende ökologische und ökonomische Rolle. Daraus leitet sich die Zielsetzung ab, an Hand begleitend zu untersuchender Nährstoffparameter, die mit den Sapropelbildungsproblemen des Dümmer-Sees im westlichen Niedersachsen (Landkreis Diepholz) in Zusammenhang gebracht werden (Stickstoff, Phosphor), die Sedimentablagerungsraten mittels ^{137}Cs -Marker in Sedimenttiefenprofilen abzuschätzen.

Material & Methoden

Im Niederungsbereich zwischen den saaleiszeitlichen Endmoränen der Dammer Berge (146 m üNN) im Westen und dem kreidezeitlichen Steweder Berg (180 m üNN) im Südosten gelegen verlandete der Dümmer (37 m üNN) seit Ende der Weichseleiszeit kontinuierlich auf seine heutige Seefläche von etwa 12 km². Eine wesentliche Ursache für die anthropogen verursachte rapide Beschleunigung der Verlandung des Flachsees (mittlere Wassertiefe 1 m) ist die Bildung von organischen Sedimenten durch Stoffeinträge über die im Einzugsgebiet betriebene Intensivlandwirtschaft. Aufgrund anaerober Bedingungen entwickelte sich Faulschlamm. Deshalb wurden im Zeitraum 1975 – 2001 zur Si-

cherstellung der Erholungs- und Naturschutzfunktion etwa 1.75 Mio. m³ Sediment auf Schlammdeponien gepumpt. Die Kernzonen der Akkumulation des Faulschlammes konzentrieren sich strömungsbedingt am West- und Südufer. Ost- und Nordufer sind in Folge von Erosion durch sandige, mineralische Sedimente geprägt. Die Standorte wurden in 2000 und 2001 mit Hilfe eines GPS-Empfängers angesteuert. Vom Boot aus erfolgte die Sedimentprobenahme (max. 1 m mächtig) mittels Beeker-Sampler. Anschließend wurden die Bohrkern in 3 cm Segmente aufgeteilt, die der Messung der ^{137}Cs -Aktivität dienen (Reinstgermanium-Detektor). Die Analytik auf Nährstoffe und Schwermetalle erfolgte anschließend gemäß VDLUFA-Vorschriften bzw. DIN-Normen.

Ergebnisse & Diskussion

Mit Hilfe ungestört entnommener Bohrkern konnte mittels ^{137}Cs -Marker eindeutig die 1986 abgelagerte Faulschlamm-Schicht in etwa 8 cm Tiefe (unter Sedimentoberfläche) nachgewiesen werden, was bis 2001 einer jährlichen Faulschlamm-Bildung von 5 mm entspricht (Abb. 1).

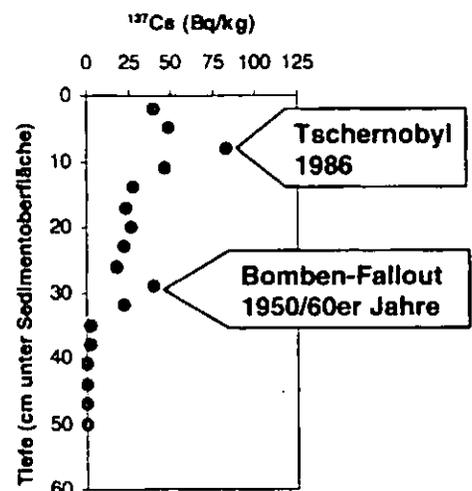


Abb. 1: Tiefenprofil mit Peaks der ^{137}Cs -Aktivität (Bq/kg) für ein organisches Sediment des Dümmer-Sees

Des Weiteren kann die jährliche Faulschlamm-Bildung vor 1986 mit 8 mm bei Betrachtung des ^{137}Cs -Maximums, das auf den Bomben-Fallout der oberirdischen Atomwaffentests der 1950/60er Jahre zurückzuführen ist, abgeschätzt werden. Zwischen den beiden Maxima bewegen sich die Aktivitäten um 20 Bq/kg, was nach Einstellung der oberirdischen Atomwaffentests als typisch für niedersächsische Seesedimente zu

¹ Stiftung Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur, Oldenburger Landstraße 24, D-49090 Osnabrück

² Wilhelm Busch Straße 2, D-49205 Hasbergen

³ Stiftung Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Ingenieurwissenschaften, Albrechtstraße 30, D-49076 Osnabrück

bewerten ist (NLÖ, 2000). ^{137}Cs entstammt ausschließlich aus anthropogenen Quellen, so dass vor diesem Zeitraum keine Anreicherung im Sediment vorhanden und nachweisbar ist (ab etwa 35 cm unter Sedimentoberfläche).

Die Untersuchungen machen aber auch deutlich, dass eine **ungestörte Schichtung der Sedimente** wegen der flächenhaft wirkenden Resuspensions- und Störeffekte insbesondere durch anthropogene Einflüsse (Freizeitnutzung, Ausbaggerung) in Flachseen **selten vorzufinden** ist (Abb. 2).

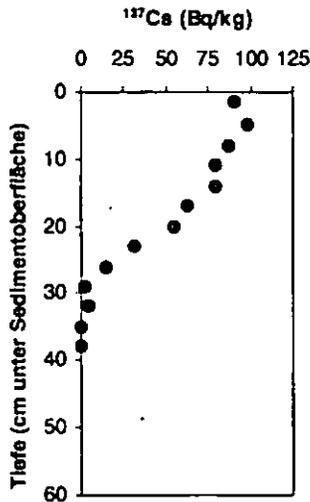


Abb. 2: Tiefenprofil ohne Peaks der ^{137}Cs -Aktivität (Bq/kg) für ein organisches Sediment des Dümmer-Sees

Dadurch zeigen die Ergebnisse der ^{137}Cs -Aktivitätskonzentration der Tiefenprofile organischer Sedimente häufig eine kontinuierliche Abnahme von der Sedimentoberkante ohne ein ^{137}Cs -Maximum der Immission von 1986.

Die vorwiegend am Ost- und Nordufer verbreiteten mineralischen, sandigen Sedimente sind infolge fehlender Sorptionsplätze durch erheblich geringere ^{137}Cs -Aktivitäten (< 10 Bq/kg) charakterisiert.

Eine **Korrelation** zwischen **Nährstoffparametern** (Phosphor, Stickstoff), die kontinuierlich eingetragen werden, und ^{137}Cs , dessen Emissionsquellen zeitlich begrenzt sind, lässt sich erwartungsgemäß **nicht nachweisen** (Abb. 3). Möglicherweise beruht die von etwa 25 cm Tiefe zu beobachtende tendentielle Abnahme der C_{org} -Gehalte (Abbau) zur Sedimentoberfläche hin bei gleichzeitiger Zunahme der P(CAL)-Gehalte darauf, dass sich seit den 1960er Jahren der Sauerstoffgehalt im Seewasser erhöht hat.

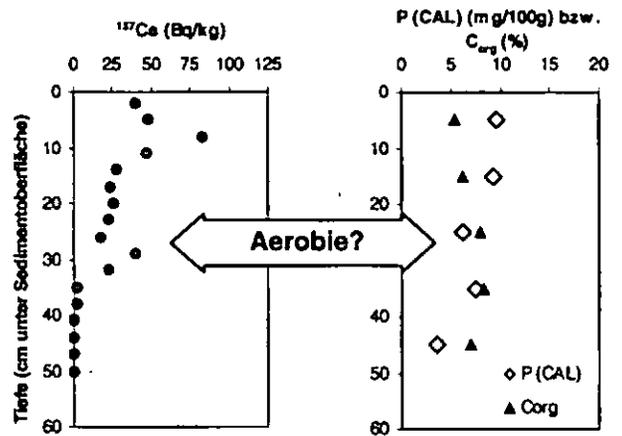


Abb. 3: Tiefenverteilung der Nährstoffparameter P (CAL)(mg/100g) und C_{org} (%) in Bezug zur ^{137}Cs -Aktivität (Bq/kg) mit ^{137}Cs -Peaks für ein organisches Sediment des Dümmer-Sees

Ebenso wie für die Nährstoffparameter findet sich keine Korrelation zwischen ^{137}Cs -Aktivität und Schwermetallgehalten (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn). Aufgrund des fehlenden industriellen Einflusses im Einzugsgebiet des Dümmer-Sees zeigen sich durchweg vernachlässigbar geringe Gehalte.

Zusammenfassung

Mit Hilfe des ^{137}Cs -Markers konnte die Sedimentationsrate des Dümmer Sees mit 5 mm/a abgeschätzt werden. Eine Extrapolation auf die gesamte Seefläche ist aufgrund räumlich inhomogener Akkumulationsprozesse und Resuspensionseffekte nicht zulässig.

Die Tiefenverteilung von **Nährstoffparametern** und **Schwermetallgehalten** korreliert nicht mit denen der zeitlich genau fixierbaren ^{137}Cs -Aktivität (Tschernobyl, Bombenfallouts).

Dank

Für die vielfältige Unterstützung bedanken sich die Autoren besonders bei Herrn Sengutta (Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz, Betriebsstelle Sulingen).

Quellen

Makowsky, L., Kästner, P., Meuser, H. & Hemmer, J. (2002): Rückschlüsse auf die Verlandungsentwicklung des Dümmersees durch den Nachweis von ^{137}Cs und Nährstoffparametern; Abschlussbericht, Eigenverlag, Stiftung Fachhochschule Osnabrück

NLÖ (Niedersächsisches Landesamt für Ökologie)(2000): Überwachung der Umweltradioaktivität; Kap. 3.5 Oberirdische Gewässer [www.nloe.de/radio/radio002_9.html]

Struktur-Veränderungen in Ackerkrumen (Ap-Horizonten) nach Umstellung der Bodenbearbeitung von „tief wendend“ auf „flach lockernd“

B. Meyer u. K.-W. Becker*

Dieser Aufsatz steht in engem Zusammenhang mit K.-W. Becker: „Bodenbearbeitung ohne Pflug – Auswirkungen auf die Dichte des Bodens und die Speicherung von Humus“ in diesem Heft.

Unter den deutschen Agrarbetrieben streben besonders die Marktfruchtbetriebe in ihren Rüben-/Getreide-, Raps-/Getreide- oder Kartoffel-/Getreide-Rotationen eine Minderung des Einsatzes der Ackerkrume (Ap) tief wendenden und damit eigentlich erst die „Krume“ schaffenden Streichblechpfluges an. Das geschieht schließlich bis zum völligen Ersatz der tief wendenden durch eine flach lockernde bzw. flach mischende Bodenbearbeitung mit Schar- und Flügelgrubbern, Scheibenschälern, Rotationsgrubbern, Fräsen, Schälpflügen oder Kreiselgrubbern. Die häufig dafür verwendete Bezeichnung „Mulchsaat“ ist wegen der Vielfalt der Wirkungsmechanismen wie aufbrechend, lockernd, reißend, wühlend, mischend, schälend irreführend und sollte summarisch durch „Flach-Bodenbearbeitung“ ersetzt werden, wobei dann das gewählte Verfahren klärend hinzuzufügen ist.

Diese Umstellung der Bodenbearbeitung geschieht aus ökonomischen Gründen, wie Einsparung von Energie- und Lohnkosten und Erhöhung der Schlagkraft, und aus ökologischen wie der Erhöhung der oberflächigen Aggregatstabilität durch oberflächennahe Konzentrierung von Ernte- und Wurzelrückständen und „Lebendverbauung“ und damit Verringerung der Verschlammungs-, Verschwemmungs- und Erosionsgefahr. Es entsteht dadurch eine neue „Oberkrume“ (0-10cm). Die Mittel- (10-20 cm) und die Unterkrume (20-30 cm) bleiben dabei einer ungesteuerten Strukturentwicklung überlassen. Deren Betrachtung dient dieser Aufsatz.

Das Interesse der landwirtschaftlichen Praxis ist zurzeit fast allein auf die Technik der Oberkrumenbearbeitung und die Aussaat gerichtet. Das Geschehen in der Mittel- und Unterkrume findet dagegen bislang kaum eine Beachtung, obwohl es bereits in der ersten Phase der Einführung pflugloser Bearbeitungstechniken in den 70er Jahren warnende Befunde – besonders von Seiten der Zuckerrübenanbauer – gab. Man glaubte damals und, weit verbreitet auch heute noch, dass die „verlassenen“ Teile der Krume sich von selbst in pflanzengünstiger Struktur erhielten oder regenerierten.

Das gilt zwar für die schrumpfungs- und schwellungsaktiven tonigen Böden (Rendsinen, Kalksteinbraunlehme, Pelosole, Auenböden), die hier nicht zu behandeln sind, wohl aber für fast alle schluffdominierten und sandigen Böden. Bei diesen entwickeln sich unter der gelockerten Oberkrume Verdichtungen und/oder Verfestigungen sowie Verstreichungslagen innerhalb der alten Krume, die in besonders auffälliger Weise bei Zuckerrüben zur Beinigkeit, zum Herausheben des Rübenkörpers aus dem Boden und zum Kleinwachstum des Rübenkörpers führen. (S. dazu Abb. 3). Auch beim Raps wird „Beinigkeit“ beobachtet, während beim Getreide strukturbedingte Schädigungen kaum zu beobachten sind. Einschränkungen der Regenwurmtätigkeit sind dagegen vorhanden.

Die Entwicklung dieser die Standortqualität gefährdenden Strukturveränderung in verlassenen Krumen kann nach unseren Untersuchungen in Betrieben, die seit 4 bis 18 Jahren nicht wendend flach bearbeitet haben, z.T. recht schnell, d.h. innerhalb kurzer Zeit, z.B. in 2 bis 3 Jahren ablaufen.

Untersuchungen, zum Teil wiederholt, an nur flach gelockerten Böden von 15 Standorten mit Sand-Bänderparabraunerden, Parabraunerden aus Löss und Sandlöss, Schwarzerden, Löss-Fließerde-Pseudogley-Braunerden in verschiedenen feuchten Klimaräumen zeigten in jedem Fall sowohl im Zustand der Wassersättigung bei Feldkapazität wie auch bei sommerlicher Austrocknung an der Grenze Ober-/Unterkrume einen markanten Sprung im Eindringwiderstand gegenüber dem Spaten oder dem Penetrometer, der mit fortschreitender Austrocknung beträchtlich anwuchs. Begleitende Messungen zeigten, dass dies auf Verdichtung (VD), aber auch auf Verfestigung (VF) beruhen kann.

VD Verdichtungen: Hierzu werden folgende typische Beispiele gegeben:

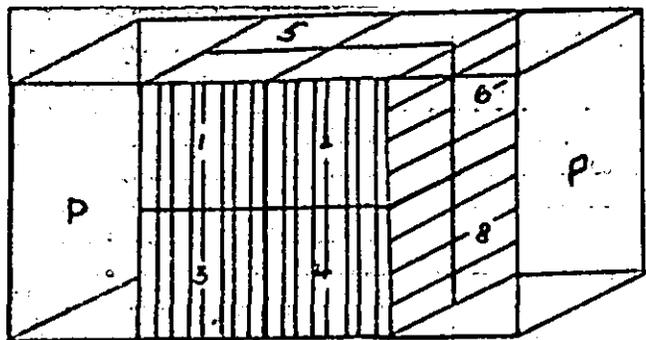
	Sandböden			Lössboden (Rettenbach)						
	Tiefe cm	Klein- vach	Nieder- görs- dorf	Tiefe cm	TD g/cm ³	Porenvolumina in %, pF				
					total	<1,8	1,8-2,8	2,8-4,2	> 4,2	
Ober-krume	0-5	1,35	1,47	1-6	1,31	51	14	9	20	8
	5-10	1,43								
Mittel- und	10-15	1,60	1,67	11-15	1,32	50	11	8	23	8
	15-20	1,67	1,67							
Unter-krume	20-25	1,76	1,63	21-25	1,60	40	3	5	24	8
	25-30	1,72	1,69							
Pflug- sohle	30-35	1,73	1,62	31-35	1,64	38	2	6	22	8
	35-40		1,63	41-45	1,63	38	1	6	23	8

VF Verfestigungen (s. Abb. 1 und Abb. 2):

Auch ohne Verdichtung ist die Möglichkeit einer Verfestigung der Bodenmatrix möglich, wobei deren Volumen gleich bleibt (isovolume Porenverteilung, -verfeinerung). Sie geht meist mit einer Verknüpfung oder Verdrückung eines Grobporen enthaltenden Gefüges grober, kompakter Aggregate (A) zu einem homogeneren Verteilungszustand kleiner Aggregate oder Einzelkörner einher (B).

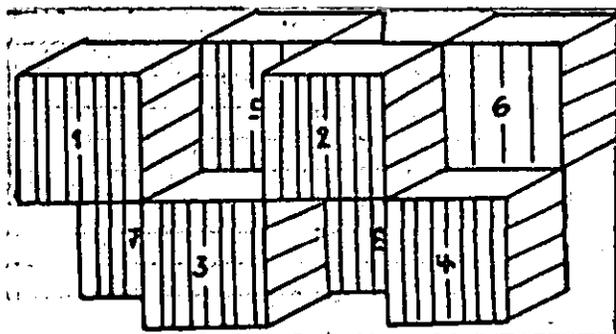
* Institut f. Bodenwiss., Von Sieboldstr. 4, D-37075 Göttingen, Tel: 0551395515, email: kbecker@gwdg.de

Abb. 1: Aggregatbeispiel Fall A (P= Pore):



Zum Herauslösen eines Masse-Blocks von 8 Würfeln aus der isovolumen Matrix, bei dem die Kanten miteinander verklebt sind, ist in Fall B gegenüber Fall A die 3,5fache Energie erforderlich.

Abb. 2: Aggregatbeispiel Fall B:



Bei einigen Parabraunerden und besonders bei Schwarzerden steigt die Dichte der verlassenen Krume nicht über 1,52 oder 1,58 g/cm³. Die Verfestigungen werden hierbei durch das Zerdrücken weiltumiger Leitporen mit benachbartem Aggregatmaterial verursacht.

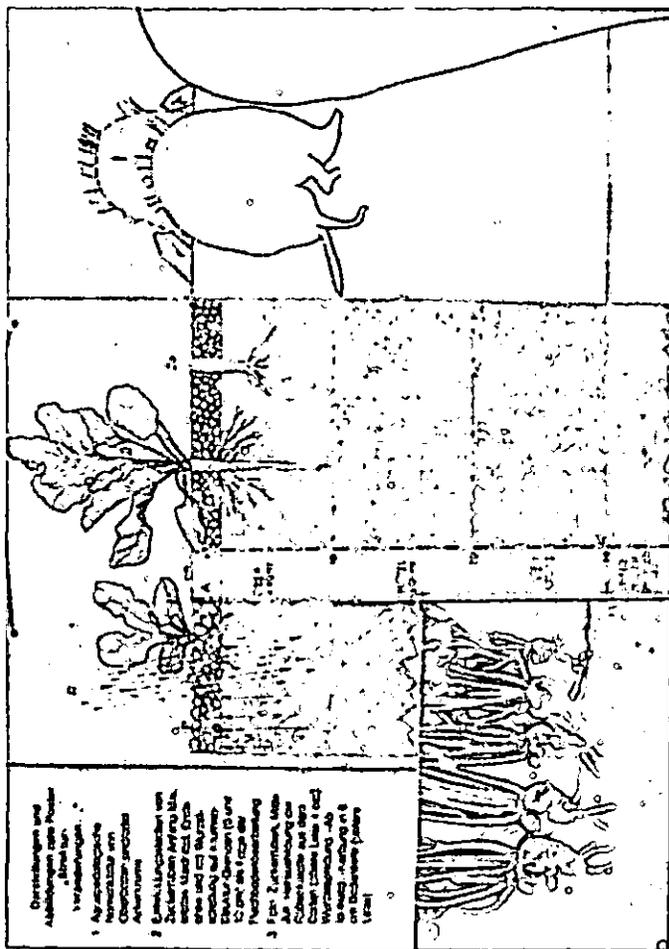
Die Vorgänge und Ursachen von VD und VF verlassener Krumen sind nicht abschließend geklärt und die Fragen, ob sie einzeln oder erst im Verbund wirken, unbeantwortet. Als Möglichkeiten werden diskutiert:

1. Von der Oberfläche her komprimieren und verkneten Schlepper und schweres Pflege- und Erntegerät die Krume bis zur alten Pflugsohle als Widerlager. Die nur noch flach gehende Wiederauflockerung belässt den Krumenrest in diesem Zustand. Widersprüche: a) Dichtezunahme von Mittel- und Unterkrume, b) rasches flächendeckendes Phänomen auch außerhalb der Fahrspuren.
2. Setzung von Aggregaten, die beim Pflügen geschaffen worden sind, im durchströmenden Sickerwasser unter innerer Erosion und Auflast. Die Dichte der verlassenen Krume resultiert dann aus der Dichte dieser Aggregate als Nachwirkung eines vorausgegangenen Bearbeitungsfehlers (Vorschaden). Frost und Turgodynamik können dies jetzt nicht wiedergutmachen.

3. Durch Fortfall des krumentiefen Wendens unterbleibt die Rückvermischung ausgewaschener Basen, aber auch die Tiefenverteilung gedüngter Basen. Dadurch können Versauerung, Unterschreitung des Flockenschwellenwertes und Dispergierung (Verringerung der Knetresistenz, Verschlämmungsneigung) in Mittel- und Unterkrume gefördert werden – besonders auch deswegen, weil jedes Krumen-Bodenmaterial wegen seiner Humusumhüllung der Mineralsubstanz zur Anhebung der Flockungsschwellenwerte neigt.
4. Streich-, Schabe- und Vibrationswirkung von Schleppern und Werkzeugen der Flach-Bodenbearbeitung, die in der „verlassenen Krume“ neue „Sohlen“ (vgl. die extremen heutigen „Pflugsohlen“ in verlassenen Dampfflug-Ap-Horizonten) schaffen.
5. Verstärkung der Setzungs-VD und -VF durch Eislamellierung bei Bodenfrost unter eingeschränkter Ausdehnungsmöglichkeit mit nachfolgender Material-Einschlammung in die Horizontalfugen.

Die zur Vorbeuge und zur Behebung zu ergreifenden Maßnahmen verlangen aus derzeitiger Sicht die rasche Entwicklung krumentief lockernder Bearbeitungsgereäte.

Abb. 3: Ausbildung von Rübenkörpern, die sich nicht in die Tiefe ausbreiten können



Wasserhaushalt von Kiefern- und Buchen-Reinbeständen und von Kiefern- und Buchen-Mischbeständen im nordostdeutschen Tiefland

Jürgen Müller*

Zielstellung

Am Institut für Forstökologie und Walderfassung der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft werden im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Ökologie Waldumbau“ (FKZ 0339731/4) die ökologischen Voraussetzungen und Wirkungen des Waldumbaus von Kiefern-Reinbeständen in Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland untersucht. Im Mittelpunkt der Arbeiten stehen Untersuchungen zu Veränderungen des Wasserhaushaltes im Kiefern-Buchen-Mischbestand im Vergleich zum Kiefern- und Buchen-Reinbestand (MÜLLER 2001; MÜLLER et al. 2002).

Methode

Die Versuchsflächenanlage erfolgte in Form einer Chronosequenz von sich entwickelnden Kiefern-Buchen-Mischbeständen in drei Umbaustadien sowie altersmäßig vergleichbarer Reinbestände von Kiefer und Buche (Abb. 1).

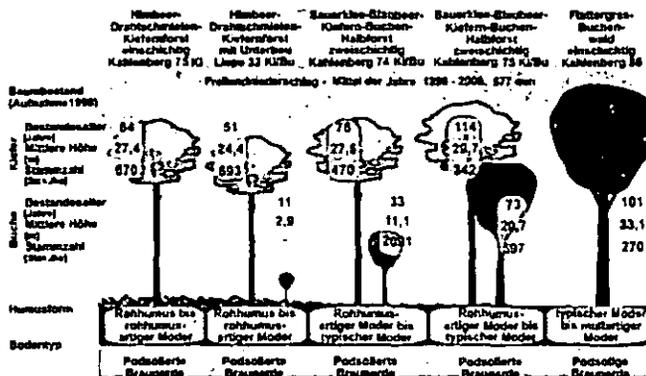


Abb. 1: Hydrologisch relevante bestandesstrukturelle und bodenkundliche Parameter der intensiv untersuchten Flächen

Der das obere Kronendach erreichende Niederschlag wird durch die einzelnen Vegetationschichten umverteilt und zum Teil verbraucht. Umverteilung und Verbrauch werden an den Kompartimentgrenzen gemessen. Die Festlegung der Punkte für die Messung des Bestandesniederschlages und die Erfassung des Boden-

*Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde, jmueller@bfh-inst7.fh-eberswalde.de

wasserflusses erfolgten unter strenger Beachtung des strukturellen Aufbaus der Mischbestände in den einzelnen Stadien.

Ergebnisse

Die strukturellen Besonderheiten der Wald- und Forstökosysteme, wie Raumerfüllung, Höhe und Oberfläche der verdunstenden Flächen, ausgeprägte vertikale Bestandesstruktur und Ausdehnung in der Landschaft beeinflussen maßgeblich die Höhe der Gesamtverdunstung und damit alle anderen Kennwerte des Wasserhaushaltes.

Unter vergleichbaren Witterungs- und Bodenbedingungen bestimmen in den Kiefern- und Buchen-Rein- und in den Mischbeständen die unterschiedlichen Kronendachstrukturen die Höhe und den zeitlichen Verlauf der Interzeptionsverdunstung und damit die Höhe der Tiefenversickerung. Höhe und zeitlicher Verlauf der Verdunstung von der Bodenoberfläche beeinflussen entscheidend die Menge des verfügbaren Bodenwassers mit Konsequenzen für den Wasserverbrauch der Baumvegetation.

Unter Buche ist die Sickerung deutlich höher als unter Kiefer. Der Kiefern-Buchen-Mischbestand ordnet sich zwischen dem Kiefern- und dem Buchen-Reinbestand ein, je nach Interzeptionsverdunstung und Länge der Sickerungsphase im Frühjahr (Abb. 2).

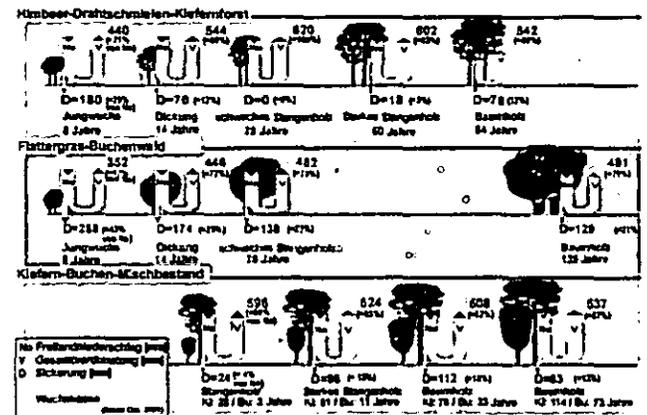


Abb. 2: Wasserhaushalt von Kiefern- und Buchen-Rein- sowie von Kiefern-Buchen-Mischbeständen in unterschiedlichen Wuchsstadien

Während außerhalb der Vegetationsperiode die Vegetationsstrukturen maßgeblich die Tiefensickerung beeinflussen, ist in der Wachstumsperiode die Kenntnis des Wasserverbrauches der einzelnen Vegetationsschichten für die Beurteilung möglicher Wasserstresswirkung von essentieller Bedeutung. Die Gesamtverdunstung gibt da nur einen groben Überblick über den Wasserhaushalt der Waldbestände. Bedeutsamer für die Aufklärung von Wechselwirkungen

zwischen den Kompartimenten ist die Aufteilung der Gesamtverdunstung in die einzelnen Verdunstungskomponenten Kronendachinterzeption, Evapotranspiration von Boden und Bodenpflanzendecke und Transpiration der Baumvegetation.

Die Abb. 3 gibt einen zusammenfassenden Überblick über Kennwerte des Wasserhaushaltes für den Kiefern- und den Buchen-Reinbestand und die untersuchten Kiefern-Buchen-Mischbestände in der Vegetationsperiode. In dem Himbeer-Drahtschmielen- Kiefernforst hat die Verdunstung der Bodenvegetation etwa die gleiche Größenordnung wie die der Baumvegetation. In den Sand- Buchenwäldern mit gering entwickelter Bodenvegetation wird der Hauptanteil des zur Verfügung stehenden Wassers durch die Baumvegetation verdunstet. In den Kiefern-Buchen-Mischbeständen zeigt sich, dass mit zunehmender Dominanz der Buche und damit einhergehender Reduzierung der Verdunstung von der Waldbodenoberfläche die Verdunstungsrelationen des Buchen- Reinbestandes erreicht werden.

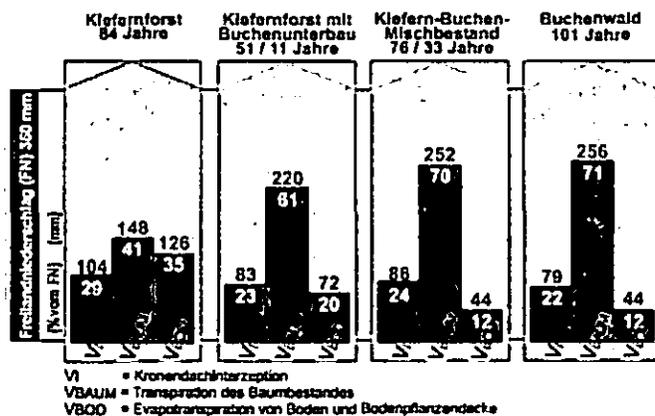


Abb. 3: Kennwerte des Wasserverbrauchs in Abhängigkeit von den Bestandesstrukturen im Kiefern- und im Buchen-Reinbestand sowie in Kiefern-Buchen-Mischbeständen im Sommerhalbjahr

In der Abb. 4 ist dargestellt, wie sich die Verdunstungsrelationen getrennt für Kiefer und Buche im Laufe der Jahre verändern.

Mit zunehmender Ausdunkelung geht der Anteil der Verdunstung der Bodenpflanzendecke zurück. Im jüngsten Stadium liegen die Relationen von Kiefer zu Buche zu Bodenpflanzendecke bei 47 % : 30 % : 23 %. Mit dem Aufwachsen der Buchen steigt ihr Verdunstungsanteil stetig an, der der Bodenpflanzendecke sinkt bzw. fällt schließlich weg, so dass im zweiten Stadium die Relationen bei 56 % (Kiefer) zu 44 % (Buche) liegen. Mit dem Einwachsen in den Kronenraum der Kiefern und zunehmendem Strahlungsgewinn in

Kombination mit der zunehmenden Bodenerschließung der Buchen im stammnahen Wurzelraum übersteigt die Transpiration der Buche im ältesten Mischbestandsstadium schließlich die der Kiefer. Die Verdunstungsverhältnisse von Kiefer zu Buche liegen nun bei 48 % : 52 %.

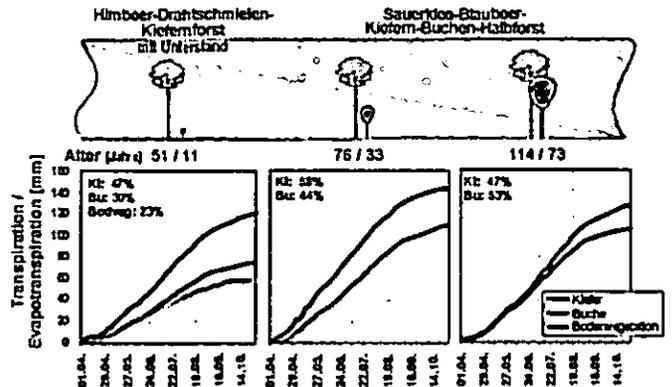


Abb. 4: Baumtranspiration von Buche und Kiefer und Evapotranspiration der Bodenvegetation im Kiefern-Buchen-Mischbestand

Der Unterbau führt langfristig zu erhöhter Tiefensickerung und Grundwasserneubildung und somit zur Verbesserung des Landschaftswasserhaushaltes. Zusätzlich hat die Forstwirtschaft über Eingriffe in das Bestandesdichteregime und die Baumartenwahl die Möglichkeit, die ökologischen Wirkungen und den Landschaftswasserhaushalt gezielt zu beeinflussen.

Literatur

MÜLLER, J. (2001): Ermittlung von Kennwerten des Wasserhaushaltes in Kiefern- und Buchenbeständen des nordostdeutschen Tieflands.

Beitr. für Forstwirtsch. u. Landschaftsökologie, Berlin 35 1, S. 14-18.

MÜLLER, J.; BECK, W.; HORNSCHUCH, F.; STEINER, A. (2002): Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland

Beitr. für Forstwirtsch. u. Landschaftsökologie, Berlin 36 3, S. 125-131.

Strategien zur Verminderung des Nitrat-Eintrags in das Grundwasser im Leibnitzer Feld (Steiermark).

Othmar Nestroy*

Jeder, der sich mit Fragen der Bodenwirtschaft auseinandersetzt, wird sich auch zwangsläufig mit dem komplexen Stickstoff-Kreislauf, speziell mit jenem des Nitrat-Kreislaufs und mit der Nitrat-Anreicherung im Grundwasser, auseinandersetzen müssen.

Dieser zweiteilige Bericht hat einerseits die sehr erfolgreichen Strategien zur Verminderung des Nitrats im Leibnitzer Feld (rund 20 bis 40 km südlich von Graz), andererseits die Diskussion über unerwartete Analysendaten im schotterigen Untergrund der betreffenden Böden zum Inhalt.

Durch ein abgestimmtes und konsequentes Vorgehen nach wissenschaftlich fundierten Richt- und Grenzwerten, einer persönlichen Beratung durch Personen der Landwirtschaftskammer und mit Hilfe der betreffenden Landwirte ist es in den Jahren 1988 bis 2003 gelungen, die Nitratgehalte in sechs Brunnen des Leibnitzer Feldes von ehemals rund 75 mg Nitrat pro Liter auf rund 35 mg zu senken.

Abbildung 1 präsentiert die Lage des Leibnitzer Feldes, Abbildung 2 zeigt die Kurve der fallenden Nitratwerte während des besprochenen Zeitraums.

Den geologischen Untergrund der Böden des Leibnitzer Feldes bilden mächtige Schotterpakete mit sandigen Zwischenlagen. Darauf haben sich aus sandigen Alluvionen großflächig und relativ einheitlich mittelgründige Carbonatfreie Braunerden entwickelt. Uneinheitlich ist hingegen die Bodendecke der in die Niederterrasse eingesenkten Austufen. Neben den dominierenden, meist Carbonatfreien Auböden mit einer hohen Infiltrationsrate treten, namentlich randlich, Augleye auf, die schließlich in Gleye übergehen. Das daraus resultierende sehr unterschiedliche Nitrat-Rückhaltevermögen stellt an eine standortgerechte Bewirtschaftung hohe Ansprüche.



Abb. 1: Lage des Leibnitzer Feldes

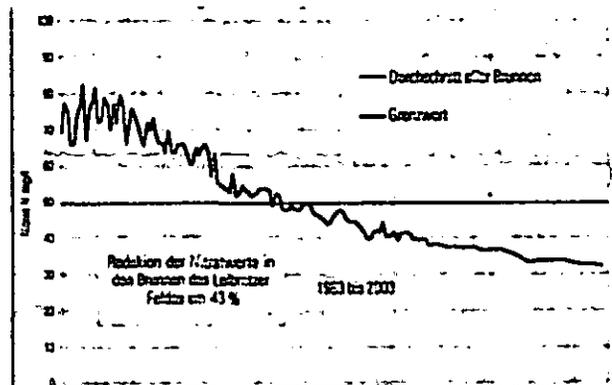


Abb. 2: Entwicklung des Nitratgehaltes im Leibnitzer Feld (Landwirtschaftliche Mitteilungen, 7, 1.4.2003).

Das Limit für eine Nitratdüngung lag bei 140 kg N/ha/Jahr, berechnet aus der Summe von Wirtschafts- wie Mineraldünger.

Obwohl diese Kurve eine eindeutige Sprache spricht, sollen doch zur Untermauerung auf Tabelle 1 die Daten über diese erfreuliche Tendenz von fallenden Nitratgehalten in Brunnen des Leibnitzer Feldes wiedergegeben werden.

* Institut für Technische Geologie und Angewandte Mineralogie, Technische Universität, Rechbauerstraße 12, A-8010 Graz

Tabelle 1: Abnahme der Nitratwerte in Brunnen des Leibnitzer Feldes in der Zeit vom Jänner 1988 bis Jänner 2000 (D. PATTER, 2001).

Brunnen	I. 1988	I. 2000	Abnahme	Abnahme
	mg/l NO ₃		%	
Kaindorf 1	67,00	41,40	-25,60	-38,21
Kaindorf 2	68,50	42,60	-25,90	-37,81
Kaindorf 3	69,40	40,20	-29,20	-42,07
Leitring	76,60	42,50	-34,10	-44,52
St. Georgen 1	111,60	55,00	-55,60	-50,72
St. Georgen 2	75,20	46,00	-29,20	-38,83
Mittelwerte	78,05	44,62	-33,43	-42,84

Man könnte nun, da man dieses Problem im Griff zu haben scheint, zufrieden und beruhigt zur Tagesordnung übergehen, doch eine Reihe von Messdaten, die vom Lysimeter in Wagna aus der ungesättigten Zone von den Jahren 1992 bis 1996 stammen, bescherten uns Einiges an Überraschungen. Unter der Körnermaisparzelle (Körnermaismonokultur mit winterlicher Schwarzbrache) wie auch unter der Fruchtfolgeparzelle (50% Körnermais und winterharte Gründecke) konnte während des oben erwähnten Zeitraums in den Tiefen 1,5 und 3,0 m eindeutig eine extreme Zunahme des Nitratgehaltes festgestellt werden (vgl. Abbildung 3), wobei LSM Lysimeter, R rechts, L links, 04, 07, 11, 15, 30 die Tiefenangaben in Dezimeter der Messungen bedeuten.

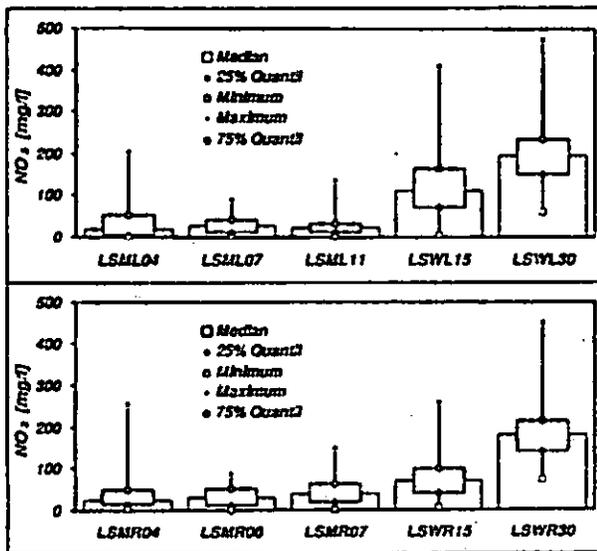


Abb.3: Tiefenverteilung der Nitratkonzentrationen (mg/l) im Sickerwasser auf der Fruchtfolgeparzelle (oben) und der Maismonokulturparzelle (unten) als Ergebnis der stationären Auswertung der Messdaten von

1992 bis 1996 (J. FANK, 1999), Erläuterungen im Text.

Diese Werte sind auch bei Wiederholungen der Analysen immer wieder festgestellt worden und konnten auch durch analoge Messergebnisse der Bromidverteilung verifiziert werden. Es war unerwartet, dass im unterlagernden ungesättigten Sanden und Kiesen solche Nitratanstiege erfolgten. Als Ursache wird derzeit angenommen, dass im ungesättigten Sand-Kies-Bereich Mineralisations- und Nitrifikationsprozesse der aus dem Oberboden ausgewaschenen Nitrat- wie auch Ammoniumionen wie auch anderer leicht löslicher organischer Stoffe stattfinden. Dies könnten chemoautotroph lebendes Nitrifikanten bewerkstelligen (J. FANK, 1999).

Zur Klärung dieses Sachverhalts wurden noch spezielle Untersuchungen angesetzt. Jedenfalls müssen wir zur Kenntnis nehmen, dass ein Bodenprofil nicht an der Unterseite des Solum oder in einem Meter Tiefe zu Ende ist, sondern umweltrelevante Stoffumsätze oft in einem beachtlichen Ausmaß auch jenseits dieser mehr oder minder willkürlich festgelegten Grenze vor sich gehen.

Literatur:

Anonym: Nitratwerte um 43% gesenkt. Landw. Mitteilungen, 1.4.2003, Graz.

Fank, J. (1999): Die Bedeutung der ungesättigten Zone für Grundwasserneubildung und Nitratbefruchtung des Grundwassers in quartären Lockersediment-Aquiferen am Beispiel des Leibnitzer Feldes (Steiermark, Österreich). Beiträge zur Hydrogeologie, 49/50, Graz.

Patter, D. (2001): Nitrat weiter stark gesenkt. Landw. Mitteilungen, 15.5.2001, Graz.

Energie- und Wasserhaushalt unter heutigen und zukünftigen klimatischen Bedingungen – Fallbeispiel Main-Einzugsgebiet

Heat and water balance structure under present and future climatic conditions – Example Main-Catchment area

OLEJNIK, J.¹, F. EULENSTEIN², A. KEDZIORRA¹,
L. RYSZKOWSKI¹, M. WILLMS², A. WERNER²

It is very possible that the next several decades will bring to mankind environmental problems on a global scale. In 1980 world industry was emitting 5 billion tons of C-CO₂ into the atmosphere. Such emission combined with others sources of CO₂ has caused continuously increasing concentration of CO₂ in the earth's atmosphere, creating climatic consequences which can already be noted.

Global Circulation Models (GCM) are used to study climatic changes. The resolution of these models permits conclusions to be drawn only on a large scale (e. g. continent). An increase of the GCM resolution, enabling modelling on a local scale, is not possible with current computer. The natural consequence of this situation is the creation of new, smaller and less computer-intensive models which can be used for the prediction of landscape-ecological consequences of climatic change on a local scale (e. g. catchment). In this paper

such a model (MBC) as well as the formulation of the model is presented.

On the basic of several years' results of measurements of heat balance components (R_n- net radiation, LE latent heat, S – sensible heat and G – soil heat fluxes) the MBC model for their estimation was created. The input data set of MBC model consists of: standard meteorological data, fenological data and data about land use structure of investigated area. In the MBC model calculations were run in all grids which cover the whole investigated catchment. The resolution of the grids can be determined by the program operator and depends only upon the available data input set.

The original procedure was shown which allows the interpolation of meteorological data as a function of the altitude of the grids covering the entire catchment. Also presented is the author's method for correction of standard measured precipitation (P₀) to actual precipitation (P). The correction procedure takes into consideration whether the precipitation occurred as rainfall or snowfall.

Further sections present applications of the MBC model for a selected catchment, for which the Main River catchment in the southern part of Germany was selected. Long term (30 years) meteorological data were analysed from eighteen meteorological measurement stations for the same period that the land use data in the Main catchment were analysed.

Using the MBC model, values of all heat and water balance components were obtained in every grid, which together covered the entire catchment area. Calculations were carried out for two time periods: months and year. As a result it was shown that in the average for the Main River catchment 83 % of net radiation is used for evapotranspiration, and 69 % of precipitation water evaporates.

¹) ADAU, Lehrstuhl für Agrarmeteorologie,
Universität für Bodenkultur, Poznan, Polen

²) ZALF, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts-
und Landnutzungsforschung, Müncheberg,
Deutschland

For verification of obtained results under present climatic conditions, independent runoff data were used. Under the verification procedure it was shown that by the application of the MBC model it is possible to estimate the evapotranspiration for the whole catchment with an average error of 3 % in relation to precipitation for the averaging period not shorter than 12 years.

After verification, the MBC model was run again, but this time the present climatic data were replaced by future climatic data (obtained from GCM), and in addition some scenarios for changes in land use were included. This analysis showed that under future climatic conditions and present land use structure, runoff of the Main River could increase by 71 mm (about 30 % of present value – scenario I). It was also shown that such a negative environmental result of climatic change can be significantly reduced by appropriate changes of land use structure (scenario II), (Fig. 1).

Literatur

- BLACK, T. A.; MC NAUGHTON, K. G. (1971): Psychrometric apparatus for Bowen ratio determination over forests. *BLM* 1: 246-254.
- EULENSTEIN, F.; WERNER, A.; OLEJNIK, J. (2000): Vergleich modellierter und gemessener Evapotranspiration für verschiedene Fruchtarten.
- KEDZIORA, A. (1995): Grundlagen der Agrometeorologie, PWRiL, Warszawa (in polnisch).
- MONTEITH, J. L. (1975): Vegetation and the atmosphere. Vol. 1, Principles, Academic Press, London.
- OLEJNIK, J. (1996): Catchment scale modelling of heat and water balance structure under present and future climatic conditions. *Roczn. AR Pozn. Rozpr. Nauk.* 268 (in polnisch).

- OLEJNIK J. (1988): The empirical method of estimating mean daily and mean ten-day values of latent and sensible-heat near ground. *J. Appl. Meteorol.* 12: 1358-1369.
- SPITTLEHOUSE, D. L.; BLACK, T. A. (1981): A comparison of revising psychrometric Bowen ratio measurement system. *Atmosphere-Ocean*, 19: 372-379.

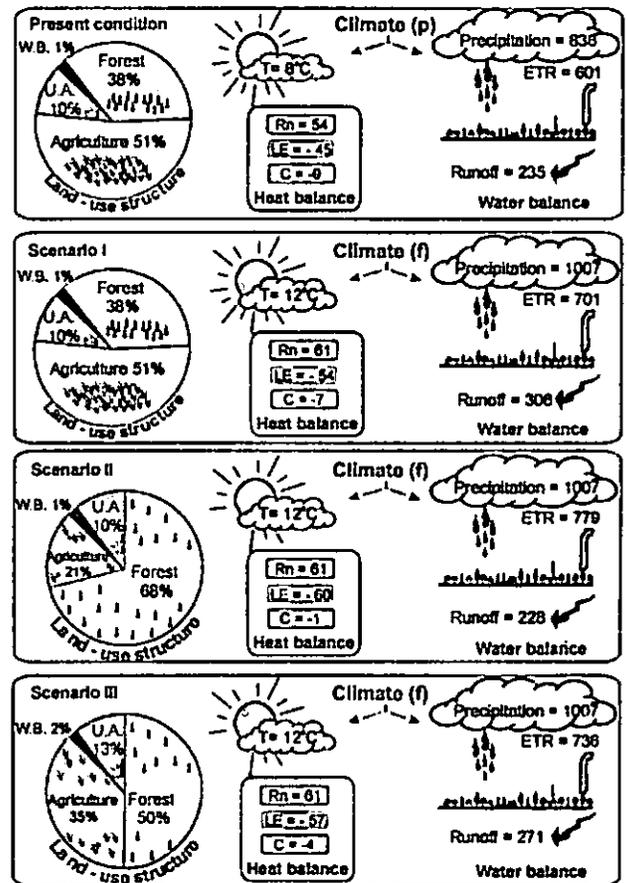


Fig. 1: Mean annual values of meteorological data, heat balance and water balance component in the Main River catchment in present climatic and land-use conditions as well as the future conditions (scenarios I, II, and III). UA=urban areas, W.B.= water bodies

Einsatz einer Kapillarsperre aus mineralischen Abfällen als Deponieoberflächenabdichtung

Ergebnisse aus Großrinnenversuchen zur Überprüfung der Materialeignung

Birte Pfeiffer, Stefan Gäch

Einleitung

Die im August 2002 in Kraft getretene Deponieverordnung (DeponieV) lässt neben der herkömmlichen Regelabdichtung nach TA Siedlungsabfall (TASi, 1993) alternative Deponie-

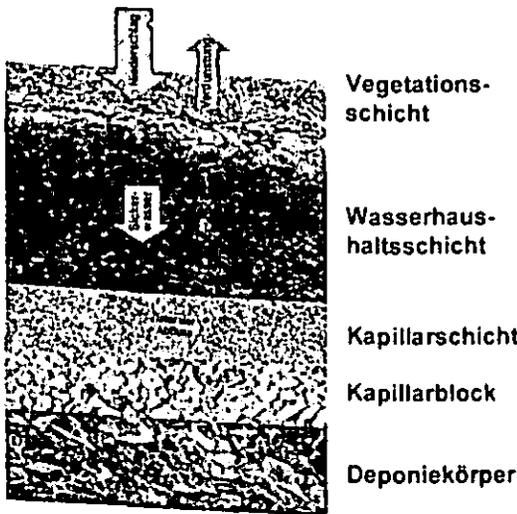


Abbildung 1: Schematischer Aufbau und Funktionsprinzip einer Kapillarsperre als Deponieoberflächenabdichtung

oberflächenabdichtungssysteme zu. Eine solche Alternative stellt z. B. eine Kapillarsperre dar, wie sie in Abbildung 1 schematisch dargestellt ist. Ziel dieser Untersuchung ist es, mit Hilfe von Großrinnenversuchen die Gleichwertigkeit mineralischer Abfälle zu bestätigen. Durch den Einsatz von Recyclingmaterialien können gegenüber natürlichen Materialien sowohl ökologische als auch ökonomische Vorteile erlangt werden.

Material und Methoden

Die Materialien, eine sandige Fraktion für die Kapillarschicht und Kiese für den Kapillarblock, müssen genaue bodenphysikalische und geochemische Anforderungen erfüllen, um nachhaltig die Funktion der Kapillarsperre sicherzustellen

und die Freisetzung umweltrelevanter Stoffe zu vermeiden.

Die Korngrößenverteilungen des im folgenden beschriebenen Versuchs sind der Abbildung 2 zu entnehmen. Ihnen kommt eine besondere Bedeutung zu, da die Funktion der Kapillarsperre auf dem deutlichen Sprung der Porengrößen zwischen Kapillarschicht und Kapillarblock beruht. Können die geforderten Kriterien garantiert werden, ist das Material Eignungsprüfungen im Rahmen von Großrinnenversuchen (Abbildung 3) zu unterziehen.

Die Kapillarschicht (KS) wird in 40 cm Mächtigkeit über den 20 cm starken Kapillarblock (KB) eingebaut. Die Neigung der Rinne kann von 5° bis 30° in 5°-Schritten variiert und damit entsprechend vorherrschenden Hangneigungen auf einer Deponie angepasst werden. Die Oberfläche wird mit Hilfe eines Beregnungsschlittens gleichmäßig und in zu steigernden Raten bis zur Auslastung der Leistungsfähigkeit der ausgewählten Materialkombination bewässert. Für eine höhere Effizienz des Wasserzuflusses wurde des weiteren eine Stirnwandbewässerung ergänzt. Über Kippzähler werden die Wassermengen sowohl aus Kapillarschicht und Kapillarblock registriert, um anschließend mit der Wasserzugabe bilanziert zu werden.

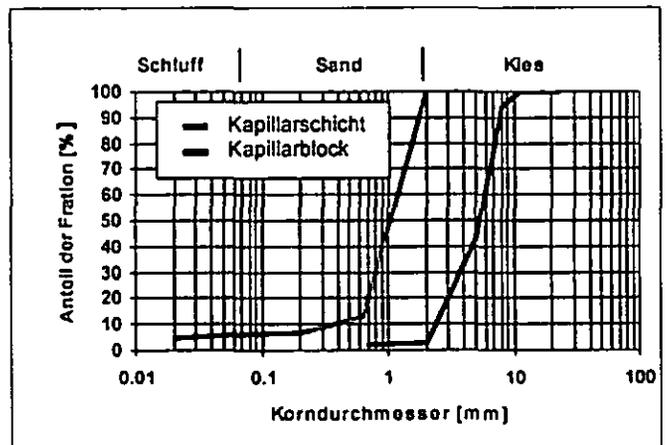


Abbildung 2: Korngrößenverteilungen der eingesetzten Materialkombination aus Bauschutt

Um Fließprozesse innerhalb der Kapillarsperre vor allem im Zusammenspiel der speziellen Materialkombinationen zu verdeutlichen, werden mittels Tensiometern das Matrixpotenzial und mittels TDR-Sonden die Wassergehalte in sechs Segmenten der Rinne in je vier Höhen kontinuierlich erhoben.

Dipl.-Ing. agr. Birte Pfeiffer, Prof. Dr. Stefan Gäch
ILR der Justus-Liebig-Universität Gießen
Professur für Abfallwirtschaft und Ressourcenmanagement,
Heinrich-Buff-Ring 26C, 35392 Gießen,
Birte.M.Pfeiffer@agr.uni-giessen.de

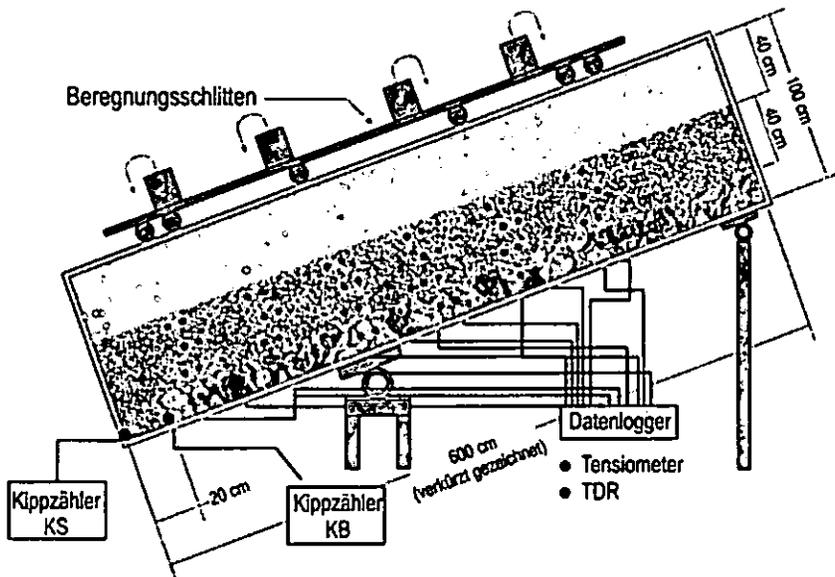


Abbildung 3: Versuchsaufbau der Großrinne für Eignungs- und Dränkapazitätsprüfung von Kapillarsperrenmaterial

Ergebnisse

Die Eignung bzw. Leistungsfähigkeit der Materialkombinationen werden mit der lateralen Dränkapazität ausgedrückt. Sie steht für die Wassermenge, die von der Kapillarschicht seitlich abgeleitet werden kann, ohne dass nennenswerte Kapillarblockabflüsse festzustellen sind.

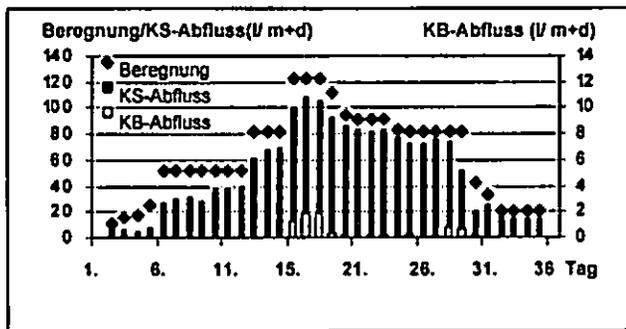


Abbildung 4: Abflussverhalten der Kapillarsperrenmaterialkombination KS 0-2 mm / KB 2-11 mm aus mineralischen Abfällen (Bauschutt)

In Abbildung 4 ist das Ergebnis des Abflussverhaltens der Materialkombination aus Grobsand (0-2 mm) und Kies (2-11 mm) dargestellt. Die Rauten stellen die Beregnungsrate dar, diese wurde stufenweise gesteigert, bis Kapillarblockabflüsse (helle Balken) zu beobachten waren. Die Zuflussrate wurde jeweils solange konstant gehalten, bis sich ein gleichmäßiger Kapillarschichtabfluss (dunkle Balken) einstellen konnte. Die Differenz zwischen Beregnung und Abfluss zeigt die Verdunstung auf.

Die Untersuchung ergab bei einer Beregnungsrate von über 120 l/(m²·d) – bezogen auf eine Fläche von 6 m² – und einer Neigung von 20° Blockabflussraten von 1,3 bis 1,7 % der Gesamtabflüsse. Daraus ergibt sich eine laterale Dränkapazität von etwa 100 l/(m²·d). Nach Senkung der Wasserzugabe ist nahezu ein vollständiger Rückgang der Abflüsse aus dem Kapillarblock zu beobachten.

Sowohl die Tensiometer als auch die TDR-Sonden in den Schichthöhen 25 cm und 35 cm – hier nicht dargestellt – geben die Veränderungen der Zuflussraten gut wieder. In der Zeit-

spanne der Durchbruchereignisse herrschen in der Kapillarschicht 5 cm über der Schichtgrenze zum Kapillarblock Wasserspannungen von nur 1,5 bis 6 hPa. Dem gegenüber stehen Wassergehalte von 15 bis 17 Vol.-%.

Fazit und Ausblick

Die bislang durchgeführten Großrinnenversuche zeigen die generelle Eignung von mineralischen Abfällen für den Einsatz als Kapillarsperre innerhalb eines Deponieabdichtungssystems. Für eine Optimierung der Leistungsfähigkeit werden weitere Untersuchungen sowohl mit unterschiedlichen Materialkombinationen als auch verschiedenen Hangneigungsstufen durchgeführt.

Literatur

DEPONIEVERORDNUNG (2002): Verordnung über Deponien und Langzeitlager.
 PFEIFFER, B., V. BLENCKE, S. GÄTH (2003): Einsatz einer Kapillarsperre aus mineralischen Abfällen als alternative Deponieoberflächenabdichtung – Anforderungen und erste Ergebnisse. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. Band 101, S.77-78.
 TA SIEDLUNGSABFALL (1993): Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen. Bundesanzeiger.

Flächenrepräsentative Hintergrundwerte für anorganische Spurenelemente in Unterböden im bundesweiten Maßstab

B. Raber¹, O. Düwel² und J. Utermann²

Einleitung

Für zahlreiche Fragestellungen des Bodenschutzes, insbesondere zur Festlegung der Vorsorgewerte nach Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV), sind detaillierte Kenntnisse über die natürlichen Elementgehalte in Böden erforderlich. Vor diesem Hintergrund hat die Länderarbeitsgemeinschaft Boden (LABO) beschlossen, erstmals bundesweite Hintergrundwerte für anorganische Spurenelemente in Unterböden zu ermitteln.

Bereits vorliegende Auswertungen zum Stoffbestand in Böden bzw. zur Ableitung von Hintergrundwerten zeigen, dass die Elementgehalte im wesentlichen durch das Ausgangsmaterial der Bodenbildung sowie durch pedogenetische Prozesse geprägt sind. Bei Festgesteinsböden kommt daher der Durchmischung verschiedener Gesteine in periglaziär umgelagerten Schichten eine wesentliche Rolle zu. Bisher besteht kein einheitliches Vorgehen zur Differenzierung der Hintergrundwerte und der Festlegung geeigneter Bezugsgrößen.

Daher war das Hauptziel dieser Arbeiten die Erarbeitung eines Konzeptes zur Ableitung bundesweiter Hintergrundwerte und die Darstellung repräsentativer Hintergrundwerte für anorganische Spurenelemente in Unterböden.

Datengrundlagen

Es wurden nur solchen Daten in die Auswertungen einbezogen, die gewisse Mindestinformationen bezüglich der Standort- und Probenkennzeichnung sowie der Analyseergebnisse erfüllten (UTERMANN ET AL., 2003). Die zur Verfügung stehenden Daten wurden einer umfassenden Harmonisierung der Daten unterzogen.

- Reduzierung von Proben aus Schwerpunktuntersuchungsgebieten

- Vereinheitlichung der Datenfeldinhalte (z.B. KA 3 → KA 4)
- Harmonisierung der Analyseergebnisse (z.B. Umrechnung Totalgehalt → Königswasser-Extrakt)
- Identifikation von Proben mit untypisch erhöhten Elementgehalten im Sinne eines diffus ubiquitären Hintergrundes.

Durch Zusammenführung von Daten der Bundesländer und aus länderübergreifenden Auswertungen konnten nach Abschluss der Datenharmonisierung 4982 Profildaten mit Gehalten für die Elemente Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb und Zn in die weiteren Auswertungen einbezogen werden.

Ergebnisse

Bei der Erarbeitung eines Konzeptes zur Differenzierung der Hintergrundwerte wurde, übereinstimmend mit vorliegenden Auswertungen, in erster Priorität nach dem Ausgangsgestein der Bodenbildung differenziert. Als Basis hierzu erwies sich die Karte der Bodenausgangsgesteine 1:1 Mio. (BAGK 1000) als geeignet. Bei einigen Gruppen der Festgesteine ergab sich die Erfordernis einer weiteren Untergliederung der BAG-Einheiten (Tab. 1). Bei den BAG-Einheiten der Lockergesteine war die Differenzierung entsprechend der BAGK 1000 ausreichend.

Tab. 1: Hintergrundwerte für Ni im Tiefenbereich Untergrund, dargestellt als 50. und 90. Perzentil, königswasserextrahierbare Gehalte (mg kg⁻¹).

Ni	n	P. 50 [mg kg ⁻¹]	P. 90
Kalk- und Mergelsteine	282	29	60
Terra fusca	32	57	171
Tongesteine	525	47	73
Tongesteine <i>lias</i>	24	85	181
Sandsteine	210	10	22
Basische Magm./Metam.	44	182	358
Intermediäre Magm./Metam.	17	32	59
Granite/Rhyolithe	59	12	28
Gneise	61	33	58
Glimmerschiefer	61	23	68

Vorauswertungen zur Tiefendifferenzierung in Böden aus Festgesteinen auf Basis periglaziärer Lagen zeigten signifikante Unterschiede der Gehalte der Mittellagen einerseits zu den Haupt- sowie Basislagen andererseits. Dabei konnte der Lössgehalt als relevanter Faktor für den Umfang der Elementgehalte identifiziert werden. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde ein einfaches Konzept zur Differenzierung der Elementgehalte im Unterboden in Klassen unterschiedlichen

¹ Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg, Bertoldstr. 17, 79098 Freiburg e-mail: bernd.raber@bodenkunde.uni-freiburg.de

² Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

Lössgehaltes erarbeitet. Dabei zeigte sich eine Differenzierung in 2 Gruppen als hinreichend:

- lössarmer Unterboden (Lössanteil $\leq 25\%$)
- lössreicher Unterboden (Lössanteil $> 25\%$).

Dieses Vorgehen scheint auch im Hinblick auf die Anforderungen der BBodSchV geeignet. Profildaten umfassen in der Regel keine Angaben zum Lössgehalt. Deshalb wurde ein Vorgehen zur Ableitung des Lössgehaltes auf Basis vorhandener Profilinformatoren erarbeitet. Basierend auf Angaben der Feinbodenart, des Grobbodenanteils sowie des Horizonttyps wurde in einer hierarchisch gestuften Bewertung die Übereinstimmung der Bodenart eines zu prüfenden Bodenhorizontes mit dem durch Gesteinszersatz beeinflussten Bodenartenspektrum des Lösslehms bewertet. Das Vorgehen ist in Zuweisungstabellen für die entsprechenden Gruppe der Bodenausgangsgesteine dargestellt (UTERMANN ET AL., 2003). Aufgrund einer Prüfung mit im Gelände erhobenen Originaldaten zum Lössgehalt kann bei der Zuweisung des Lössgehaltes von einem Fehler bis zu maximal 10% ausgegangen werden.

Weiterhin zeigen die Ergebnisse generell die Erfordernis einer Differenzierung der Elementgehalte zwischen den Tiefenbereichen Unterboden und Untergrund. Hierzu wurde ein fachgerechtes Vorgehen zur Festlegung eines eindeutigen Tiefenbezuges der als Unterboden und Untergrund erfassten Bereiche erarbeitet.

Für Böden aus Lockergesteinen sind periglaziäre Umlagerungsprozesse von untergeordneter Bedeutung. Aufgrund der insgesamt niedrigen Elementgehalte in Lockergesteinen wirken sich die in diesen Böden häufig auftretenden pedogenetisch bedingten Stoffumlagerungen (Tonverlagerung, Podsolierung) deutlich aus. Neben der generellen Differenzierung zwischen den Bereichen Unterboden und Untergrund konnten deshalb die Tiefenbereiche mit Stoffverarmung (Ae, A(e)l, Sw) als Zonen mit Elementminima und entsprechend die Tiefenbereiche mit Stoffanreicherung (Bh,s, Bt, Sd) als Zonen der Elementmaxima markiert werden.

In einem weiteren Auswertungsschritt wurde Repräsentanz der Daten im Hinblick auf die abzuleitenden Zielgrößen erfasst (UTERMANN ET AL., 2003). Dabei wurden 74% aller in die Auswertung einbezogenen Daten inhaltlich hinreichend repräsentativ bewertet und zur Ableitung der Hintergrundwerte herangezogen. In einer Regionalisierung wurden räumliche Unterschiede der Elementgehalte berücksichtigt.

Wesentliche Teile dieser Arbeiten sind in die Fortschreibung des Hintergrundwerte-Berichtes der LABO (2003) aufgenommen.

Fazit

Mit diesen Arbeiten konnten erstmals bundesweite, pedoregional repräsentative Hintergrundwerte für anorganische Spurenelemente in Unterböden und Untergrund abgeleitet werden. Hierbei wurde ein Konzept erarbeitet, welches die relevanten Einflussgrößen für den Stoffbestand in Unterböden erfasst. Zur Vereinheitlichung des Vorgehens zur Ableitung von Hintergrundwerten für Unterböden schlagen wir deshalb das in Abb. 1 dargestellte Vorgehen vor.

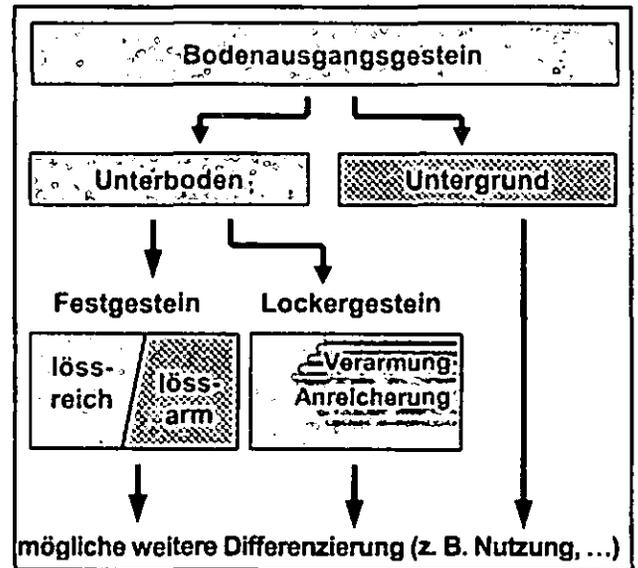


Abb. 1: Generelles Konzept zur Ableitung von Hintergrundwerten für Unterböden.

Dank

Wir danken dem Umweltbundesamt für die Finanzierung (Forschungsvorhaben 201 71 242) sowie den Staatlichen Geologischen Diensten und/oder Landesumweltämtern für die Bereitstellung der Daten.

Literatur

LABO (2003): Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz: Hintergrundwerte für organische und anorganische Stoffe in Böden. 3. Auflage. In: ROSENKRANZ D., EINSELE G., HARREB H.-M. & BACHMANN G. [Hrsg.] Bodenschutz: ergänzbares Handbuch, Kennziffer 9006, (in Vorbereitung).

UTERMANN J., RABER B., DÜWEL O., MÖLLER A. & SIEBNER C. (2003): Überprüfung und Fortschreibung der Vorsorgewerte für Böden nach BBodSchV. Teilvorhaben I: Ableitung flächenrepräsentativer Hintergrundwerte für anorganische Stoffe in Unterböden und Untergrund. Forschungsbericht 20171242, 126 pp., (eingereicht).

Möglichkeiten und Grenzen der Verwendung mineralischer und organischer Massenreststoffe zur Herstellung kulturfähiger Substrate im Rahmen der Oberflächenabdeckung von Deponiestandorten im Land Brandenburg

F. Riesbeck, M.-H. Chung

1. Einleitung und Aufgabenstellung

Ressourcenschutz und ökonomische Verhältnismäßigkeit bei möglichst geringen Umweltbelastungen sind die Grundgedanken bei der Substitution von Mutterboden durch die Herstellung von kulturfähigen Substrat aus mineralischen und organischen Massenreststoffen im Rahmen von Deponieabdeckungssystemen. Alleine für die Abdeckung der Großdeponien der MEAB im Land Brandenburg werden in den nächsten zwanzig Jahren ca. 1 Millionen m³ Oberboden benötigt.

Gefäßversuche, die zur Thematik im Rahmen der Promotion von Frau Chung in den Jahren 1998-2002 durchgeführt wurden, dienten der Beantwortung zu Fragen der Grenzen und Möglichkeiten der Herstellung kulturfähiger Substrate aus Massenreststoffen. Untersuchungen wurden durchgeführt zu Fragen der Begrünung, der Durchwurzelung, des Auswaschungsverhaltens und der Bodenbildung.

Dabei sollten u.a. folgende Fragestellungen geklärt werden:

- Ist es möglich, aus den hauptsächlich in Berlin und Brandenburg anfallenden Abfallstoffen, Bauschutt und Klärschlamm, unter eventueller Zuführung weiterer kohlenstoffhaltiger Abfälle (Holz, Papierschlamm) ohne weitere Vorbehandlung (z.B. kompostierung) durch das Zusammenmischen ein kulturfähiges Substrat (Oberboden) herzustellen?
- Ist dieses Substrat pflanzenverträglich, welche ober- und unterirdische Biomasse wird gebildet?
- Welche physikalischen und chemischen Eigenschaften hat das Substrat?
- Wie verhalten sich die Schad- und Nährstoffe bei Durchsickerung mit und ohne Pflanzenbewuchs, wie ändern sich dabei die physikalischen und chemischen Parameter mit der Zeit

2. Material und Methoden

Zur Herstellung verschiedener Mischungsverhältnisse wurden folgende Massenreststoffe verwendet:

- Bauschutt/Bodengemisch (nach LAGA < Z1.2)
- Klärschlamm (nach Klärschlammverordnung zugelassen)
- Papierschlamm (Orientierung an KVO und BioabfallV.)
- Unbehandelte Holzabfälle (Sägespäne + Sägemehl),

die hinsichtlich ihrer physikalischen und chemischen Eigenschaften einschließlich der Nährstoff- und Schadstoffgehalte umfangreich untersucht wurden.

In Abstimmung mit dem Auftraggeber wurden an folgenden 10 Mischungsvarianten (Tab.1) und im Vergleich zu einem Ackerboden (KA - Su2) im Rahmen eines mehrfaktoriellen Gefäßversuches in jeweils 10 Wiederholungen umfangreiche Analysen durchgeführt.

Perkolationsversuche mit Wasser zur Ermittlung der Auswaschungsraten bei fehlender Begrünung wurden in den ersten beiden Jahren an 5 Wiederholungen durchgeführt. An den anderen Gefäßen wurde zuerst Gelbsenf gesät (Prüfung der Keimfähigkeit, Wuchsverhalten und Ertrag) sowie nach der Ernte horstbildender Rotschwengel (Ermittlung Bedeckungsgrad, Ertrag, Auswaschungsverhalten bei Begrünung), der drei Jahre jährlich zweimal geerntet wurde.

Zur Ermittlung der Wurzelbildung sowie der physikalischen und chemischen Eigenschaften wurde nach einem halben Jahr Versuchsdauer (nach 1. Ernte Rotschwengel) ein Gefäß der 5 Wiederholungen herausgenommen und auf die verschiedenen Parameter untersucht. Nach Ende der dreijährigen Versuche wurden die restlichen 4 Gefäße ebenfalls analysiert. Interessante Ergebnisse brachten auch die Begrünungsversuche nach 2 Jahren Perkolatation der bis dahin unbegrünten Wiederholungen. Diese und weitere Untersuchungsergebnisse sind bei CHUNG (2003) umfassend dargestellt.

Tab.1: Zusammensetzung und Mengenverhältnisse der Varianten in Vol.-% TS (Variante 0 - Ackerboden)

Variante	Bauschutt	Klärschl.	Papiera.	Holz
1	70	30	-	-
2	70	-	30	-
3	70	-	-	30
4	70	20	-	10
5	70	20	10	-
6	85	15	-	-
7	85	-	15	-
8	85	-	-	15
9	85	10	-	5
10	85	10	5	-

3. Rechtliche Rahmenbedingungen - Ein kurzes Fazit

In der vorliegenden Arbeit (CHUNG, 2003) werden umfassend die rechtlichen Rahmenbedingungen (KrW-AbfG, TASI, AbfKlärV, BbodschG, BBodSchV, BioAbfV, DüngemG und V.; BImSchG, DeponieV., LAGA-Richtlinie etc.) betrachtet. Dabei machte die Bestandsaufnahme der rechtlichen Rahmenbedingungen deutlich, dass in allen Rechtsbereichen, die durch die Wiederverwendung oder die Verwertung von Abfällen betroffen sind bzw. berührt werden, die Forderung aufgestellt wird, dass dadurch (sinngemäß) „keine unvermeidbaren Umweltbeeinträchtigungen entstehen dürfen.“ Für die Verwendung mineralischer und organischer Reststoffe bei der Rekultivierung von Deponien gelten unmittelbar keine rechtsverbindlichen Rahmenbedingungen, so dass hier durchaus von einer Regelungslücke gesprochen werden kann. Dementsprechend obliegt es jeweils den zuständigen Behörden, ob sie die Verwertung zulassen. Eine Deponie ist und bleibt ein unter Umständen hochgradig belasteter Sonderstandort, der nur in einem bestimmten Rahmen gegen die Umwelt abgedichtet werden kann. Bei der Verwendung von Reststoffen bei Deponieabdeckungssystemen geht es primär darum, der Funktionalität des Abdeckungssystems (Begrünung, Erosionsschutz, Wasserspeicherung) zu entsprechen und gleichzeitig keine Gefährdung für eventuell betroffene Schutzgüter hervorzurufen.

Ein zukünftig wichtiges Hilfsmittel zur Entscheidungsfindung ist der neue Leitfadens zur Deponiestillegung (ATV/DVWK/VKS, 2003).

4. Anforderungen an Oberbodensubstrate für Deponieabdeckungssysteme

Kriterien für die Bewertung der hergestellten Mischungsvarianten lassen sich nur aus den Anforderungen an die Oberbodensubstrate und damit aus der Funktionalität der Deponieabdeckung ableiten:

- Abdichtung gegenüber Niederschlagswasser
- Abführung von Deponiegas und -sickerwasser
- Pflanzenstandort
 - Kurz nach Aufbringen, Bildung einer geschlossenen wasserrückhaltenden Vegetationsdecke
 - Verfügbarkeit von Nährstoffen
 - Speicherung ausreichender Wassermengen
 - Durchwurzelbarkeit
 - Hoher Ungleichförmigkeitsgrad, geringe Erodierbarkeit
 - Keine Schadverdichtungen, gute Durchlüftung

5. Ausgewählte Untersuchungsergebnisse

Das Datenmaterial ist so umfangreich (CHUNG, 2003), das hier nur exemplarisch einige Ergebnisse vorgestellt werden können.

5.1. Pflanzversuch mit Gelbsenf und Rotschwingel

Senf hat eine sehr weite Amplitude gegenüber Wachstumseinflüssen, dementsprechend hat sich Senf in den verschiedensten Versuchen als Testpflanze bewährt.

Betrachtet man Wuchshöhe, Frisch- und Trockenmasse so ergeben sich für die Bewertung vier Gruppen:

Die besten Ertragsergebnisse brachten in der Gruppe 1 (Varianten 9, 6, 1), eine zweite Gruppe mit guten Ergebnissen bilden Varianten 5, 10 und 4, mit großem Abstand und mit geringen Erträgen folgt Gruppe 3 (Varianten 0 und 8). Indiskutabel für eine Begrünung ist die Gruppe 4 mit den Varianten 3, 7 und 2. Dementsprechend scheiden diese Varianten für Deponieabdeckungssysteme, wo es um eine schnelle erosionsminimierende Bedeckung geht aus.

Nach der Ernte des Senf wurde die Grasart Rotschwingel in die Gefäße pikiert. Die Ergebnisse der 4 Ernten sind nachfolgend dargestellt. Betrachtet man die erste Ernte insgesamt, inklusive Ertrag und Bedeckungsgrad, so schneiden die Varianten folgendermaßen ab:

	1. Ernte	2. Ernte	3. Ernte	4. Ernte
gut	5, 1, 10	5, 1	5, 1	5, 1
mittel	6, 4, 9	10, 6, 4	6, 7, 4, 10, 2, 9	4, 7, 10, 6, 2, 9
schlecht	0	9	keine	keine
a. schlecht	8, 7, 3, 2	0, 3, 8, 2	0, 8, 3	0, 8, 3

5.2 Pflanzenwurzeluntersuchungen

Entscheidend für die Gefügestabilität, Evapotranspirationsrate und Pflanzenversorgung ist die Entwicklung eines ausreichend vorhandenen Wurzelsystems, diese Untersuchungen erfolgten an jeweils einem Gefäß. Die Ergebnisse sind auch aus der folgenden Fotodokumentation ersichtlich.

Bewertet man diese Ergebnisse im Komplex zwischen Wurzellänge und Wurzelmasse, so ergibt sich folgendes Bewertungsschema:

sehr gute Durchwurzelung	Varianten 4, 6,
gute Durchwurzelung	Varianten 9, 5
mittlere Durchwurzelung	Varianten 0, 10
geringe Durchwurzelung	Variante 1
sehr geringe Durchwurzelung	Variante 8, 7, 3, 2

5.3 Physikalische Eigenschaften

Im Vergleich zum Ausgangsmaterial Bauschutt wird bei einer Betrachtung der Korngrößenzusammensetzung die Erhöhung insbesondere des Fein- und Mittelsandanteils durch die Zumischung der Schlämme und des Holzes und selbstverständlich die Erhöhung des Kohlenstoffanteils deutlich.

Vergleicht man die Feldkapazität des Bauschutts von 14,06 Vol-% mit denen der Mischungsvarianten, so ist in allen Varianten eine Erhöhung zu verzeichnen.

Am deutlichsten ist diese in den Varianten 2 (28,64 Vol-%), 1 (26,43 Vol-%), 4 (22,61 Vol-%) und 5 (21,12 Vol-%) zu erkennen. Alle anderen Varianten, auch die Vergleichsvariante weisen Feldkapazitäten von 16-19 Vol-% auf.

Zwar wurde in allen Varianten die Wasserhaltefähigkeit durch die Zufuhr der organischen Substanz verbessert, betrachtet man aber die nutzbare Feldkapazität und das Grobporenvolumen so sind die Substrate sehr gut wasserdurchlässig und weisen, zwar variantenabhängig differenziert, aber trotzdem ein sehr geringes Nachlieferungsvermögen für pflanzenverfügbares Wasser (nFK 7-15 Vol.-%) auf. Bei den klimatischen Bedingungen in Brandenburg bedeutet dies, das bei Verwendung dieser Substrate, zeitweise Trockenstress, bzw. bei Starkniederschlagsereignissen und im Winter eine hohe Sickerungsrate auftreten wird. Hinsichtlich der Wasserhaltung und -nachlieferung sollten Substrate hergestellt werden, die eine nFK von 20-30 Vol.-% aufweisen, das ist nur möglich wenn ton- und schluffhaltige Materialien als Ausgangsmaterial mitverwendet werden.

5.4 Korrelation der einzelnen Ergebnisse und

Schlussfolgerungen

Zu den physikalischen Eigenschaften der Mischsubstrate wurde bereits im vorangegangenen Abschnitt Stellung bezogen, für die Wasserspeicherung und Wassernachlieferung ist eine Erhöhung des Schluff- und Tonanteils notwendig, dieser soll im Mischsubstrat mindestens 20% betragen. Entsprechende Ausgangsmaterialien, wie Tonschlämme, Erdaushub aus Mergel oder Lehm sollten als Mischungspartner mitverwendet werden.

Im Weiteren erfolgte eine korrelative Bewertung der verwendeten Mischungsverhältnisse im Vergleich zum Ackerboden.

Zur Feststellung der besten Mischungsvariante für eine Deponiebegrünung wurde folgendes Bewertungsschema entworfen, das selbstverständlich hinsichtlich der verwendeten Parameter und der Wichtungsfaktoren zur Diskussion gestellt wird.

Parameter	Wichtungsfaktor
Ertragshöhe (TM) Testpflanze	0,1
Ertragshöhe (TM) Rotschwingel	0,1
Bedeckungsgrad (%)	0,2
Rotschwingel	
Wurzelbildung (Länge x Masse)	0,2
Nährst.auswaschung m. Bewuchs	0,15
Nährst.auswaschung o. Bewuchs	0,05
physikalische Eigenschaften	0,1
Wasserhaltevermögen	0,1

Die Ergebnisse wurden in einem Punktsystem bewertet, wobei bei Auftreten des Faktors 0 ein Ausschluss bei der Variantenbetrachtung gegeben war, da nur die komplexe Wirkung der verschiedenen Parameter zum Erfolg bei der Deponiebegrünung führt.

- Var. 1: geringe Wurzelbildung, hohe Auswaschung,
- Var. 2 u. 7: Keimhemmung, Aufwuchsrate gering,
- Var. 3 u. 8: Pflanzenwuchs, Wurzelbildung gering
- Var. 10: Auswaschungsrate zu hoch
- Var. 0: Aufwuchsrate und Bedeckung zu gering (6 Varianten besser als der Ackerboden)
- Var. 5: gut aber unklare biozide Wirkung bei Keimung

Die Varianten 4, 6 und 9 genügen den Anforderungen an Oberbodensubstrate, die Variante 4 ist zu präferieren.

Es ist möglich aus mineralischen und organischen Massenreststoffen Oberbodensubstrate für Deponieabdeckungen herzustellen, die den Anforderungen der Deponieverordnung erfüllen.

Literatur:

Chung, M.-H. (2003): Auswahl und Verwendung von Abfallstoffen zur Erzeugung kulturfähiger Substrate für die Rekultivierung von Deponien, Humb.-Univ. Berl., Diss A

Inhomogenitäten im Aufbau eines Kiefern/Buchenmischbestandes als Ursache räumlich differenzierter Stoffeinträge durch Deposition

H. Ringe*, B. Ahrends**, G. Groß*** und J. Böttcher**

1 Einleitung

Die waldbauliche Zielsetzung hat sich in den meisten Bundesländern in den letzten Jahren wesentlich geändert. Vorzugsweise aus Gründen der ökologischen Verträglichkeit wird die Überführung reiner Nadelholzforste in Laub-Nadel-Mischwälder gefördert.

Neben zahlreichen weiteren Effekten erhofft man sich einen Rückgang der Stoffeinträge mit dem Bestandesniederschlag und damit eine Verbesserung der Grundwasserneubildungsqualität.

Im Rahmen dieser Untersuchungen wird der Frage nachgegangen, ob die Erhöhung des Laubholzanteils tatsächlich zu einer Verringerung der Stoffeinträge führt.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsbestände

Die Untersuchungen werden im Wassergewinnungsgebiet Fuhrberger Feld, ca. 30 km nordöstlich von Hannover, durchgeführt.

Der Kiefern/Buchenmischbestand ist durch seine zwei Stockwerke gekennzeichnet. Das obere Stockwerk wird von 133 Jahre alten Kiefern gebildet (BHD 29 cm, Oberhöhe 19,4 m). Unter dem Schirm des vor ca. 70 Jahren aufgelichteten Kiefernbestands sind anschließend Buchen gesät worden. Dieses Stockwerk aus Buchen (BHD 12 cm, Oberhöhe 15,4 m) bildet heute im belaubten Zustand einen nahezu geschlossenen Kronenraum, aus dem die unregelmäßig im Bestand verteilten Kiefern herausragen (vgl. Abb. 1).

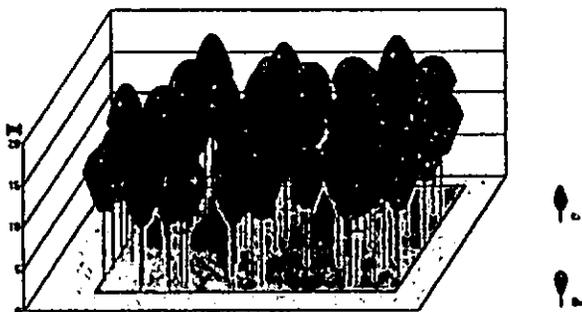


Abb. 1: Bestandesstruktur des Kiefern/Buchenmischbestandes

Der als Referenzbestand dienende Kiefernbestand befindet sich 750 m östlich des Mischbestandes. Die Kiefern sind jünger (83 Jahre) als die Kiefern im Mischbestand (BHD 26 cm, Oberhöhe 22,6 m).

2.2 Probenahme, Analytik und Messzeiträume

Zur Messung der Niederschlagsmengen und der Makroelementdeposition sind in jedem Bestand 15 Sammler (1L-Polyethylenflaschen mit Trichter- und Sieb) in 3 Reihen zu je 5 Sammlern installiert. Der Sammlerabstand beträgt sowohl zwischen den Sammlern als auch zwischen den Reihen 10 m.

Von Dezember 1997 bis Januar 2001 wurden die Sammler im wöchentlichen Turnus einzeln beprobt. Die Proben wurden nach den Sammlerpositionen getrennt zu Monatsmischproben zusammengeführt. Ab Februar 2001 erfolgte die Probenahme in Form von Mischproben je Bestand (14 tägig). An den Proben werden folgende Messgrößen bestimmt: pH, EC, Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ und NH₄⁺. Weitere Informationen sind bei RINGE et. al. (2003) zu finden.

3 Ergebnisse

Die berechnete Gesamtdeposition zeigt bei allen Elementen höhere Einträge in den Mischbestand (Abb. 2). Die Depositionsraten des Mischbestandes sind im Mittel um etwa 15% gegenüber dem Kiefernbestand erhöht. Messungen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (NFV) in einem etwa 4,5 km entfernten Kiefernbestand bestätigen die für den Kiefernreinbestand gemessenen Depositionsmengen (Tab. 1).

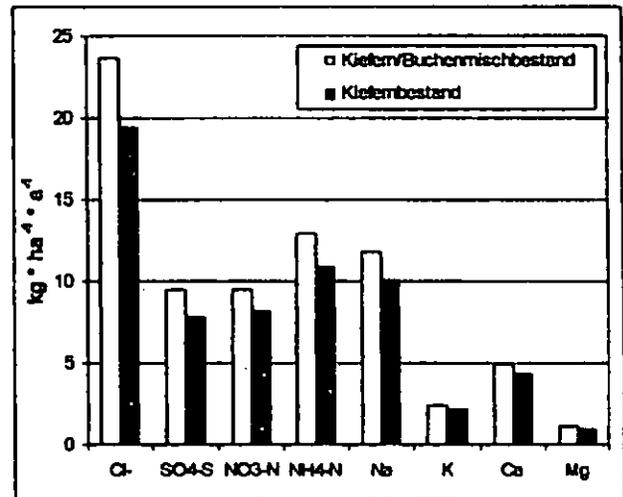


Abb. 2: Mittlere jährliche Gesamtdeposition nach ULRICH 1991. (Zeitraum 1998-2002).

Tab. 1: Mittlere jährliche Gesamtdeposition der Kiefernbestände „Sprillgehege“ und „Hirschgrund“ (NFV Göttingen) (berechnet nach ULRICH 1991).

Standort	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻ -S	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N
Sprillgehege* 1998-2002	19,4	7,8	8,2	10,9
Hirschgrund** 1998-2002	18,9	6,9	8,3	11,3

Angaben in kg * ha⁻¹ * Jahr⁻¹ * eigene Messungen ** Messungen der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (NFV).

*Lehrst. f. Hydrologie u. Wasserwirtschaft, BTU Cottbus

**Inst. f. Bodenkunde, Universität Hannover

*** Inst. f. Meteorologie u. Klimatologie, Uni. Hannover
ahrends@ifbk.uni-hannover.de

Die Hauptursache für die Erhöhung der Deposition im Mischbestand ist in der besonderen Bestandesstruktur des Mischbestandes (vgl. Abb. 1) zu suchen. Durch die deutlich über das Kronendach der Buchen herausragenden Kiefern, führt die „rauere“ Kronenstruktur des Mischbestandes zu einer höheren Interzeptionsdeposition und damit zu einem erhöhten Stoffeintrag gegenüber dem Reinbestand. Die räumliche Verteilung der Stoffeinträge im Mischbestand zeigt, dass diese in der Nähe der Kiefern besonders hoch sind, und zwar deutlich höher als unter den Kiefern des benachbarten Reinbestandes.

Dieser Erklärungsansatz wird durch numerische Simulationsrechnungen zum Einfluss von Waldbestandsinhomogenitäten auf die Deposition gestützt. Mit dem Simulationsmodell TreeMo-3D (PAHL 2000) berechnete Wirkungen von Höhendifferenzen innerhalb eines Bestandes auf die Depositionsgeschwindigkeit sind in der Abbildung 3 dargestellt. Es zeigt sich, dass die strömungszugewandten Kanten die Depositionsverhältnisse in stärkerem Maße beeinflussen. Direkt an den strömungszugewandten Inhomogenitäten liegt v_d um den Faktor 2,5 höher als im Bestandesinneren.

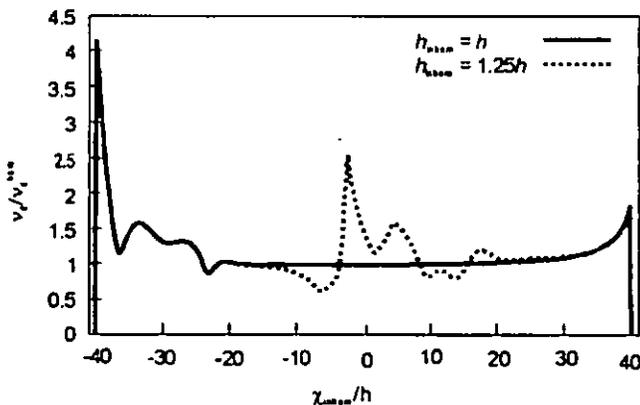


Abb. 3: Profile der vertikal über den jeweiligen Bestand gemittelten Depositionsgeschwindigkeit v_d entlang der x-Achse.

Längenangaben sind mit der Bestandshöhe h normiert. v_d^{hom} : vertikales Mittel der Depositionsgeschwindigkeit im Bestandesinneren (PAHL 2000).

Die Abb. 4 zeigt die Ergebnisse vergleichbarer Berechnungen im Untersuchungsbestand für die Elemente Nitrat und Sulfat. Alle anderen Makroelemente zeigen entsprechende Kurven. Die Berechnungen erfolgten unter der Annahme vorwiegend westlicher Winde. Die Längenangaben auf der x-Achse beschreiben den Abstand des jeweiligen Sammlers zu nächsten Inhomogenität in östlicher oder westlicher Richtung. Auf der y-Achse ist die Gesamtdeposition jedes einzelnen Sammlers mit der durchschnittlichen Gesamtdeposition des Kiefernbestandes normiert worden.

Die in der Abbildung 4 dargestellten Ergebnisse zeigen einen vergleichbaren Verlauf zu den simulierten Ergebnissen der Abbildung 3.

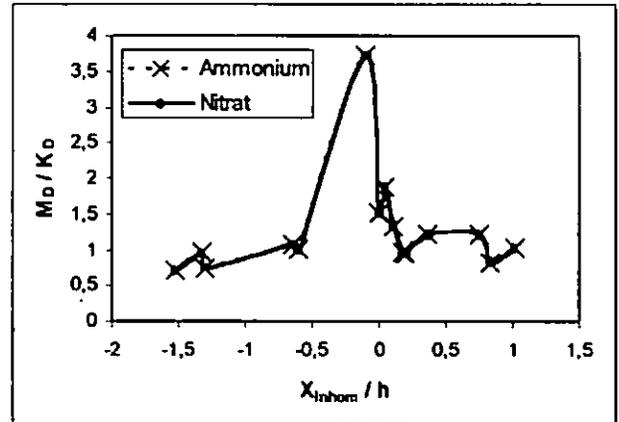
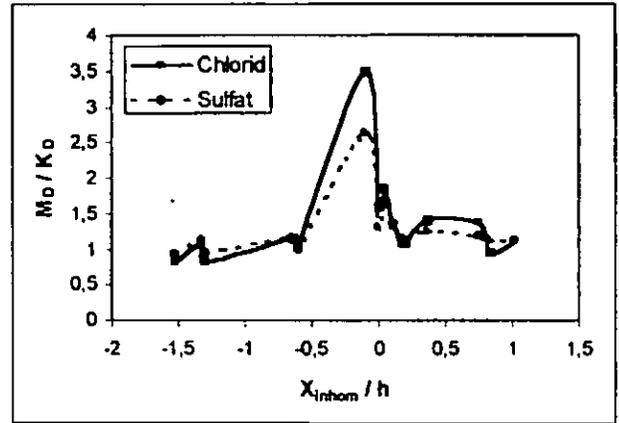


Abb. 4: Sammlerspezifische Depositionsfaktoren in Abhängigkeit von der Entfernung zur nächsten Inhomogenität.

Entfernungen der x-Achse sind mit der Bestandshöhe normiert. Auf der y-Achse ist die Gesamtdeposition jedes einzelnen Sammlers mit der durchschnittlichen Gesamtdeposition des Kiefernbestandes normiert worden.

MD: Gesamtdeposition der einzelnen Sammler im Mischbestand (Zeitraum 1998-2000)

KD: Bestandsmittel der Gesamtdeposition des Kiefernbestandes (Zeitraum 1998-2000)

Die von PAHL (2000) gefundene Depositionserhöhung (Faktor 2,5) direkt im Luv der Bestandsinhomogenitäten kann auch hier in einer vergleichbaren Größenordnung beobachtet werden.

4 Schlussfolgerungen

Die durchgeführten Untersuchungen zeigen um 15% höhere Stoffeinträge mit dem Bestandesniederschlag in einen Kiefern/Buchenmischbestand im Vergleich zum Kiefernreinbestand. Die Ursache hierfür sind die Inhomogenitäten in der Bestandesoberfläche durch den stockwerkartigen Aufbau des Mischbestandes.

5 Literatur

PAHL (2000): Numerische Simulation zum Einfluß von Waldbestandsinhomogenitäten auf die Windverhältnisse und die trockene Spurenstoffdeposition. Ber. D. Inst. für Meteorologie und Klimatologie der Universität, Hannover. Bd. 61, 100 S.

RINGE, H., J. BÖTTCHER & W.H.M. DUJNISVELD (2003): Einfluss von Nadel- bzw. Mischforsten auf die Qualität der Grundwasserneubildung von Sandböden. Horizonte, Bd. 14, 124 S, Der Andere Verlag, Osnabrück.

ULRICH, B (1991): Rechenweg zur Schätzung der Flüsse in Waldökosystemen. Identifizierung der sie bedingenden Prozesse. Ber. Forschungszentr. Waldökosyst., R. B, Bd. 24, S. 204-210.

Bestimmung der Bodenatmung: Vergleich von drei unterschiedlichen CO₂-Meßgeräten

E.T. Scheuner¹, U. Büttner¹, F. Makechin¹, P.C. Carter², E.D. Wells²

Problemstellung

Die Bodenatmung stellt eine Hauptquelle der CO₂-Freisetzung aus terrestrischen Ökosystemen dar (Raich and Schlesinger, 1992). Die Meßmethoden des CO₂-Ausstoßes reichen von einfachen Techniken wie der Bodeninkubation bis hin zu Infrarotmeßtechniken (Alef, 1995). Jedoch fehlt es an einer zuverlässigen Methode zur Messung und Quantifizierung der CO₂-Freisetzung aus dem Boden. Ein CO₂-Meßgerätevergleich sollte Aufschluß darüber bringen, ob die Bestimmung von CO₂-Freisetzungsraten mit unterschiedlichen Meßgeräten erfolgen kann.

Methodik

Für den Vergleich wurden drei verschiedene CO₂-Infrarotmeßgeräte ausgesucht, deren Meßprinzip auf der „closed chamber method“ beruhen:

- 1) EGM (SRC-1, PP Systems, USA),
- 2) LI-6250 IRGA (LI-COR Inc., USA),
- 3) GM70 CO₂-Meter (Vaisala, Finnland).

Der Meßgerätevergleich wurde in einem durchforsteten und undurchforsteten Bestand (10 Jahre) der borealen Waldzone von Neufundland (Kanada) im Zeitraum von Juni

bis September 2002 durchgeführt. Die Beziehungen der Meßgeräte untereinander wurden mit Hilfe der Korrelationsmethode nach Pearson berechnet.

Ergebnisse

Das CO₂-Meßgerät GM70 korrelierte signifikant mit dem EGM ($r=0,469^{***}$) und dem LI-COR ($r=0,735^{***}$) (Tab. 1). Ein korrelativer Zusammenhang bestand auch zwischen dem EGM und dem LI-COR Meßgerät ($r=0,350^{**}$). Die Unterschiede zwischen den CO₂-Freisetzungsraten der einzelnen Meßgeräte waren erheblich, jedoch bis auf kleinere Abweichungen relativ konstant. Aufgrund dessen konnten Faktoren berechnet werden, mit denen die CO₂-Freisetzungsraten eines Meßgerätes mit denen eines anderen verglichen werden können: GM70 vs. EGM Faktor 4,89, GM70 vs. LI-COR Faktor 3,87, EGM vs. LI-COR Faktor 0,82.

Diskussion

Obwohl das GM70 das handlichste CO₂-Meßgerät unter den drei getesteten ist, so ist es jedoch das unsensibelste in bezug auf Temperatur- und Bodenfeuchtigkeitsschwankungen. Die CO₂-Freisetzungsraten und die Variation der einzelnen Meßwerte lagen deutlich unter denen des LI-COR Gerätes. Das EGM mißt die CO₂-Konzentrationen über einen vorgeschalteten Ventilator, der jedoch aufgrund seiner Sogwirkung mehr CO₂ aus den Bodenporen zieht als unter ungestörten Bedingungen austreten würde. Dies hat zur Folge, daß zusätzliches CO₂ von Poren außerhalb des abgegrenzten Meßbereichs angesaugt wird.

Schlußfolgerungen

Entsprechend den Ergebnissen reagiert das CO₂-Meßgerät von LI-COR am sensibelsten auf Schwankungen der CO₂-Freisetzungsraten in Abhängigkeit von Temperatur und Bodenfeuchtigkeit sowohl im jahreszeitlichen Verlauf als auch im Tagesverlauf. Aus diesen Gründen ist das CO₂-Meßgerät von LI-COR für die Erfassung und das Monitoring der Bodenrespiration den anderen beiden Meßgeräten vorzuziehen. Aus Kostengründen und unter Beachtung des Umrechnungsfaktors in Abbildung 1, stellt das EGM-Gerät eine ausreichend gute Alternative dar.

¹Technische Universität Dresden, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Piennner Str. 19, 01735 Tharandt, Deutschland, Tel.: +49-035203-3831386, e-mail: scheuner@forst.tu-dresden.de.

²Canadian Forest Service, NRCan, P.O. Box 960, Corner Brook, NF, Canada, A2H 6J3

Literatur

Alef, K. 1995. Soil Respiration. In: Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Alef, K. and Nannipieri, P. (Eds.). pp. 214-219. Academy Press, Inc., London, UK.

Raich, J.W. and Schlesinger, W.H., 1992. The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. Tellus, 44B. pp. 81-99.

Tab. 1: Korrelationskoeffizienten zwischen den untersuchten Meßgeräten

	LI-COR	Vaisala	PP Systems
LI-COR	1	r = 0.735 P < 0.0001	r = 0.350 P = 0.005
Vaisala	r = 0.735 P < 0.0001	1	r = 0.469 P < 0.0001
PP Systems	r = 0.350 P = 0.005	r = 0.469 P < 0.0001	1

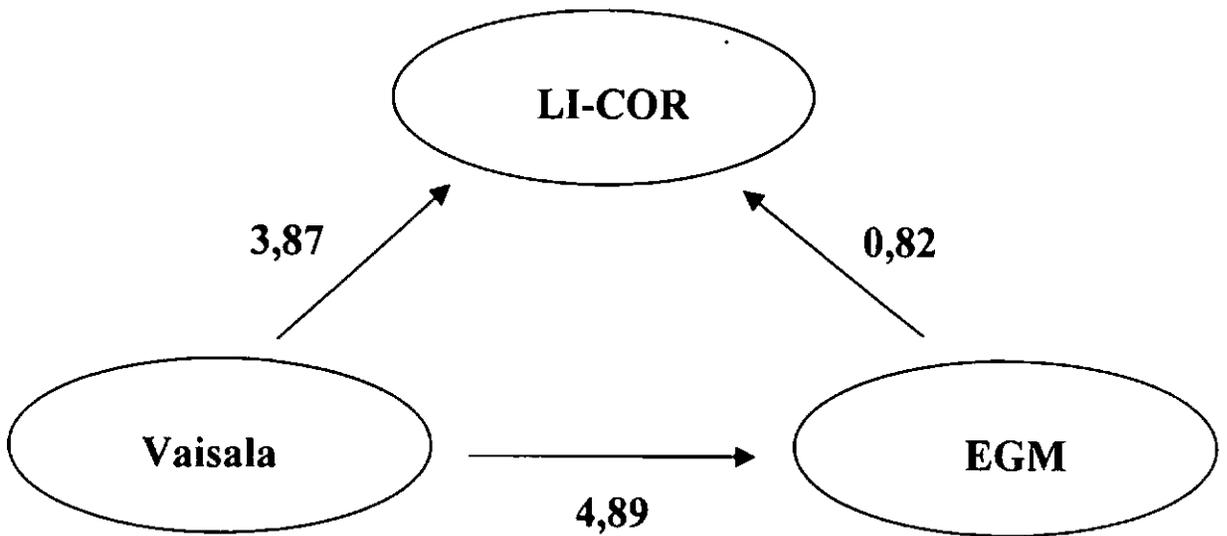


Abb. 1.: Umrechnungsfaktoren zwischen den drei untersuchten CO₂-Meßgeräten

PREFER

Ein einfacher Schlüssel zur Abschätzung des Auswaschungsrisikos von Pflanzenschutzmitteln aus Böden via preferential flow

Andreas Schwarz¹ und Martin Kaupenjohann²

Einleitung

Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in der Landwirtschaft ist weit verbreitet. Aufgrund ihrer hohen Affinität zur organischen Substanz im Boden ist ein PSM-Austrag ins Grundwasser nicht zu erwarten (Kookana et al., 1992). Trotzdem wurde eine Vielzahl von PSM bereits kurze Zeit nach ihrer Applikation im Grundwasser nachgewiesen (Übersicht z.B. in Flury, 1996). Ursache ist der präferenzielle Stofftransport in bevorzugten Fließwegen (preferential flow, z.B. in Makroporen und Schrumpfrissen, Stagnitti et al., 1995). Dabei ist die Kontaktzeit zwischen organischer Bodensubstanz und reaktivem Stoff zu kurz, als dass sich ein Sorptionsgleichgewicht einstellen könnte, die Filterwirkung des Bodens ist eingeschränkt (Lennartz et al., 1997). Präferenzieller Stofftransport ist für stark sorbierende Stoffe der wichtigste Transportmechanismus und eher die Regel als die Ausnahme (Flury et al., 1994).

Preferential flow findet nur bei Einzelereignissen, z.B. Starkniederschlägen, statt (Edwards et al., 1993). Diese sind auf Schlagskala nicht vorhersagbar, sodass auch präferenzieller Stofftransport auf dieser Skala nicht vorhersehbar ist. Zudem ist preferential flow mit prozessorientierten Modellen nicht im Sinne einer Vorwärtsmodellierung vorhersagbar, da wichtige Größen wie z.B. die Tortuosität von Makroporen mit nichtdestruktiven Methoden nicht erhoben werden können.

Zur Minimierung der Umweltbelastung durch PSM und zur Optimierung ihres Einsatzes ist es wichtig, einen Standort bezüglich seines Leachingrisikos für PSM zu klassifizieren, sowohl als Standortcharakterisierung als auch zur Abschätzung des aktuellen Risikos. Um den Schlüssel leicht handhabbar zu gestalten, sollen die Inputgrößen einfach im Gelände zu erheben sein, so weit möglich im Rahmen der Grundcharakterisierung mit der KA4 (AG-Boden, 1994).

Ziel dieser Arbeit war daher, einen Schlüssel zur Abschätzung des Auswaschungsrisikos von PSM aus Böden via preferential flow zu entwickeln und auf seine Praxistauglichkeit zu testen.

Entwicklung von PREFER

Der Schlüssel PREFER (*PRE*ferential *Flow* *Expert* *Rating* system) sollte folgende Eigenschaften besitzen:

- Die Inputgrößen sollen im Gelände leicht zu erheben sein.
- Der Schlüssel soll leicht zu handhaben sein.

Daraus ergibt sich für PREFER:

- Nicht alle preferential flow beeinflussenden Prozesse werden vollständig und korrekt abgebildet.
- Nicht alle Einflussgrößen werden vollständig berücksichtigt (z.B. Tortuosität von Makroporen).
- PREFER liefert daher eine Risikoabschätzung, keine Vorhersage.

Anhand einer Literaturstudie, die sowohl Reviews und Übersichtsartikel als auch Einzeluntersuchungen zum PSM-, Stoff- und Wassertransport im Boden einbezog, wurden das Prozessverständnis für PSM-Transport mit preferential flow erarbeitet und Steuergrößen für diese Prozesse identifiziert und so weit möglich quantifiziert. (Schwarz und Kaupenjohann, 2001). Die Einflussgrößen wurden auf einfach im Gelände zu erhebende oder abzuschätzende Größen heruntergebrochen oder indirekt erhoben. Beispielsweise wird die Kontinuität der Makroporen anhand der Zeitspanne seit dem letzten Pflügen abgeschätzt, da die Bodenbearbeitung maßgeblich für die Zerstörung der Porenkontinuität verantwortlich ist.

Inputparameter

Die Eingangsgrößen werden in drei Mastervariablen eingeteilt und möglichst anhand der KA4 erhoben:

Boden und Standort, z.B. (zeitlich invariant:) Textur, Makroporen, Grobbodenanteil, Schichtungen, Stauhohizonte, Klüftigkeit des Untergrundes, mittlerer Grundwasserstand; (zeitlich variabel:) Wassergehalt, aktueller Grundwasserstand,...

Bewirtschaftung, z.B. (zeitlich invariant:) Bodenbearbeitung, Drainage; (zeitlich variabel:) Zeitpunkt des letzten Pflügens, Deckungsgrad der Kultur, Applikationsform der PSM,...

Witterung, z.B. (zeitlich variabel:) erwartete Niederschläge in den folgenden Tagen.

Output

Es wird davon ausgegangen, dass ein Standort grundsätzlich ein Leachingrisiko aufweist, das durch die Ausprägung der einzelnen Inputparameter erhöht oder reduziert wird. Die Parameter werden auf einer Skala von 0 – 4 beurteilt, wobei 2 keinen Einfluss auf das Leachingrisiko darstellt, < 2 eine Erniedrigung und > 2 eine Erhöhung. Nicht zur Verfügung stehende Eingangsgrößen werden mit 2 (kein Einfluss) beurteilt, sodass der Schlüssel tolerant gegenüber Datenlücken ist. In der Regel werden die Parameter linear verknüpft, Nichtlinearitäten werden jedoch entsprechend berücksichtigt. Beispielsweise hängt der Einfluss des Niederschlagszeitpunktes auf den PSM-Transport von der PSM-Applikationsform ab; ein flacher Grundwas-

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart, e-mail: schwarz@uni-hohenheim.de

² Institut für Ökologie, TU Berlin, Salzufer 12, 10587 Berlin.

serspiegel führt zu einer hohen Risikobeurteilung, unabhängig von der Ausprägung anderer Inputgrößen.

Die Standortbeurteilung erfolgt ebenfalls in einer fünfstufigen Skala von 0 (kein Austragsrisiko) bis 4 (hohes Austragsrisiko). Die aktuelle Risikobeurteilung liefert eine Ja/Nein-Entscheidung (0: kein Austragsrisiko, 4: Austragsrisiko vorhanden), die dem Landwirt als Grundlage dienen kann, um den geeigneten Applikationszeitpunkt zu wählen.

Überprüfung

Standortcharakterisierung: Farbtracerversuche

Zur Überprüfung des zeitlich unveränderlichen, standortspezifischen Leachingrisikos wurden standardisierte Farbtracerversuche mit Brilliant Blue (30 mm Niederschlag in 1 h) auf zwanzig Standorten mit möglichst unterschiedlichen bodenphysikalischen und physikochemischen Eigenschaften durchgeführt. Das Eindringen des Farbtracers wurde bis in 1 m Tiefe bzw. bis zum Anstehenden oder Grundwasser verfolgt und bezüglich des Risikos für preferential flow ausgewertet. Ein Vergleich der Vorhersage mit PREFER ergibt in drei der zwanzig Fälle eine deutliche Abweichung der Risikobeurteilung (Abb. 1).

Aufgrund der hohen Tongehalt im Oberboden von KP und NP (beides Pelosole) wurde mit PREFER ein mittleres Austragsrisiko vorhergesagt, das mit den Farbtracerversuchen jedoch nicht bestätigt wurde. Dies dürfte im Zeitpunkt der Farbtracerversuche begründet sein, die im Frühjahr unter feuchten Bedingungen durchgeführt wurden, als keine Schrumpfrisse auftraten. Der Standort DO wies eine stark ausgeprägte Pflugsohle auf, die zur Verringerung des preferential flow geführt hat, was in PREFER jedoch anscheinend nicht genügend berücksichtigt wurde.

Aktuelles PSM-Leachingrisiko: PSM-Feldversuche

Zur Überprüfung des aktuellen PSM-Leachingrisikos wurde die PSM-Tiefenverlagerung nach Applikation mit so genannten Monitoringboxen auf zehn praxisüblich bewirtschafteten Schlägen mit unterschiedlichen Boden-

eigenschaften untersucht (Bischoff und Kaupenjohann, 1998, Bischoff et al., 1999). Lag die Konzentration mindestens eines der applizierten PSM über der Nachweisgrenze, galt der Standort als gefährdet (Stufe 4), ansonsten als ungefährdet (Stufe 0, Abb. 2).

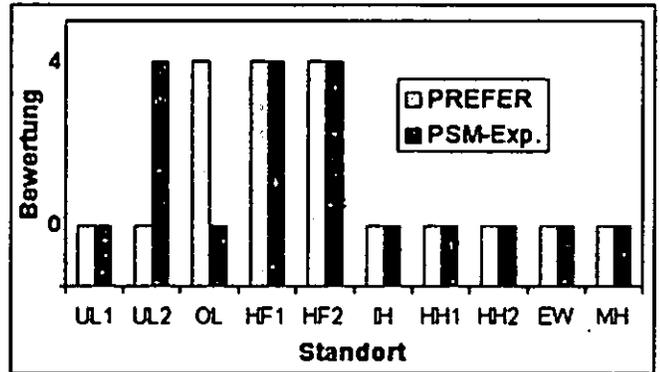


Abb. 2: PSM-Versuche zur Überprüfung von PREFER.

Insbesondere aufgrund der geringen Niederschläge nach der Applikation war meist mit keinem PSM-Austrag zu rechnen, am Standort UL2 wurde trotzdem ein Austrag registriert. Auf OL hatte PREFER aufgrund der geringmächtigen Bodenentwicklung (30 cm) ein Leachingrisiko ermittelt, das in der Praxis jedoch nicht beobachtet werden konnte.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit PREFER wurde ein Werkzeug entwickelt, das in der landwirtschaftlichen Praxis eine Abschätzung sowohl des standortspezifischen als auch des aktuellen PSM-Austragsrisikos auf Grundlage von einfach im Gelände zu erhebenden Parametern ermöglicht. PREFER ist generell praxistauglich, muss jedoch in Einzelpunkten noch modifiziert werden.

PREFER	4	4	4	3	4	2	2	3	3	2	2	3	2	2	2	3	3	2	2	2
Tracer	4	4	4	3	4	0	0	3	3	0	3	3	2	3	2	2	3	2	1	2

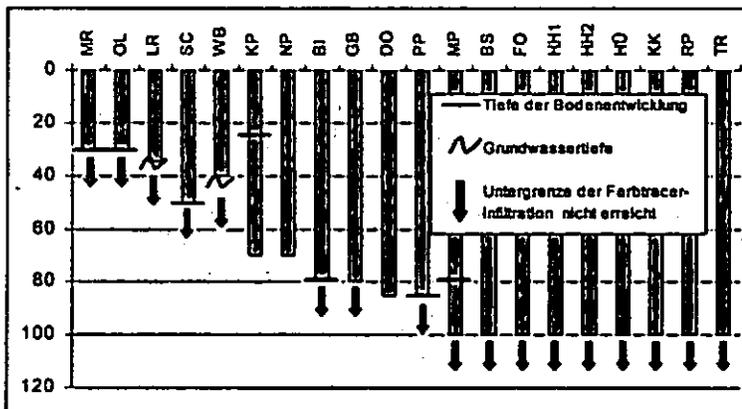


Abb. 1: Durchbruchtiefe des Farbtracers auf den Untersuchungsstandorten und Beurteilung des Leachingrisikos mit PREFER und anhand dieser Versuche.

Literatur

AG-Boden (1994): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. 392 S.

Bischoff, W.-A. und M. Kaupenjohann (1998): *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz Sonderheft XVI*: 779-786.

Bischoff, W.-A., J. Siemens und M. Kaupenjohann (1999): *Wasser und Boden* 51: 37-42.

Edwards, W. M., M. J. Shiptalo, L. B. Owens und W. A. Dick (1993): *Journal of Environmental Quality* 22: 453-457.

Flury, M., H. Flüßler, W. A. Jury und J. Leuenberger (1994): *Water Resources Research* 30: 1945-1954.

Flury, M. (1996): *Journal of Environmental Quality* 25: 25-45.

Kookana, R. S., L. A. G. Aylmore und R. G. Gerritse (1992): *Soil Science* 154: 214-225.

Lennartz, B., W. Wichtmann, K. Weber und P. Widmoser (1997): *Mitteilungen der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft* 330: 39-62.

Schwarz, A. und M. Kaupenjohann (2001): *KA - Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* 48: 48-53.

Stagnitti, F., J.-Y. Parlange, T. S. Steenhuis, J. Boll, B. Pivetz und D. A. Barry (1995): *Environmental Hydrology*: 193-224.

Die herbstliche Nitratdynamik im Boden eines Wasserschutzgebietes

Peter Schweigert

Problematik

Der Nitratgehalt des Bodens wird durch Witterungseinflüsse, besonders den Niederschlag und die Temperatur, erheblich beeinflusst. Um die Prozesse der Nitratdynamik zu beschreiben, sind weitgehend deterministische Modelle entwickelt worden. Die Prozesse des N-Haushaltes sind komplex, deshalb sind die Rechenergebnisse häufig unbefriedigend (van Veen, 1993). Neben deterministischen Modellen kann die Variabilität der Nitratgehalte des Bodens auch statistisch als Funktion von Niederschlag und Temperatur mit multiplen Regressionsmodellen beschrieben werden (Schweigert u. Zimmermann, 2003).

Eine wesentliche Voraussetzung für die Entwicklung der von Regressionsmodellen ist das Vorhandensein einer ausreichenden Datengrundlage. Zur Erfolgskontrolle werden in Wasserschutzgebieten im Herbst Messungen des auswaschungsgefährdeten mineralischen Bodenstickstoffs (N_{min}, weitgehend NO₃-N) seit etwa 10 Jahren vorgenommen. Es gibt deshalb in Deutschland verbreitet längere Messreihen, die von den unterschiedlichen Witterungseinflüssen der einzelnen Jahre geprägt sind. Weiterhin beeinflussen Massnahmen zur Absenkung der herbstlichen Nitratgehalte des Bodens, wie z.B. vermehrter Zwischenfruchtanbau, den Verlauf der Messreihen.

Ziel der vorliegenden Untersuchung ist es, die durch die genannten Einflussgrößen verursachte Variabilität der jahresweise gemittelten Bodennitratgehalte zu analysieren. Zunächst geht dabei um die Identifizierung und Quantifizierung der Witterungseinflüsse. Weiterhin wird geprüft, ob unabhängig von Witterungseinflüssen der angestrebte Rückgang der Nitratgehalte eingetreten ist sowie die Auswirkung geänderter Probenahmeterminale dargestellt.

Material und Methoden

Die Daten stammen aus dem niedersächsischen Wasserschutzgebiet Liebenau II (ca. 50 km nordwestlich von Hannover). Die Bodennitratgehalte (0-90 cm) werden seit 1992 im Herbst von der für das Gebiet zuständigen Beratung (Landwirtschaftskammer Hannover, Bezirksstelle Nienburg) ermittelt. Das Gebiet mit sandigen Böden (FK ca. 15 %) hat eine Fläche von 4539 ha, wovon 2554 ha landwirtschaftlich genutzt werden. Es wurde ein multiples Regressionsmodell unter Verwendung der Temperatur und der Niederschläge der Monate berechnet, die den stärksten Einfluss auf die Nitratgehalte erkennen lassen.

Dr. Peter Schweigert
 Institut für Bodenkunde der Universität Hannover,
 Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover
 Tel.: 0511-762-4471
 e-mail: schweigert@ifbk.uni-hannover.de

Ergebnisse und Diskussion

Die Berechnungen ergaben, dass die NO₃-N-Gehalte (kg/ha) hoch bis höchst signifikant von der Niederschlagsmenge ab 1. Oktober bis zur Probenahme (N_{S10}, in mm), vom Septemberniederschlag (N_{S9}, in mm) sowie von der Oktobertemperatur (T₁₀, in °C) abhängig sind. Weiterhin ist höchst signifikant ein witterungsbereinigter jährlicher Rückgang von 3,2 kg/ha (J) nachweisbar:

$$\text{NO}_3\text{-N-Gehalt} = -0,17 N_{S10} - 0,08 N_{S9} + 3,1 T_{10} - 3,2 J + 52,3$$

$$r^2 = 0,97***$$

In Abb.1 veranschaulicht der Vergleich von gemessenen und berechneten Werten, dass die Variabilität der Werte zu 97 % durch das Regressionsmodell erfasst wird. Bei dieser Berechnung wurde mit allen vorhandenen Daten gerechnet. Um auch Prognosefähigkeit des Modells zu überprüfen, wurde ergänzend das zu berechnende Jahr bei der Berechnung des Regressionsmodells nicht berücksichtigt. Die Abweichungen von den gemessenen Werten steigen dabei nur geringfügig. Besonders bemerkenswert ist, dass auch die weitgehend niederschlagsbedingt niedrigen NO₃-Gehalte des Jahres 1998 (Abb. 1 u. 2) gut prognostiziert werden können. Da in diesem Jahr mit 255 mm die dreifache Niederschlagsmenge des Durchschnitts der übrigen Jahre gefallen ist, zeigt die geringe Abweichung der Prognose die Extrapolationsfähigkeit des Modells.

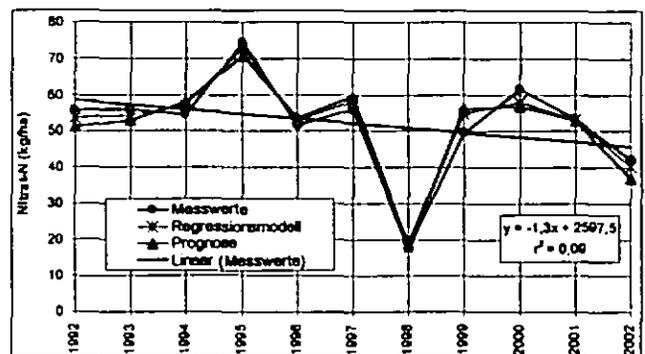


Abb. 1. Messwerte, Regressionsmodell und Prognose.

Obwohl der rückläufige Trend von 3,2 kg/ha im Regressionsmodell höchst signifikant ist (t-Wert 8,8 bei 6 FG), ist der Rückgang der Rohdaten nicht signifikant und fällt mit 1,3 kg/ha auch wesentlich geringer aus als der witterungsbereinigte Trend. Dieser Unterschied ist dadurch verursacht, dass gerichtete Witterungseinflüsse den witterungsbereinigten Trend überlagern. Die witterungsparameterbedingten Trends der NO₃-N-Gehalte, die sich aus dem Produkt des zeitlichen Trends der einzelne Witterungsparameter (jährliche Änderung) und deren Koeffizienten im Regressionsmodell ergeben, sind in Tab. 1 dargestellt. Zusammen ergeben die Witterungseinflüsse einen jährlichen Anstieg von 1,9 kg/ha. Als Summe aus diesem witterungsbedingten und dem witterungsunabhängigen Trend ergibt sich weiterhin der Trend der Rohdaten (in kg NO₃-N/ha):

$$1,9 + (-3,2) = -1,3$$

Dies zeigt, dass sich der Trend der Rohdaten durch die Regression in seine einzelnen Komponenten zerlegen lässt.

Tab. 1. Witterungsabhängiger jährlicher Trend

Witterungsparameter	Jährliche Änderung des Parameters (mm/a, °C/a)	Koeffizient	Parameterbedingter Trend pro Jahr (kg/ha NO ₃ -N)
N ₁₀	- 7,7	- 0,17	+ 1,3
N ₉	- 1,0	- 0,08	+ 0,1
T ₁₀	+ 0,17	+ 3,1	+ 0,5
Summe			+ 1,9

Den stärksten Anteil am witterungsbedingten Anstieg hat der Niederschlag ab Oktober bis zur Probenahme. Er verursacht etwa 2/3 des witterungsbedingten Trends. Dieser hohe Anteil ist durch einen starken Rückgang der Niederschläge bis zur Probenahme während des Untersuchungszeitraumes bedingt (Abb. 2).

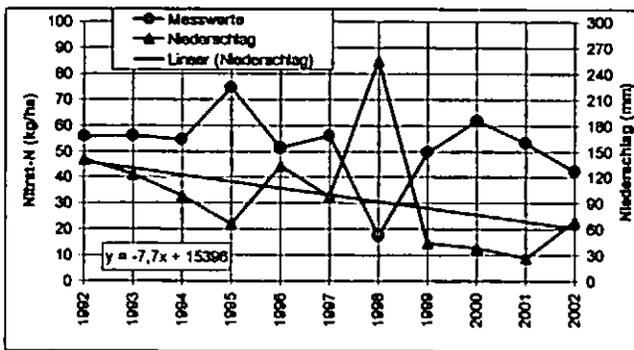


Abb. 2. Messwerte, Niederschlag ab Oktober bis zur Probenahme sowie der Trend des Niederschlags.

Dieser Rückgang ist nicht durch die zufällige Variabilität des Niederschlags verursacht, sondern durch eine kontinuierliche Vorverlegung des Probenahmetermins von der zweiten Novemberhälfte in den ersten Jahren hin zur 2. Oktoberhälfte in den letzten Jahren (Abb. 3).

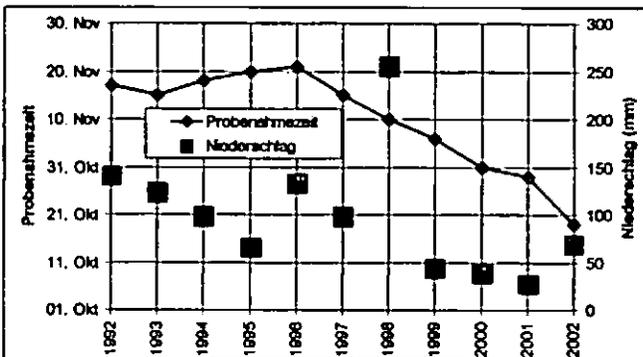


Abb. 3. Änderung des mittleren Probenahmetermins und Niederschlag ab Oktober bis zum mittleren Probenahmetermin.

Grund für die Vorverlegung war, dass durch die hohen Niederschläge bis zur Probenahme im Jahr 1998 (Abb. 2) deutlich wurde, dass die Nitratgehalte teilweise bereits durch Nitratauswaschung vermindert waren. Dies dürfte nicht nur für das Jahr 1998, sondern in geringerem Ausmass z.B. auch für das Jahr 1992 gelten, in dem bis zur Probenahme bereits 140 mm Niederschlag gefallen waren, was annähernd der FK des Bodens entspricht. In den letzten Jahren wurde zur Vermeidung von Auswaschungsverlusten bis zur Probenahme der

Probenahmetermin durch ein Wasserhaushaltsmodell bestimmt (Hofer et al., 2001). Um die niederschlagsbedingte Variabilität der Werte möglichst auszuschließen, ist geplant, nur noch die Werte, deren Probenahmetermin mit dem Wasserhaushaltsmodell ermittelt wurden, also ab 1999, miteinander zu vergleichen.

Schlussfolgerungen

Die Werte aus dem Wasserschutzgebiet sind gut geeignet, um als Datengrundlage für ein multiples Regressionsmodell zur herbstlichen Nitratdynamik zu dienen. Das Modell hat gezeigt, dass die Variabilität der herbstlichen Nitratgehalte überwiegend auf die Variabilität der herbstlichen Witterung zurückzuführen ist. Unabhängig von den Witterungseinflüssen ist ein deutlicher Rückgang der Nitratgehalte festzustellen, der mit etwa 30 kg NO₃-N/ha über den gesamten Zeitraum annähernd auf eine Halbierung der Werte schließen lässt. Dieser Rückgang ist wahrscheinlich auf die im Gebiet durchgeführten Massnahmen zur Verminderung der Nitratbelastung zurückzuführen.

Dass dieser starke Rückgang kaum aus den Rohdaten hervorgeht, ist überwiegend durch die gerichtete Änderung des Probenahmetermins verursacht. Wenn zur Erfolgskontrolle nur, wie geplant, ein Vergleich der Werte erfolgt, deren Probenahmetermin mit dem Wasserhaushaltsmodell ermittelt wurde, wird der Rückgang, der in den Jahren zuvor stattgefunden hat, nicht mehr erfasst. Dieser betrug bei einem jährlichen linearen Rückgang von 3,2 kg/ha bis 1999 mindestens 20 kg/ha. Nähere Untersuchungen zum zeitlichen Trend einzelner Zeitspannen haben gezeigt, dass der Rückgang sich über die gesamte Zeitspanne nicht linear vollzogen hat, sondern in den ersten Jahren wahrscheinlich stärker war als in späteren Jahren. Wenn nun nur noch der Trend der Rohdaten seit 1999 zur Erfolgskontrolle herangezogen wird, ist es möglich, dass kein Rückgang der Werte mehr feststellbar sein wird, da dieser sich überwiegend in den Jahren davor ereignet hat. Ohne die statistische Berücksichtigung der Witterungseinflüsse könnte deshalb in den nächsten Jahren irrtümlich der Schluss gezogen werden, dass sich das Belastungspotential im Untersuchungsgebiet nicht geändert hat.

Literatur:

Hofer, G., S. Hillebrand, and W. Schäfer (2001): Optimierung des Herbst-Nmin-Probenahmetermins. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 96, 613-614.

Schweigert, P., and P. Zimmermann (2003): Der Nmin-Gehalt von Ackerböden als Agrar-Umweltindikator für Gewässerbelastungen durch Nitrat. Berichte über Landwirtschaft 81, 192-207.

Van Veen, J.A. (1993): Modelle zum Stickstoff im Boden: Betrachtungen zum Stand der Forschung. Berichte über Landwirtschaft, 207. Sonderheft, 158-169.

Definition von Phosphortypen zur Quantifizierung von Phosphorparametern konkreter Bodenformen und ihre Anwendung zur standortbezogenen Bewertung des P-Austrages

Kathlin Schweitzer¹, Albrecht Bauriegel²

Phosphorparameter des Bodens variieren standort- und bewirtschaftungsbedingt (Schweitzer & Pagel, 2001). Deshalb kann die Bewertung des P-Austrages, seiner Ursachen und seiner Vermeidbarkeit nur im Zusammenhang von bodenspezifischem P-Haushalt und Bewirtschaftung (insbesondere der P-Düngung) erfolgen. Sie erfordert eine räumlich bzw. flächenbezogene Auswertung, wofür

- a) Angaben zum Bodenformeninventar der Fläche und
- b) die horizont- und schichtenbezogene Quantifizierung von P-Parametern

notwendig sind.

Angaben zum Bodenformeninventar der Fläche sind in den Datenbanken moderner Bodenkarten enthalten. Zur Quantifizierung chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften arbeitet das LGR Brandenburg an dem Konzept der Flächenbodenform (Kühn & Bauriegel, 2003, Bauriegel, 2000). Die Flächenbodenform ist eine Modellbodenform, deren Horizontdaten (Analysedaten, Tiefen- und Mächtigkeitsangaben) im Ergebnis einer horizont- und substratbezogenen statistischen Auswertung einer großen Anzahl gleicher Horizonte durch statistische Maßzahlen gekennzeichnet sind. Flächenbodenformen geben die Variation von Bodenparametern innerhalb einer Fläche besser wieder als Angaben aus einem einzelnen, als repräsentativ angenommenen Bodenprofil.

Entsprechend dem Stand des Wissens können diesen Flächenbodenformen weitere detaillierte Daten und Informationen zugeordnet werden. Für praxisrelevante Entscheidungen und Maßnahmeempfehlungen ist eine vereinfachende Gruppierung und Typisierung dieser Flächenbodenformen möglich.

Im Folgenden werden erste Ergebnisse einer bodenspezifischen Differenzierung des P-Haushaltes dargestellt, die als Grundlage weiterführender Arbeiten zur Ableitung von Boden-Phosphor-Typen sowie von Pedotransferfunktionen und Bewertungsalgorithmen dienen können.

Dazu wurden Untersuchungen an einer zufälligen Auswahl Brandenburger Böden durchgeführt und diese mit bisheri-

gen Ergebnissen aus Dauerdüngungsversuchen, die sehr gut die standort-/bodenbedingte Differenzierung von P-Parametern wiedergeben, verglichen. Ziel war es, zu prüfen, ob auch unter Praxisbedingungen mit einer zu erwartenden deutlich höheren Spannweite der P-Düngung und einer nicht definierten Bewirtschaftung diese Differenzierung erhalten bleibt.

Methodik

Bei den Böden handelt es sich um Braun- und Fahlerden unter Ackernutzung. Untersucht wurden in Bodenhorizonten (n = 157) von insgesamt 55 Profilen der Gesamt-P-Gehalt (mg/kg) sowie für eine beliebige Auswahl von 20 Ap-Horizonten der DL-P-Gehalt (mg/kg) und die P-Sorptionsparameter (cequ (mg/l), P-Sorptionsindex bei einer P-Zugabe von 10 mg/100g Boden PSI (mg/kg), P-Pufferung (mg/kg/(mg/l) und P-Sorptionskapazität PSC = $(Al_{ox} + Fe_{ox})/2$ (mmol/kg)). Das Substrat im Ap ist ein periglazialer Decksand der Bodenart Sand oder Sandlehm, pH 4,7-6,7, C_{org} 0,6-1,1.

Ergebnisse und Diskussion

1. Gesamt-P-Gehalte

In den Ap-Horizonten der Brandenburger Sandböden haben sich Gesamt- P-Gehalte bis zu 800 mg P / kg akkumuliert (Abb.1). Die Hälfte der Werte übersteigen um das 2 bis 4fache den Gesamt-P-Gehalt der Ael, B- und elC-Horizonte und um das 2 bis 6fache den der elC-Horizonte. Die Gesamt-P-Gehalte der Ael, B und C-Horizonte sind mit 150 bis 250 mg /kg (Median) als niedrig einzuschätzen und unterscheiden für diese Horizonte nicht signifikant (ANOVA, Newman-Keuls-Test).

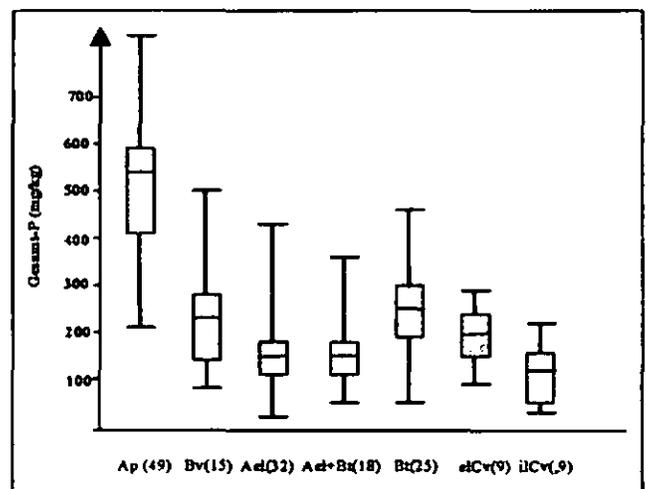


Abb. 1: Gesamt-P-Gehalte der Bodenhorizonte – Boxplots (in Klammern Anzahl der Horizonte)

2) P-Kennwerte der Brandenburger Sandböden und der Dauerversuchsböden

Wie erwartet weisen die P-Kennwerte der zufällig ausgewählten Ackerböden eine deutlich höhere

¹Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, FG Bodenkunde/Standortlehre, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin e-mail: kathlin.schweitzer@agrar.hu-berlin.de

²Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow

Variationsbreite auf als die der Dauerversuchsböden (Tab.1). Sie ist vermutlich durch die wesentlich höheren Unterschiede der P-Düngung auf den Praxisschlägen verglichen mit den Versuchsböden hervorgerufen und widerspiegelt sich erwartungsgemäß am deutlichsten in den DL-P-Gehalten.

Tab. 1: P-Kennwerte der Brandenburger Sandböden und der Sandböden der Dauerversuche

	Gesamt-P	DL-P	PSC	PSI	P-Pufferung	c _{eq}
Brandenburger Sandböden unter Ackernutzung						
Median	519	108	18	13	4	2,18
Min	301	27	9	4	2	0,36
Max	732	252	40	44	42	6,33
Sandböden der Dauerversuche Thyrow und Dahlem						
Median	401	89	18	22	11	0,86
Min	273	34	17	13	4	0,14
Max	499	153	20	42	66	2,26

Dennoch bleiben die Unterschiede zu den anderen untersuchten Bodengruppen (Abb. 2) deutlich insbesondere für die P-Parameter, die hochsignifikant ($\alpha < 0,001$) vom Standort/Boden abhängen (Gesamt-P, PSI, PSC, P-Pufferung).

Ein Gesamt-P- Gehalt von 300 mg / kg könnte als natürlicher oder „Ausgangs“-Gehalt für A-Horizonte der untersuchten Braun- und Fahlerden angesehen werden.

3) Korrelationen zum DL-P-Gehalt

Mit P-Kennwerten ist eine generelle Definition der Böden hinsichtlich ihres potentiellen P-Puffer- und P-Nachliefervermögens und ihrer P-Akkumulation sowie eine quantitative Einschätzung des P-Haushaltes möglich. Zur Bewertung des aktuellen P-Status steht jedoch flächendeckend nur ein Parameter, der durch die landwirtschaftliche Bodenuntersuchung ermittelte DL-P-Gehalt bzw. CAL-P-Gehalt zur Verfügung. Können aus den DL-/CAL-P-Gehalten bodengruppenbezogen weitere relevante P-Parameter abgeleitet werden, wäre eine Bewertung des aktuellen P-Zustandes von Böden und damit eine quantitative Betrachtung von Flächen wesentlich differenzierter möglich.

Für die Bodengruppen der Dauerversuche können durch Regressionen zu den DL-P-Gehalten der Gesamt-P-Gehalt, die P-Pufferung und die P-Gleichgewichtskonzentration der Bodenlösung mit hoher Bestimmtheit von $r^2 = 0,8$ bis $0,9$, der P-Sorptionsindex mit $r^2 = 0,6$ bis $0,8$ (außer Sandböden) vorhergesagt werden. Diese Ergebnisse bestätigen sich für die Zufallsauswahl der Brandenburger Sandböden nicht (Tab. 2).

Tab. 2: Regressionen ausgewählter P-Parameter zu den DL-P-Werten für die Sandböden Brandenburgs und die Sandböden der Dauerversuche

y	y = f(DL-P)	r ²	
Gesamt-P	Brandenburg	$y = 1,40 x + 371$	0,37
	Dauerversuche	$y = 2,07 x + 219$	0,87
PSI	Brandenburg	$y = -0,04 x + 22,3$	0,06
	Dauerversuche	$y = -0,18 x + 37,7$	0,36
P-Pufferung	Brandenburg	$y = 11,3 e^{-0,005 x}$	0,11
	Dauerversuche	$y = 88,8 e^{-0,023 x}$	0,67
c _{eq}	Brandenburg	$y = 0,012 x + 0,72$	0,20
	Dauerversuche	$y = 0,020 x - 0,59$	0,76

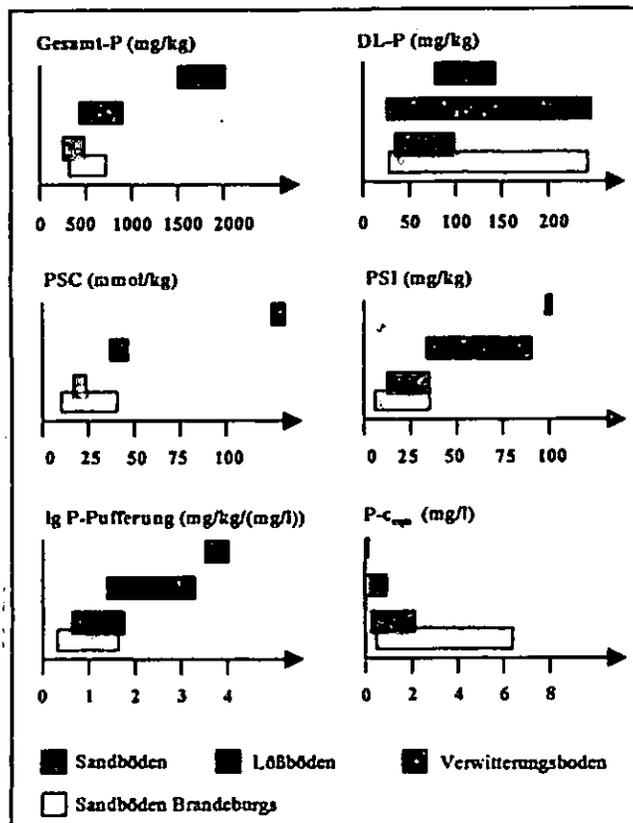


Abb. 2 : Wertebereiche von P-Parametern für Böden aus Dauerversuchen und zufällig ausgewählte Böden Brandenburgs

Zur Klärung des geringen Zusammenhanges zwischen den DL-P-Werten und anderen P-Parametern sind weitere Untersuchungen notwendig. In Sandböden sind auf jeden Fall die versauerten Böden ($pH < 4,5$) besonders zu berücksichtigen (Schweitzer und Pagel, 2001). Ebenso können andere Faktoren oder Bewirtschaftungsmaßnahmen zu einer hohen Streuung der Werte führen.

Zusammenfassung

Durch statistisch ermittelte P-Kennwerte ist eine bodenspezifische Beschreibung des P-Haushaltes möglich. Zur Ableitung von Pedotransferfunktionen für die Kennzeichnung des aktuellen P-Zustandes sind weitere Untersuchungen notwendig.

Literatur beim Verfasser

Anreicherung von Nitrat in Böden und im Grundwasser der semiariden Kalahari Region in Botswana und Erforschung der beteiligten Prozesse

Schwiede¹, M., Böttcher, J.¹,
Duijnsveld, W.H.M.²

1. Einleitung

Außergewöhnliche Anreicherungen von Nitrat im Grundwasser sind weltweit für semi-aride Gebiete beschrieben worden. Sie sind auch aus Botswana, Südafrika und Namibia bekannt (Botswana bis 600 mg/l, Südafrika bis 600 mg/l, Namibia bis 400 mg/l). Ohne Aufbereitung sind diese Wässer weder für Trinkwasser noch zur Viehtränke geeignet. Als Ursache für die Nitratkontamination scheiden im südlichen Afrika, besonders in der fast unbesiedelten **Kalahari**, direkte anthropogene Einflüsse (z.B. Düngung, Siedlungsabwässer) meist aus. Vielmehr scheinen Prozesse, die mit der natürlichen **Vegetation** und **Fauna** (große Verbreitung von Akazienarten, Termiten), der **Landoberfläche** (abflusslose Senke, „Pans“) und der **Viehhaltung** in Verbindung stehen, zu relativ hohen Nitratgehalten in den Böden und entsprechender Nitrat Auswaschung ins Grundwasser zu führen. Beispielhaft für die Sandsteinaquifere des Kalaharibeckens werden im Ntane-Sandsteinaquifer zwischen Serowe (Neubildungsgebiet) und Orapa/Rysan Pan (Grundwasserfreisetzung) in Botswana die Prozesse und die sie kontrollierenden Faktoren (Klima, Vegetation, Böden, chemische und physikalische Eigenschaften in der ungesättigten Zone) untersucht, die zur Anreicherung von Nitrat im Grundwasser führen. Das Verständnis der beteiligten Prozesse soll zu einer verbesserten Grundwasserqualität und -bewirtschaftung der begrenzten Süßwasserressourcen beitragen.

2. Methoden

Es erfolgte zunächst eine Standortbeschreibung und Kartierung mittels Fernerkundung durch eine Landsat TM Satellitenbild Szene als Kartierungsgrundlage, die Aufnahme und Kartierung der Vegetation im Untersuchungsgebiet unter Verwendung von GPS sowie das Anlegen von Bodenprofilen an repräsentativen Standorten. Daraufhin wurde eine Beprobung von Tiefenprofilen durchgeführt. Dabei wurden Bodenprofil-Transekte im Einzugsbereich vermuteter Nitrat Quellen beprobt. Die Handbohrungen erfolgten bis

ca. 5 m Bodentiefe, in Tiefenabschnitt-Beprobung von 30 bis 50 cm.

Die Messung der Infiltration erfolgte mit einfachen Ring- Infiltrometern an repräsentativen Standorten. Zur Behandlung der Bodenproben zur Analyse von Cl , NO_3 , NH_4 wurde der Wassergehalt bestimmt, bei einer Parallelprobe deionisiertes Wasser hinzugefügt und die Probe eine Stunde geschüttelt. Nach dem anschließenden Filtrieren der Bodenlösung (Extraktion) wurden die Extrakte eingefroren. Anschließend wurden im Labor in Botswana die Nitrat-, Ammonium- und Chlorid- Konzentration bestimmt (photometrische Analyse). Die Berechnung der Konzentration in der Bodenlösung erfolgte über den eingangs ermittelten Wassergehalt.

3. Erste Ergebnisse

Bei extensiver Viehhaltung besteht eine hohe Anreicherung an Nitrat im Boden im Bereich der **Viehtränken** bei exponentieller Abnahme mit zunehmender Entfernung (Beweidungsradius).

Auch die häufig im Untersuchungsgebiet auftretenden kleinen **Pfannen** weisen als natürliche Viehtränken erhöhte Werte auf.

Darüber hinaus existiert eine relativ hohe Konzentration des NO_3 Hintergrundwertes bei „natürlicher Vegetation“ mit geringer Viehdichte.

Extrem hohe Anreicherung an Nitrat wurden innerhalb von **Termitenhügeln** gemessen.

Bei **Akazien** (Leguminos!) zeigten sich erhöhte Gehalte an NO_3 in Stammbereichsnähe.

Die im Untersuchungsgebiet hauptsächlich vertretenen **Arenosole** (Sandböden) haben zwar geringe Gehalte an organischer Substanz (im Ah ca. 0,3 % C_{org} , ca. 0,015 % N), diese sind aber ausreichend für Mineralisation, besonders im Oberboden. Zudem haben sie hohe Infiltrationsraten und gute Durchlässigkeit, was die Nitrat-Auswaschung begünstigt.

4. Weiteres Vorgehen

Es wird eine höhere räumliche Auflösung der Probenahme angestrebt, um die Nitratverteilung bezogen auf die Flächeneinheit besser schätzen und die kleinräumige Variabilität besser erfassen zu können.

Um zeitliche Trends der Nitratdynamik zu erkennen, werden Bodenbeprobungen zu verschiedenen Jahreszeiten stattfinden.

Mikrobielle Untersuchungen an Akazienbäumen sind vorgesehen, um das Ausmaß der Stickstoff-Fixierung herauszufinden.

Außerdem sollen Versickerungsraten anhand von Klimareihen und Bodendaten berechnet werden, um die Nitrat Auswaschung und Tiefenverlagerung abzuschätzen zu können.

¹ Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover E-mail: m.schwiede@gmx.net

² Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

Umweltwirkung von Schwefel- und Schwermetallemissionen eines Thermokraftwerks: eine Fallstudie aus Mexiko.

Siebe, Ch., Herre, A. und N. Fernández Buces¹

Einleitung

Im Thermokraftwerk CETEPEC an der Pazifikküste Mexikos im Staat Guerrero wird seit 1992 schwefelreiches Erdöl zur Erzeugung von 2100 MW verfeuert. Auf Grund der hohen Schwefelgehalte im Erdöl konnten bisher elektrostatische Filter zur Reduzierung der Partikelemissionen nicht eingesetzt werden. Benachbarte Mangoproduzenten beobachten Staubdepositionen auf ihren Beständen und führen einen höheren Pilzbefall der Früchte auf diese zurück. Die emittierten Partikel bestehen hauptsächlich aus graphitähnlichem Kohlenstoff. Auf ihrer Oberfläche bilden sich aber wasserlösliche VOSO_4 - und NiSO_4 -Präzipitate (Huffmann, 2000). Die emittierten Partikel enthalten im Mittel 5300 mg/kg Ni und 19800 mg/kg V.

In der folgenden Studie galt es:

- 1) die auf die Mangobäume deponierte Partikelmenge in Abhängigkeit von der Entfernung zum Kraftwerk zu quantifizieren und
- 2) die Wirkung des eingetragenen S, V und Ni auf die Mangobäume zu analysieren.

Material und Methoden

In 57 Mangogärten in einem Umkreis von bis zu 50 km von dem Kraftwerk wurden Boden- und Blattproben genommen sowie die auf den Blättern deponierten Stäube quantifiziert. Außer S, V und Ni wurden auch Makro- und Mikronährstoffe in Oberböden und Blättern analysiert. In den Staubproben wurden V und Ni-Gehalte bestimmt und Pilzsporen gezählt sowie deren Artenzusammensetzung bestimmt.

Ergebnisse

Die Verteilung der Staubpartikel auf den Blättern ist abhängig von der Windrichtung und von der Entfernung zur Emissionsquelle (Abb. 1). Nahe der Quelle werden bis zu 18.5 g/m^2 Stäube eingetragen, und mit ihnen 148 mg V und 39 mg Ni.

Die regionalen Hintergrundgehalte der Böden

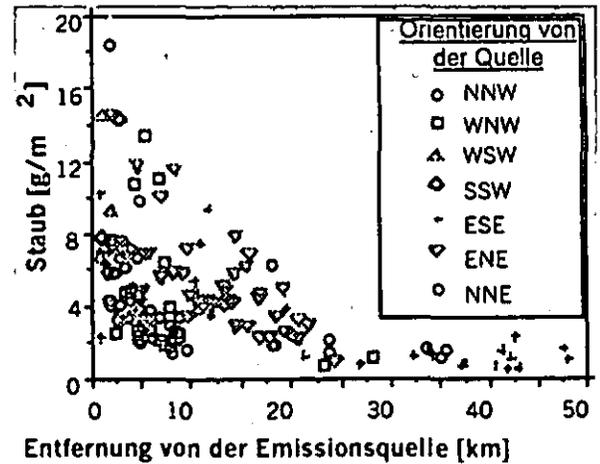


Abb. 1: Staubdeposition auf Mangoblättern in Abhängigkeit von der Entfernung und Orientierung zum Kraftwerk.

betragen im Mittel 23 mg/kg Ni und 163 mg/kg V und liegen innerhalb derer unkontaminierter Standorte. Die Schwermetallgesamtgehalte der Oberböden zeigen keine Beziehung zur Entfernung des Kraftwerkes, dagegen sind die austauschbaren Sulfatgehalte in Quellennähe deutlich höher. In den Böden ist zudem Austausch- Ca in über 50% der Mangogärten in nicht ausreichenden Mengen enthalten.

Die S-Gehalte in den Blättern nehmen mit zunehmender Entfernung von der Quelle ab (Abb. 2).

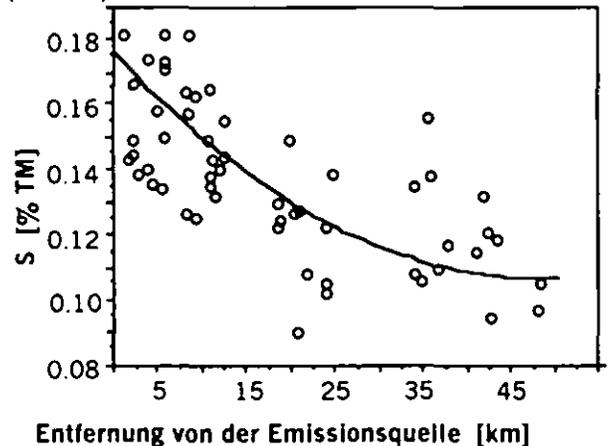


Abb. 2: Schwefelgehalte in den Mangoblättern in Abhängigkeit von der Entfernung zum Kraftwerk.

Die S-Gehalte korrelieren positiv mit den K-Gehalten in den Blättern (Abb. 3), sind aber negativ mit den Ca-Gehalten korreliert. (Abb. 4). Letztere befinden sich vor allem in quellennahen Mangogärten in Konzentrationsbereichen, die auf Kalziummangel hinweisen. Die Ni- und V- Blattgehalte sind mit den jeweiligen Gehalten in den Partikeln korreliert, es scheint aber 2 SM-Quellen zu geben: die Emissionen der CETEPEC und geogene Gehalte der Böden (Abb. 5).

¹ Laboratorio de Edafología Ambiental, Instituto de Geología, UNAM, Cd. Universitaria, México D.F. CP 04510 siebe@servidor.unam.mx

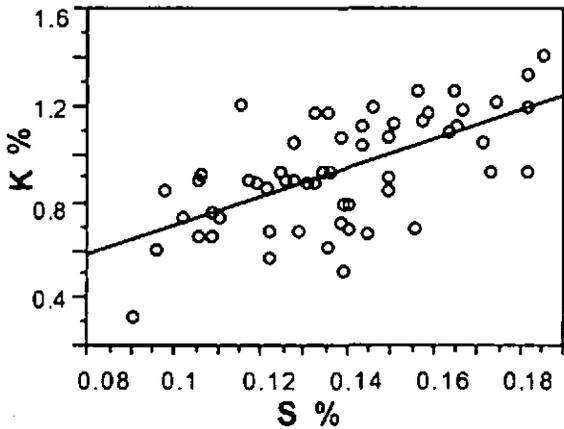


Abb.3: Beziehung zwischen den Schwefel- und Kaliumgehalten der Blätter .

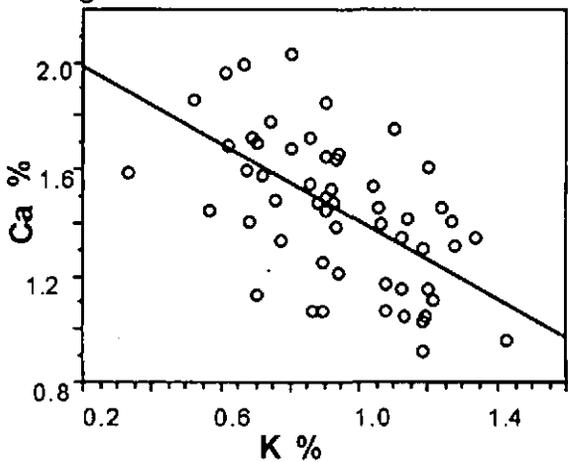


Abb.4: Beziehung zwischen den Kalium- und Kalziumgehalten der Blätter .

Die Anzahl Sporen in den Stäuben ist mit der Partikelmenge auf den Blättern korreliert (Abb. 6), und sie nimmt mit zunehmender Entfernung von der Quelle ab. Die dominierende Pilzart ist *Cladosporium sp.*, welche insbesondere als Saprophyt bekannt ist, aber auch als Parasit von Gemüse- und Obstarten in der Literatur erwähnt wird (Williams-Woodward et al., 1999).

Diskussion

Aus den Ergebnissen der Blattanalysen folgern wir, dass die S-Emissionen eine erhöhte S-Aufnahme in Form von Sulfaten bewirkt. Parallel nimmt die Pflanze zur Gewährleistung des inneren Ladungsausgleichs das Kation K auf. Diese vermehrte K-Aufnahme scheint aber einen Antagonismus in der Ca-Aufnahme zu bewirken. Die Ca-Versorgung der Bestände ist nicht nur durch geringe Gehalte in den Böden, sondern zusätzlich induziert durch das eingetragene Sulfat mangelhaft.

Die porösen Partikel bieten den Pilzsporen ein gutes Nährmedium und fördern ihre

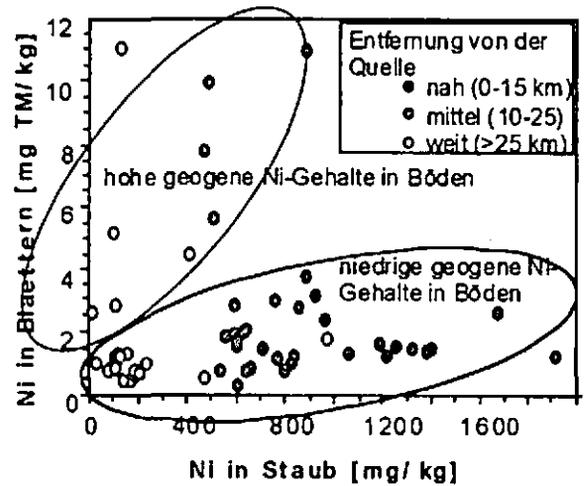


Abb. 5: Beziehung zwischen den Gesamt-Ni-Gehalten in den Staubpartikeln und den Ni-Gehalten in den Blättern.

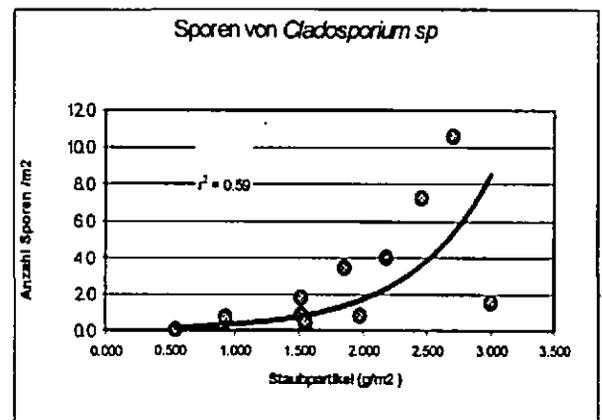


Abb. 6: Beziehung zwischen Partikelmenge auf den Blättern und Sporenzahlen von *Cladosporium sp.*

Verbreitung. Die durch Ca-Mangel durchlässigeren Membranen der Früchte sowie durch V-Toxizität verursachte Nekrosen (Vaccarino et al., 1983) erleichtern den Pilzbefall zusätzlich. Unsere Ergebnisse geben Anlass zur Vermutung, dass die Emissionen zu einem erhöhten Pilzbefall der Früchte beitragen.

Literatur:

- Huffmann, G.P., Huggins, F.E., Shah, N., Huggins, R., Linak, W.P., Miller, A., Pugmire, R., Meuzelaar, H.L.C., Seehra, M.S. y A. Mannivanan (2000): Characterization of Fine Particulate Matter Produced by Combustion of Residual Fuel Oil. Journal of the Waste Management Association, Vol. 50: 1106-1114.
- Vaccarino, c et al, 1983: Leaf and fruit nekroses associated with vanadium-rich ash emitted from a power plant burning fossil fuel. Agriculture, Ecosystem and Environment 10: 275-283.
- Williams-Woodward, J. et al., 1999: Fungal Identification of Plant Material. Extension Plant Pathology, University of Georgia. <http://www.plant.uga.edu/Extension/fungi/Cladosporium.html>.

Auswirkungen von Grüngutapplikationen auf Bodeneigenschaften und Ertrag bei Ackerböden

Heidi Taubner und Rolf Tippkötter

1. Zielsetzung

Die Direktverwertung von Grünguthäcksel (GGH) auf landwirtschaftlichen Flächen ohne vorherige Kompostierung stellt eine kostengünstige Ergänzung zur Kompostierung dar. Ziele des Projektes waren die Ermittlung und Bewertung der Auswirkungen von GGH-Applikationen auf a) landwirtschaftliche Erträge, b) chemische und physikalische Bodeneigenschaften im Zusammenhang mit ökonomischen Konsequenzen.

2. Methodisches Vorgehen

Die Feldversuche wurden als wissenschaftliche Begleitung im Rahmen des Grüngutdirektverwertungssystems der Region Hannover durchgeführt.

GGH wurde mit Gülle als Ergänzungsdünger im Frühjahr 2000 in verschiedenen Kombinationen streifenweise auf zwei Ackerstandorten im Raum Schwarmstedt ausgebracht:

Sandboden (Winterroggen, Hope)

Lehmboden (Winterweizen, Stöckendrebber).

Die Versuchsanlage wurde als 3x4-Block angelegt (45x45 m pro Parzelle). Die landwirtschaftliche Bearbeitung erfolgte nach praxisüblichen Methoden. Erträge wurden parzellenweise mit dem Mährescher erfasst.

Bodenkundliche Flächenbeprobungen erfolgten im Raster mit 5 Wiederholungen pro Parzelle vor den Applikationen im März 2000 sowie nach der Ernte 2000 und der Ernte 2001.

Ermittelt wurden bodenchemische (pH, KAK, P und K in CAL, C und N) und bodenphysikalische (dB, GPV, LK, nFK, TW, Aggregatstabilität) Kennwerte.

Die klimatischen und bodenhydrologischen Rahmenbedingungen der Standorte wurden vor Ort registriert.

3. Ergebnisse

3.1 Erträge

Die mittleren Erträge lagen beim Roggen bei 49 dt/ha im Jahr 2000 und 91 dt/ha im Jahr 2001 und beim Weizen bei 110 dt/ha im Jahr 2000 und 97 dt/ha im Jahr 2001.

Der Einfluss der Versuchsfaktoren GGH und Gülle auf den Ertrag wurde mit einer zweifaktoriellen Varianzanalyse mit Tukey-Test überprüft. Tab. 1 zeigt die Ergebnisse für das Jahr 2000.

Tab. 1: Prozentuale Erträge der Versuchspartellen bezogen auf Nullparzelle im Jahr 2000

a) Roggenernte - Sandboden

m ³ /ha	GGH				
Gülle	0	50	100	150	Mittel
0	100	122	117	122	115
15	102	112	117	127	114
30	98	106	106	122	108
Mittel	100 ^I	113 ^{II}	113 ^{II}	123 ^{II}	

b) Weizenernte - Lehmboden

m ³ /ha	GGH				
Gülle	0	50	100	150	Mittel
0	100	106	111	102	105 ^{II}
15	99	106	112	98	104 ^{II}
30	95	102	105	98	100 ^I
Mittel	98 ^I	104 ^{II}	109 ^{III}	100 ^I	

Mittel = Mittelwerte der Versuchsstreifen
^{I, II, III} = voneinander signifikant unterschiedliche Mittelwerte ($\alpha = 0,05$)

Im ersten Jahr führten GGH-Applikationen zu signifikant höheren mittleren Erträgen gegenüber dem GGH 0-Streifen – bei Roggen:

GGH 50/100 +13%, GGH 150 +23 %

und bei Weizen:

GGH 50 + 6%, GGH 100 + 11%.

Die höchste Güllegabe wirkte ertragseinschränkend.

Im zweiten Jahr betragen Unterschiede zwischen einzelnen Parzellen maximal 7% bzw. 9%. Unterschiede zwischen den mittleren Erträgen der Versuchsstreifen gegenüber dem GGH 0-Streifen lagen bei (siehe Tab. 2)

Roggen: GGH 150 +2% (n. signifikant)
Weizen: GGH 50/150 -3%, GGH 100 +4%.

Tab. 2: Prozentuale Erträge der Versuchspartellen bezogen auf Nullparzelle im Jahr 2001

a) Roggenernte - Sandboden

m ³ /ha	GGH				
Gülle	0	50	100	150	Mittel
0	100	102	99	102	101
15	102	102	102	102	102
30	100	96	98	103	99
Mittel	100	100	100	102	

b) Weizenernte - Lehm Boden

m ³ /ha	GGH				
Gülle	0	50	100	150	Mittel
0	100	98	104	98	100
15	100	96	105	97	99
30	100	97	103	96	99
Mittel	100 ^{II}	97 ^I	104 ^{III}	97 ^I	

Mittel = Mittelwerte der Versuchsstreifen
^{I, II, III} = voneinander signifikant unterschiedliche Mittelwerte ($\alpha = 0,05$)

3.2 Bodeneigenschaften

In Abhängigkeit der GGH/Gülle-Kombinationen waren zugeführte Frachten von pflanzenverfügbarem Kalium geringer oder höher als die kalkulierten Pflanzenentzüge. Differenzen zwischen Frachten und Entzügen korrespondierten nur als Trend mit Änderungen der Bodenvorräte.

Pflanzenverfügbares Phosphat wurde in bestandesrelevanten Mengen mit Gülle zugeführt. Parzellen ohne Güllegabe wiesen signifikante Verringerungen im Bodenvorrat auf.

Die höchste GGH-Applikation führte zu einem erhöhten Wasserangebot im Ap-Horizont des sandigen Standorts.

Zwei Jahre nach den Applikationen waren signifikante Erhöhungen der Aggregatstabilität messbar: Beim lehmigen Standort in der Fraktion >

2000 µm unter 150 m³/ha GGH, beim sandigen Standort in der Fraktion 200-630 µm unter 100 und 150 m³/ha GGH.

3.3 Sozioökonomische Aspekte

Das Verwertungssystem bietet:

- Kostengünstige Entsorgung für die Abfallbehörde,
- Zusatzeinkommen für Landwirte,
- hohe Akzeptanz bei den Beteiligten (Landwirte, Haushalte u.a.).

Eine nachhaltigkeitsorientierte Bewertung des Systems wurde im Rahmen des Begleitprojekts „Umweltwirtschaftliche Konsequenzen der Direktverwertung von Grüngut“ durchgeführt (Prof. Haasis).

4. Schlussfolgerungen

GGH-Applikationen bewirkten signifikant höhere Erträge im Jahr der Anwendung. Die optimale Dosierung war vom Standort abhängig.

Eine Nährstoffwirkung des GGHs war bei Kalium gegeben, signifikante Änderungen im Nährstoffvorrat der Böden wurden jedoch nicht registriert.

Die positive Wirkung des GGHs beruhte weitgehend auf physikalischen Effekten.

Negative Auswirkungen (z.B. Aufkommen von Beikräutern, Schwermetalleinträge) waren nicht feststellbar.

Sowohl ökologische als auch sozioökonomische Aspekte führten zu einer positiven Bewertung des Verwertungssystems.

Projektpartner

MARIUS Maschinenring Umweltservice GmbH, Bültepad 2, 31535 Neustadt/Otternhagen

Prof. H.-D. Haasis, Lehrstuhl für Allgemeine Betriebswirtschaftslehre, Produktionswirtschaft und Industriebetriebslehre, Universität Bremen

Gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt – AZ 15034

Einsatz von Klärschlammkompost im nicht sensiblen Landschaftsbau

Tauchnitz, S.¹; Bernsdorf, S.¹; Borg, H.¹; Meissner, R.²

1 Einleitung und Zielstellung

In Deutschland fallen jährlich zwischen 2,4 und 3 Mio t Trockenmasse Klärschlamm an. Hiervon werden 38,9 % landwirtschaftlich bzw. landbaulich genutzt, 18,5 % kompostiert, 16% thermisch verwertet und 8,4 % auf Deponien untergebracht [1].

Das Ziel des Projektes besteht in der Erarbeitung von Grundlagen für den Einsatz von Klärschlammkompost (KSK) im nicht sensiblen Landschaftsbau (Deponieabdeckungen, Lärmschutz-, Sichtschutzwälle, Rekultivierungsmaßnahmen auf devastierten Flächen) zur Herstellung einer begrünungsfähigen durchwurzelbaren Bodenschicht. Schwerpunkte des Projektes sind Untersuchungen zum Wasserhaushalt und der damit in Verbindung stehenden Stickstoffverlagerung bzw. -auswaschung. Dabei sind Aussagen über die Mineralisierung von KSK und die davon ausgehende mögliche Gefährdung des Grundwassers mit Nitrat zu treffen. Ergänzend dazu wird das Sickerwasser auf Phosphat und Schwermetalle untersucht.

2 Material und Methoden

Die Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt werden in Rekultivierungsschichten unterschiedlicher Mächtigkeiten (5dm -20dm) in einem Gefäß- und Freilandversuch durchgeführt. Beide Versuchsanlagen sind für die Erfassung des Sickerwassers mit Kleinlysometern ausgestattet. Als Untersuchungsmaterialien wurden zwei „Modellkomposte“ (MKSK1; MKSK2) unterschiedlicher Rottezeit, und jeweils zwei für Rekultivierungsmaßnahmen relevante Mischungsvarianten (50Vol.-% MKSK+50Vol.-% Ut2; 50Vol.-%MKSK+50Vol.-%St2) eingesetzt. Der Modellkompost (MKSK) besteht aus 50 Vol.% kommunalem Klärschlamm und 50 Vol.% Strukturmaterial (Holz, Grünschnitt). Tabelle 1 zeigt die zu untersuchenden Parameter.

Tab. 1: Untersuchungsparameter

	Parameter
Substrat (KSK+Gemisch)	N _t , NH ₄ , NO ₃ , C/N pH, LF, Gliberverlust, (PO ₄ , SM)
	Bodenfeuchte
	Temperatur
Sickerwasser	Quantität, N _t , NH ₄ , NO ₃ , pH, LF (PO ₄ , SM)
Biomasse	TM, N _t , NH ₄ , NO ₃ , C/N

¹Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg, Institut für Agrartechnik und Landeskultur, L.-Wucherer Str. 81, D 06108 Halle/S.

²Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Th.-Lieser-Str. 04, D 06120 Halle/S.

Des weiteren werden vergleichbar Varianten mit und ohne Pflanzenbestand untersucht. Als Versuchspflanze dient Welches Weidelgras (*Lolium multiflorum*). Durch wöchentliches Wägen der Gefäße werden Evapotranspiration und Evaporation erfasst. Begleitend zu den Untersuchungen werden die meteorologischen Größen (Niederschlag und Temperatur) gemessen. Für die Versuche wurde eine maximale Niederschlagsmenge von 600mm/a festgelegt, die durch Simulation von Niederschlagsereignissen erreicht wird.

Nach DIN ISO 11274:1998 wurden die Wasserretentionskurven für definierte KSK und KSK-Gemische bei unterschiedlichen Verdichtungen ermittelt. Ergänzend zu den Untersuchungen werden auf Grundlage erhobener Ergebnisse geeignete Modellierungen des Wasserhaushaltes für ausgewählte Jahre durchgeführt.

3 Erste Ergebnisse

Bodenphysikalische Parameter

Die Ergebnisse der Tabelle 2 zeigen deutlich eine Abhängigkeit der nutzbaren Feldkapazität (nFK) von der Lagerungsdichte.

Tab. 2: Beziehung zwischen Wasserspannung und Wassergehalt für KSK und KSK-Gemische

KSK Nr.	TRD ρ (g/cm ³)	Vol.-% Wasser bei pF					FK Vol.-%	nFK Vol.-%
		1,4	1,8	2,5	3	4,2		
MKSK1	0,3	63,5	54,5	41,0	39,0	30,6	54,5	23,9
	0,4	55,6	45,0	39,7	37,0	31,2	45,0	13,9
	0,7	60,1	50,0	55,2	48,8	48,0	50,0	11,0
MKSK1/Ut2	1,2	49,0	47,1	41,7	35,3	20,4	47,1	26,7
	1,3	47,2	46,4	42,3	36,5	21,0	46,4	25,4
MKSK1/St2	1,1	42,4	33,9	25,0	22,1	14,3	33,9	19,8
	1,5	38,4	36,5	32,6	27,5	24,3	36,5	12,2

Bei Zunahme der Lagerungsdichte um ca. 130% verringert sich die nFK der Variante MKSK1 um fast 60%. Analoge Ergebnisse wurden bei den Varianten MKSK1/Ut2 und MKSK1/St2 erzielt.

Bodenchemische Parameter

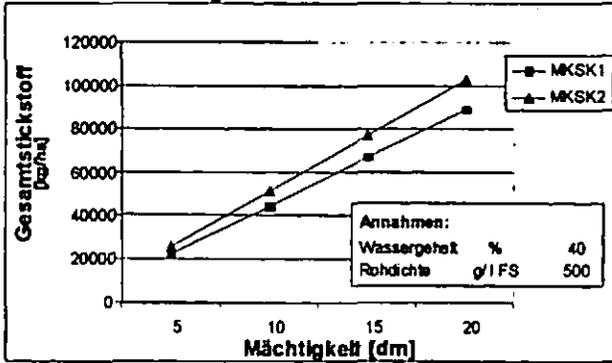
Die Stickstoffparameter der eingesetzten Modellkomposte sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tab. 3: Stickstoffparameter

KSK	NO ₃ -N mg/100g TM	NH ₄ -N mg/100g TM	N _t mg/100g TM	C _t mg/100g TM	C/N
MKSK1	3,56	356,25	1480	21600	14,59
MKSK2	3,77	323,74	1710	24600	14,39

Die Modellkomposte verfügen über einen Gesamtstickstoffgehalt von 1480mg/100gTM bzw. 1710mg/100gTM bei einem C/N-Verhältnis von ca. 15. Daraus ergibt sich ein Gesamtstickstoffvorrat von ca. 45000kg/ha in einer 10dm mächtigen Abdeckschicht. In Abbildung 1 ist der Gesamtstickstoffvorrat in Abhängigkeit der Mächtigkeit von beiden MKSK dargestellt.

Abb. 1: Stickstoffvorrat von MKSK1 und MKSK2 bei unterschiedlichen Mächtigkeiten



Wasserhaushalt und Sickerwasser

Der Wassergehalt der Gefäße wurde im bisherigen Untersuchungszeitraum (27 Wochen) in wöchentlichen Abständen gravimetrisch erfasst. Tendenziell ist bei den begrünten Gefäßen (*Lolium multiflorum*) gegenüber den unbegrünten eine deutlich höhere Abnahme des Wassergehaltes festzustellen. Tabelle 4 zeigt die aus einer 10 dm-Variante bestimmte Evapotranspiration und Evaporation.

Tab. 4: Evapotranspiration und Evaporation

Variante	Evaporation [mm]	Evapotranspiration [mm]	Transpiration [mm]
KSK1	-210	-481	-272
KSK1(50Vol.%) + Ut2(50Vol.%)	-234	-462	-228
KSK1(50Vol.%) + St2(50Vol.%)	-244	-474	-230
Ut2	-311	-420	-109
St2	-320	-285	34

Im bisherigen Untersuchungszeitraum ist bei einer Niederschlagsmenge von 386 mm eine Evapotranspiration in Höhe von 481 mm bei der Variante MKSK1 registriert worden. Das entspricht einer Menge von 96 % der langjährigen Niederschlagsmenge von ca. 500mm/a in Sachsen-Anhalt und von 80 % der im Forschungsprojekt angestrebten Höchstmenge („worst case“). Die Mischungsvarianten MKSK1/Ut2 und MKSK1/St2 weisen im gleichen Zeitraum eine Evapotranspiration von 462 mm bzw. 474 mm auf. Die Unterschiede sind auf die zeitlich ungleiche Entwicklung von *Lolium multiflorum* der Varianten zurückzuführen.

Nach einem Niederschlagsereignis am 17.07.03 von 19 mm traten aus der unbegrünten Kompostvariante von 5 dm Mächtigkeit 16 mm Sickerwasser und bei den Varianten MKSK1/Ut2 2 mm und MKSK1/St2 13 mm aus. Die Kompostvariante wies eine Fracht von 261 kg/ha, die Mischungsvarianten mit St2 und Ut2 142 kg/ha bzw. 41 kg/ha NO₃-N im Sickerwasser auf.

4 Schlussfolgerungen

Die bisherigen Untersuchungen zeigen, dass der Wasserhaushalt durch Pflanzenbestand und bodenphysikalische Eigenschaften von KSK und KSK-Gemischen beeinflusst wird. Die nFK der geprüften Substrate ist von den Mischungskomponenten und der Lagerungsdichte abhängig. Mit zunehmender Verdichtung sinkt die nFK. Die Mischungsvariante MKSK1/Ut2 zeigte eine Erhöhung der nFK gegenüber der Variante MKSK1.

Aus den Ergebnisse sind folgende erste Schlussfolgerungen zu ziehen:

- Begrünung der Flächen zur Minimierung der Sickerwasserbildung
- Aufbringen des Materials in geringer Dichte zur Realisierung hoher nFK-Werte
- Vermeidung von Verdichtungen durch nachträgliche Bewirtschaftung (Nachsorgefreiheit)
- Erhöhung der Wasserspeicherfähigkeit durch Zugabe geeigneter Materialien

5 Literatur

[1] Statistisches Bundesamt, Fachserie 19, Reihe 2.1, 2001

Auswirkungen unterschiedlicher Bodenbearbeitung zu Silomais auf den Gehalt mineralischen Stickstoffs im Boden und den Ertrag

E. Unterseher* & F.-J. Kansy*

1. Problemstellung

Der Oberrheingraben beheimatet einen der bedeutendsten mitteleuropäischen Grundwasserspeicher. Aufgrund der besonderen naturräumlichen Eignung stellt Mais in diesem Gebiet die mit weitem Abstand flächenmäßig dominierende Feldfrucht dar. Zur Minimierung von Stickstoffverlusten bei auswaschunggefährdeten Standorten wurden am Institut für umweltgerechte Landwirtschaft, einer Forschungsinstitution im Geschäftsbereich des Ministeriums für Ernährung und Ländlichen Raum Baden-Württemberg, seit 1996 unterschiedliche Anbauverfahren zu Silomais auf fünf Versuchsflächen miteinander verglichen.

2. Methodik

Als Varianten zum wurden gewählt:

1. Pflug im Herbst/Winter (PW)
2. Pflug im Frühjahr (PF)
3. Reihenfräsaat (RF)
4. Direktsaat (DS)

In zweiwöchigem Abstand wurden Bodenproben entnommen und auf N_{min} hin untersucht. Daneben wurde die betriebliche Wirtschaftlichkeit mit dem Programm VOKAL DER LANDESANSTALT FÜR ENTWICKLUNG DER LANDWIRTSCHAFT UND DER LÄNDLICHEN RÄUME BADEN-WÜRTTEMBERG (www.landwirtschaft-mlr.baden-wuerttemberg.de/la/le/) berechnet.

*Institut für umweltgerechte Landwirtschaft
Auf der Breite 7
79379 Müllheim/Baden
Tel.: 07631/368457; Fax.: 07631/368430
E-mail: erich.unterseher@iful.bwl.de
Franz-Josef.Kansy@iful.bwl.de
www.iful.bwl.de

3. Ausgewählte Ergebnisse

3.1 Ertrag

Bei den Erträgen fällt die Direktsaat mit rund 11-16 dt/ha etwas hinter den anderen Varianten zurück. Dabei fallen einzelne Jahre stark ins Gewicht, in denen extreme Mindererträge zu verzeichnen waren.

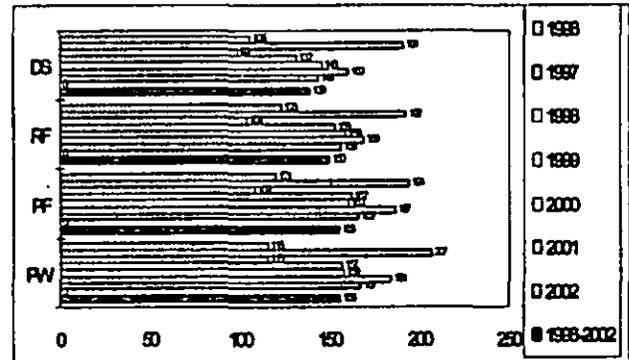


Abb. 1: Vergleich der Mittelwerte der Trockenmasseerträge aller Standorte (dt/ha).

3.2 Stickstoffdynamik

Der Verlauf der N_{min} -Werte variiert stark in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf u.a., sowohl im Vergleich der einzelnen Bearbeitungsvarianten als auch zwischen den Einzeljahren innerhalb derselben Variante (s. Abb. 2).

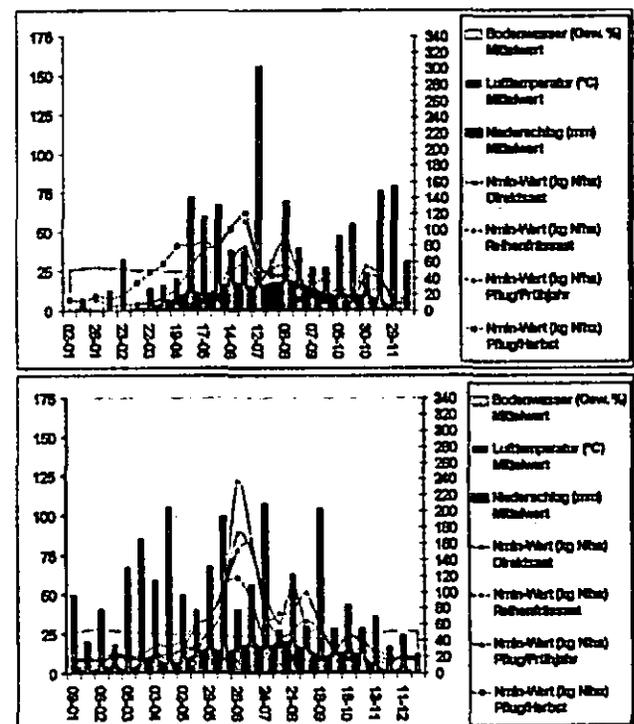


Abb. 2: Verlauf der N_{min} -Werte (kg N/ha) im Jahresverlauf im Zusammenhang mit Niederschlag, Lufttemperatur und Bodenwassergehalt; ausgewählte Beispiele (1996 oben, 2002 unten).

Die Stickstoffbilanzierung für alle Jahre und Standorte (s. Abb. 3) zeigt, dass die N_{min} -Werte im Frühjahr bei der Direktsaat am niedrigsten sind.

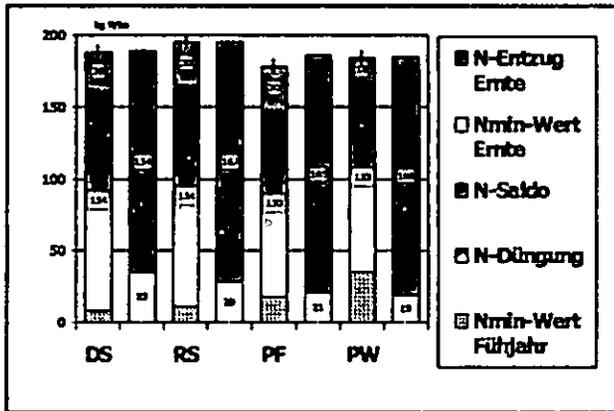


Abb. 3: N-Bilanzen der Versuchsjahre 1996-2002.

3.3 Wirtschaftlichkeit (Betriebsebene)

Bei der Direkt- und der Streifenfrässaat liegen die Beträge der Maschinenkosten deutlich niedriger als bei den Pflugvarianten. Dem stehen jedoch bei den variablen Kosten z.T. höhere Aufwendungen beim Pflanzenschutzmitteleinsatz gegenüber.

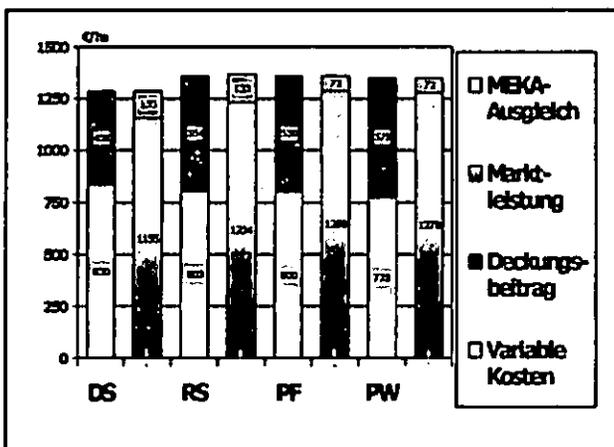


Abb. 4: Betriebswirtschaftlicher Vergleich.

Bei der Marktleistung schlagen die Mindererträge der Direktsaatvariante durch. Durch den sogenannten Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich (MEKA) - ein Agrarumweltprogramm in Baden-Württemberg - werden diese jedoch kompensiert. Hier wird deutlich, dass von Agrarumweltprogrammen die entscheidenden finanziellen Impulse zur Wahl des Anbausystems ausgehen können.

4. Zusammenfassende Bewertung und Ausblick

Bei der Gesamtschau ergibt sich ein differenziertes Bild der untersuchten Anbauverfahren. Einerseits sind die Pflugvarianten aufgrund der einfacheren Technik und der damit verbundenen höheren Wahrscheinlichkeit einer hohen Auflauftrate, die dann auch folgerichtig in der Marktleistung und im „Aufnehmen“ der im Boden befindlichen Nährstoffe zum Ausdruck kommt, im Vorteil.

Bewertungs-kriterium	Direkt-Saat	Reihen-Fräs-saat	Pflug Früh-jahr	Pflug Winter
Trockenmasse-erträge	-	+	+	+
Nitrat-auswaschung-gel. Früh-jahr/Früh-sommer	+	+	-	-
Nitrat-auswaschung-gel. Herbst/Winter	-	+	+	+
Aufwand Pflanzenschutz-mittel	-	-	+	+
Vollkosten-rechnung n. VOKAL	-	+	+	+
Befahr-barkeit	+	+	-	-
Erosion-schutz	+	+	-	-

Abb. 5: Zusammenfassende Bewertung.

Andererseits kommt aufgrund der gestiegenen Anforderungen von Seiten der Bodenschutzgesetzgebung den im Rahmen des Dauerversuches getesteten Varianten „Reihenfrässaat“ und „Direktsaat“ eine wachsende Bedeutung zu. Deren grundsätzliche Praxistauglichkeit konnte für die naturräumlichen Verhältnisse im Dreisamtal demonstriert werden.

5. Literatur

KANSY, F.-J. (2003): Erprobung umwelt-schonender Anbausysteme mit Silomais und Einführung in die landwirtschaftliche Praxis in Wasserschutzgebieten des Landes Baden-Württemberg. - In: REGIERUNGSPRÄSIDIUM FREIBURG & INSTITUT FÜR UMWELTGERECHTE LANDBEWIRTSCHAFTUNG (HRSG.): Vorstellung der Versuchsergebnisse Mais 2002. - Band zur Tagung am 05.02.03 beim Amt für Landwirtschaft, Landschafts- und Bodenkultur Emmendingen-Hochburg, 23-33

Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden

G. Wessolek¹⁾ und W. Duijnsveld²⁾

1. Fragestellung und Zielsetzung

Für die Bestimmung von Evapotranspiration und Sickerwasserrate in geringer zeitlicher Auflösung, z.B. langjähriger Mittelwerte, wurden in der Vergangenheit in mehreren Stufen empirische Gleichungen und Nomogramme entwickelt. Mit dem zuletzt entwickelten Ansatz von RENGGER & WESSOLEK (1990), kann die jährliche Sickerwasserrate nutzungsspezifisch für Nadelwald, Acker und Grünland mit einer Standardabweichung von 20 - 30 mm/a für Norddeutschland bestimmt werden. Ausgangsbasis für diese Verfahren waren zahlreiche Geländemessdaten der jährlichen Sickerwasserrate sowie Ergebnisse von Modellberechnungen. Bei der Entwicklung der empirischen Verfahren wurde darauf geachtet, dass die bodenkundlichen und klimatologischen Eingangsdaten für diese Verfahren einfach zu bestimmen sind und routinemäßig vorgehalten werden, so dass eine breite Anwendung der Regressionsgleichungen in der Praxis gewährleistet ist. Da es für diesen Ansatz innerhalb Deutschlands Gebiete eingeschränkter Übertragbarkeit gibt, bzw. das bisherige Spektrum der Standortbedingungen, die der Ableitung der Regressionsgleichungen zugrunde gelegen haben für eine bundesweite Anwendung nicht ausreichend ist, war eine Weiterentwicklung des Regressionsverfahrens mit folgenden Schwerpunkten notwendig:

- weitere Klimaregionen mit höheren Niederschlägen bzw. höherer potenzieller Evapotranspiration,

¹⁾ TU-Berlin, Institut für Ökologie, FG Standortkunde Bodenschutz, Salzufer 12, 10587 Berlin, gerd.wessolek@tu-berlin.de

²⁾ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30631 Hannover, wim.duijnsveld@bgr.de

- geneigte Flächen (Berücksichtigung des Oberflächenabflusses bei ackerbaulicher Nutzung).

Die Regressionsgleichungen zur Ermittlung der Sickerwasserrate aus dem Boden waren noch aus zwei weiteren Gründen zu modifizieren:

- Für die Bundesrepublik liegt für die potentielle Verdunstung mit der FAO Gras-Referenzverdunstung (ET_0) eine neue, bundesweit einheitliche Verdunstungsberechnung (BMU, 2003; Tafel 2.12) anstelle der bisher in Deutschland üblichen Haude-Verdunstung vor.
- Die neue, bundesweit vorliegende Korrektur der Niederschlagshöhe (vgl. Tafel 2.5, BMU, 2003) erfordert eine entsprechende Einbeziehung in die Regressionsgleichungen.

2. Das neue TUB-BGR-Verfahren

In Abb. 1 wird das neue Verfahren von seinem prinzipiellen Ansatz her erläutert. Es wird davon ausgegangen, dass das Verhältnis aus tatsächlicher und potenziell möglicher Verdunstung abhängig ist von der Menge des pflanzenverfügbaren Wasserversorgung eines Standortes (WV). Die Faktoren, die diese Wasserversorgung der Pflanzen im Sommerhalbjahr bestimmen sind:

- a) oberflächenabflussbereinigte Niederschläge,
- b) nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und
- c) kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser für Standorte mit Grundwassereinfluss.

Der Berechnungsansatz geht davon aus, dass unterhalb einer „kritischen“ Wasserversorgung (bei Ackernutzung liegt diese Grenze bei 700 mm) die tatsächliche Verdunstung in erster Linie abhängig ist vom Wasserdargebot. Das Verhältnis von tatsächlicher Verdunstung ($E_{real}+E_i$) zu potenziell möglicher (berechnet nach der FAO-Grasreferenzverdunstung, ET_0) geht mit kleiner werdender WV zurück und kann für den linken Teil des Kurvenverlaufs durch folgenden Funktionsverlauf beschrieben werden (Funktion 1 in Abb. 1):

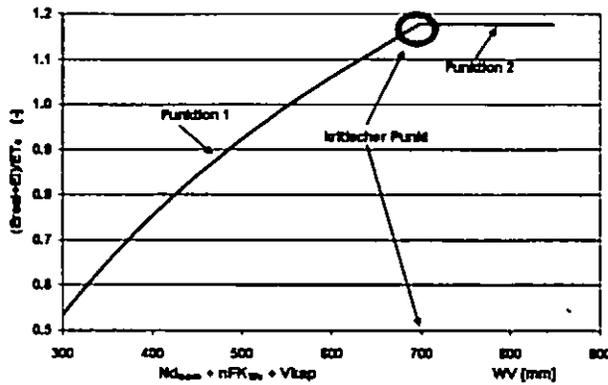


Abb. 1: Prinzipieller Ansatz zur Berechnung von $(E_{real}+E_i)/ET_0$

Vor diesem Hintergrund wurden nochmals Modellrechnungen für eine Vielzahl bodenkundlicher und klimatischer Standortvarianten durchgeführt und die Ergebnisse der jährlichen Sickerwasserraten zur Ableitung verbesserter Regressionsgleichungen genutzt. Das Spektrum der berücksichtigten Standortvarianten umfasste vier Böden mit unterschiedlichen Wasserspeichervermögen, sechs Typen von Grundwasseramplituden, sechzehn Klimastationen, die nach ihrer klimatischen Kennwerte als repräsentativ für die Klimaregionen Deutschlands angesehen werden dürfen, sowie die Nutzungsarten Acker (mit einer typischen Fruchtfolge aus Getreide und Hackfrüchten), Grünland, Nadel- und Laubwald. Die Ergebnisse aller Szenarien wurden mittels nichtlinearer multipler Regressionsanalyse ausgewertet.

Beispielhaft sind nachfolgend die Regressionsgleichungen des neuen TUB-BGR-Verfahrens (WESSOLEK et al., 2003) für den Nutzungstyp Acker für grundwasserferne Standorte (ohne kapillaren Aufstieg) unter ebenen Bedingungen dargestellt:

$$\text{bei } WV = nFK_{w_e} + Nd_{som} > 700 \text{ mm}$$

$$SWR = Nd - ET_0 * 1.05 * [0.76 * \log(1/ET_0) + 3.07] \quad (1)$$

$$\text{bei } WV = nFK_{w_e} + Nd_{som} \leq 700 \text{ mm}$$

$$SWR = Nd - ET_0 * [1.45 * \log(nFK_{w_e} + Nd_{som}) - 3.08] * [0.76 * \log(1/ET_0) + 3.07] \quad (2)$$

mit:

- WV = pflanzenverfügbare Wassermenge im Sommerhalbjahr (mm)
- nFK_{w_e} = nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (mm)
- Nd_{som} = mittlere korrigierte Niederschlagshöhe im Sommerhalbjahr (mm)
- Nd = mittlere korrigierte jährliche Niederschlagshöhe (mm/a)
- SWR = mittlere langjährige Sickerwasserrate aus dem Boden (mm/a)
- ET_0 = potenzielle FAO-Gras-Referenzverdunstung (mm/a)

Insgesamt bilden jeweils 4 Regressionsgleichungen (Acker, Grünland, Nadelwald und Laubwald) für grundwasserferne und 4 für grundwassernahe Standortbedingungen die Basis des neuen TUB-BGR-Verfahrens. Vor Ermittlung der Sickerwasserrate aus dem Boden wurde mit Hilfe eines empirischen Verfahrens der auf Oberflächenabfluss entfallende Niederschlagsanteil abgeschätzt und vom Inputdatum des mittleren korrigierten Jahres- bzw. Sommerniederschlags abgetrennt. Im Unterschied zu den früheren Regressionsgleichungen werden die nichtlinearen Abhängigkeiten der Sickerwasserrate vom pflanzenverfügbaren Bodenwasser und den klimatischen Einflüssen am jeweiligen Standort vom neuen Verfahren deutlich besser abgebildet.

Mit dem neuen TUB-BGR-Verfahren wurde die HAD-Tafel 4.5 „Sickerwasserrate aus dem Boden“ (BMU, 2003) erstellt.

Literatur

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTOR-SICHERHEIT) (HRSG. 2003): HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND. BONN.

RENGER, M. & WESSOLEK, G. (1990): AUSWIRKUNGEN VON GRUNDWASSERABSENKUNGEN UND NUTZUNGSÄNDERUNGEN AUF DIE GRUNDWASSERNEUBILDUNG. MITT. INST. FÜR WASSERWESEN, BUNDESWEHR HOCHSCHULE MÜNCHEN, BAND 38 B, 295-305.

WESSOLEK, G., DUJNISVELD, W.H.M. & TRINKS, S. (2003): DIE ENTWICKLUNG EINES NEUEN VERFAHRENS ZUR BUNDESWEIT EINHEITLICHEN BERECHNUNG DER SICKERWASSERRATE AUS DEM BODEN IM RAHMEN DES PROJEKTES „HYDROLOGISCHER ATLAS VON DEUTSCHLAND“ (HAD). - WASSER UND BODEN (IN VORBEREITUNG).

Stoffverlagerung nach Sekundärrohstoff-Düngung

Holger Wildhagen*

Bei der Anwendung von Sekundärrohstoff-Düngern (Klärschlamm und Kompost) sind die Belange des vorsorgenden Boden- und Gewässerschutzes zu beachten. Untersucht wird die Stoffanreicherung und -verlagerung durch eine langfristige Anwendung von Serodüngern, besonders im Hinblick auf eine mögliche Grundwasserbeeinflussung. Besonders austragsgefährdet sind humusarme, sorptionsschwache Sandböden mit geringer Feldkapazität und hoher Infiltration.

Als worst-case-Objekt wird ein seit 1958 laufender Feldversuch der LUFA Speyer beprobt (Bodenart S12-Ss; Humusgehalt 1,5 - 1,7 %, FK 10,8 Vol.%, kf > 400 cm/d), der Varianten mit Klärschlamm- und Kompost-Düngung enthält. Lange Zeit wurden sehr hohe, über den heute zulässigen Mengen an Serodünger appliziert, die vor allem in den ersten 20 Jahren hohe Nährstoff- und Schadstoffkonzentrationen enthielten, die über den heute geltenden Grenzwerten liegen. Boden, Feldversuch und Methoden sind von Rost (2001) näher beschrieben. Praxisflächen mit ähnlichen Bodeneigenschaften (Lüneburg), die erst seit 15 Jahren entsprechend der Klärschlammverordnung gedüngt sowie ungedüngte Vergleichsflächen, wurden in gleicher Weise untersucht. Mitgeteilt werden Ergebnisse zu den Gesamt-Schwermetallgehalten und den Phosphorgehalten (Pt, P-CAL) in 30 cm Tiefenabschnitten des Bodenprofils, das bis unterhalb der hydrologischen Wasserscheide beprobt wurde.

Die überhöhte Zufuhr von Serodüngern hat sowohl bei Klärschlamm- als auch Kompost-Düngung zu einer signifikanten Anreicherung der untersuchten 6 Schwermetalle in der Krume (0-30 cm) und zu einer

*Universität Kassel, FB 11, FG Bodenkunde, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen email: wildhagn@wiz.uni-kassel.de

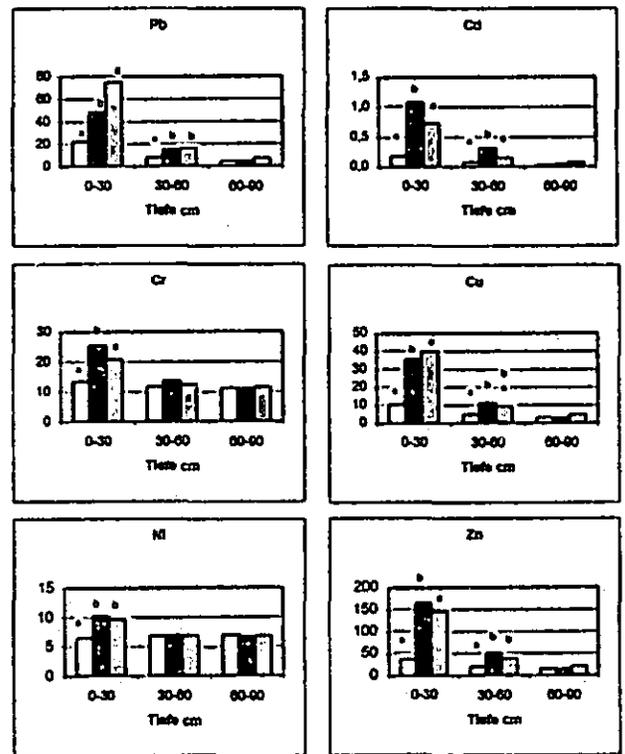


Abb. 1: Schwermetall-Gesamtgehalte (mg/kg TS) nach 42-jähriger Serodünger-Anwendung (Speyer)

□ Kontrolle ■ Klärschlamm ▒ Kompost

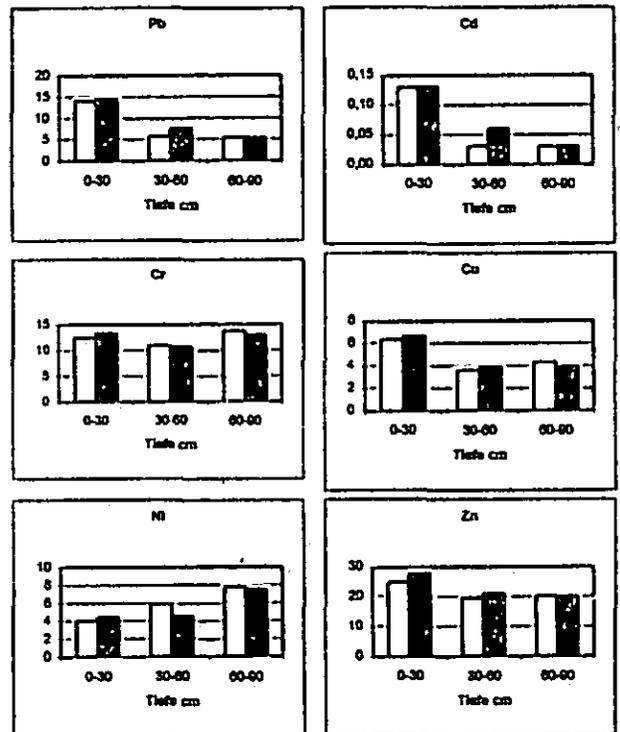


Abb. 2: Schwermetall-Gesamtgehalte (mg/kg TS) auf Praxisflächen (Lüneburg) nach 15-jähriger Klärschlamm-Anwendung.

□ ohne Klärschlamm ■ mit Klärschlamm

Verlagerung in den Tiefenabschnitt 30-60 cm geführt, die für Pb, Cd, Cu und Zn ebenfalls signifikant ist. In den weiteren Tiefenabschnitten bis 150 cm (nicht dargestellt) ist keine Verlagerung an den SM-Gehalten festzustellen (Abb. 1). Auch für den Nährstoff Phosphor ist die Anreicherung im Oberboden für beide Serodünger und bei Klärschlamm die Verlagerung bis 60 cm sowohl für Gesamt-P als auch CAL-P signifikant. (Abb. 3).

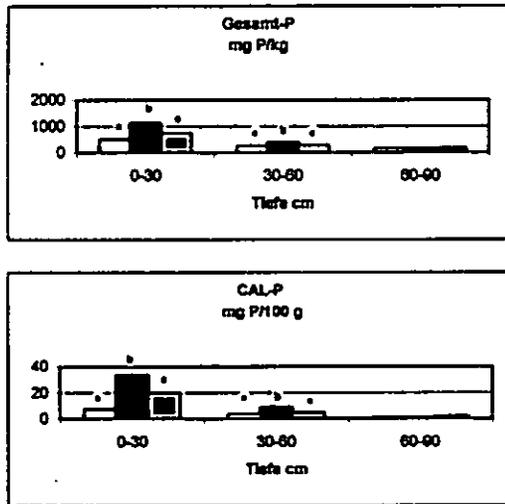


Abb. 3: P-Gehalte nach 42-jähriger Serodünger-Anwendung (Speyer)

□ Kontrolle ■ Klärschlamm ▒ Kompost

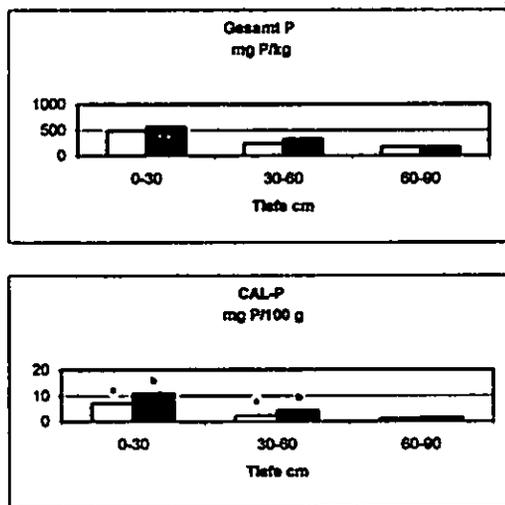


Abb. 4: P-Gehalte nach 15-jähriger regelkonformer Klärschlamm-Anwendung (Lüneburg)

□ Kontrolle ■ Klärschlamm

Bei 15-jähriger regelkonformer Klärschlammdüngung ist bei einigen Schwermetallen eine Anreicherung tendenziell vorhanden, aber nicht signifikant (Abb. 2). Die P-Anreicherung und Verlagerung bis 60 cm ist deutlich, jedoch nur bei CAL-P signifikant (Abb. 4). Die P-CAL-Gehalte zeigen eine Phosphoranreicherung durch Klärschlamm eher an als die Gesamt-P-Werte.

Überhöhte Serodünger-Anwendung (entsprechend einer 200-jährigen Düngung nach heutigen Verordnungen) führt zu einer signifikanten SM- und P-Anreicherung und Verlagerung bis in 60 cm Tiefe. Bilanz-Rechnungen weisen Negativ-Salden, d.h. mögliche Auswaschungsverluste auf, die sich analytisch nicht feststellen ließen. Für Phosphor stellten auch Bischoff und Emmerling (2000) am gleichen Feldversuch Bilanzdefizite fest, die noch höher ausfielen als jetzt berechnet.

Regelungskonforme Serodünger-Gaben führen zu keinen Verlagerungen von Schwermetallen und Phosphor, die sich von anderen Düngerformen, z.B. Wirtschaftsdünger, unterscheiden, wie weitere Untersuchungen ergaben (ATV-DVWK, 2003).

Literatur:

ATV-DVWK (2003): Arbeitsbericht (in Vorbereitung)
 Bischoff, R. und Emmerling, R. (2000): Phosphor-Bilanzen nach 40 Jahren differenzierter organischer Düngung sowie deren Einfluss auf die gemessenen Bodenvorräte. VDLUFA-Schriftenreihe 55, 197-200.
 Rost, U. (2001): Verlagerung von Schadstoffen bei langjähriger Anwendung von Bioabfallkompost und Klärschlamm in einem Dauer-Feldversuch. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 96, 43-46.

Änderung der latenten Energie in Agrarlandschaften bei zu erwartender Klimaveränderung

Zmiany bilansu energii w knejobrazie w kontekście ocieplenia klimatu

M. WILLMS¹, F. EULENSTEIN¹, J. OLEJNIK², A. WERNER¹

Zusammenfassung

Einleitung

Am Beispiel von zwei Untersuchungsgebieten soll geprüft werden, wie sich die Wasserverfügbarkeit für landwirtschaftliche Kulturen und der latente Wärmefluss in Folge eines Klimaszenarios ändert. Bei der Auswahl der Untersuchungsgebiete wurde bewusst darauf Wert gelegt, dass in beiden Untersuchungsgebieten sandige Böden mit geringer Feldkapazität dominieren. Ziel der Arbeiten war es zu untersuchen, wie sich die klimatischen Wasserhaushaltsbilanzen überwiegend sandiger Standorte in Gebieten mit relativ hohen bzw. niedrigen Niederschlägen unter den Bedingungen der prognostizierten Klimaänderung verhalten. Der Fluss der latenten Wärme wird dabei über die aktuelle Verdunstung ermittelt. Diese wird mit dem Modell HERMES (KERSEBAUM, 1995) auf Basis der Landnutzungsdaten, der Bodendaten und der Wetterdaten simuliert. Der latente Wärmefluss lässt sich dabei aus der realen Verdunstung ableiten.

Material und Methoden

Die Landnutzung wurde in zwei Untersuchungsgebieten erhoben, deren Kerndaten in Tab. 1 dargestellt sind. Für das Untersuchungsgebiet Bramstedt liegen Erhebungen von 1996 – 2000 vor. Für dieses Untersuchungsgebiet wurde von einer Konstanz der Landnutzung ausgegangen, so dass der Fehler klein bleibt, wenn die erhobenen Daten für eine Modellierung ab 1977 extrapoliert werden.

Da die Landnutzung, die Böden und das Wetter charakteristisch für die jeweilige Region sind, kann die Aussage für das Untersuchungsgebiet Mockritz auf das semikontinentale Trockengebiet Süd-Brandenburg/Nord-Sachsen übertragen werden. Die Ergebnisse des Untersuchungsgebietes Bramstedt sollten charakteristisch für das niederschlagsreiche und küstennahe Elbe-Weser-Dreieck sein.

Die für die Modellierung der Verdunstung notwendigen physikalischen Bodendaten wurden durch Analysen ermittelt und zu Musterprofilen zusammengefasst. Die Zusammenfassung erfolgte aufgrund der verfügbaren Bodenkarten für Bodentypen in Niedersachsen und für Standorttypen in Sachsen/Brandenburg. Die Grenzen zwischen

verschiedenen Böden wurden den bodenkundlichen Karten der Gebiete entnommen. Anschließend wurde mittels eines „Geographischen Informationssystems“ (GIS) ein Verschnitt der Bewirtschaftungs- und der Bodeneinheiten vorgenommen. Für die daraus entstandenen Polygone wurden die Simulationsrechnungen durchgeführt.

Tab. 1: Charakteristika der Landnutzung in den Untersuchungsgebieten

	Mockritz bei Torgau	Bramstedt bei Bremerhaven
Erhobene Landnutzung	1977 – 2000	1996 – 2000
Fläche	3.700 ha	470 ha
Anzahl ldw. Betriebe	11	10
Produktionsrichtung	Marktfruchtbetriebe	Veredelungs- und Futterbaubetriebe
Anteil Grünland	7 %	52 %
Viehbesatz	0,4 GV/ha	2,0 GV/ha

Das Simulationsmodell benötigt Wetterdaten in täglicher Auflösung über 25 Jahre. Auftretende Lücken in den Datenreihen konnten mittels Regressionsrechnung zwischen zwei Stationen geschlossen werden. Die Wetterstationen für einige Parameter (außer Niederschlag) lagen bis zu 30 km entfernt vom Zentrum des Untersuchungsgebietes. Um die Wetterdaten auf das Zentrum des Untersuchungsgebietes zu interpolieren, wurden die Daten von drei Stationen, die im Umkreis des Untersuchungsgebietes liegen, nach der unten dargestellten Formel nach SCHWARZMEIER (1992) berechnet.

$$T_{\text{Zentrum Untersuchungsgebiet}} = \frac{T \cdot \frac{1}{\text{Ort A [km]}} + T \cdot \frac{1}{\text{Ort B [km]}}}{\left(\frac{1}{\text{Ort A [km]}}\right)^2 + \left(\frac{1}{\text{Ort B [km]}}\right)^2}$$

Das Simulationsmodell HERMES modelliert die potenzielle Verdunstung nach HAUDE (1955) und reduziert diese aufgrund des begrenzten Wasservorrats im Boden mit den kulturartspezifischen Faktoren von HEGER (1978).

Für die Modellierungen des Wasserhaushaltes bei Klimaänderung wurde das Klimaszenario „Business as usual“ des IIASA (International Institute for System Analysis, Österreich) verwendet. In diesem Szenario wird ab der Mitte des 21. Jahrhunderts eine Verdoppelung des CO₂-Partialdrucks der Atmosphäre angenommen. Die von HULME (1990) beschriebenen Algorithmen zur Simulation der Wetteränderung wurde auf die Daten des Ist-Klimas angewendet.

Dieses Klimaszenario geht von einer Temperaturerhöhung um 4 °C und einer Erhöhung der Jahresniederschläge um 140 mm aus. Danach wird die Temperatur im Winter etwa um 5 °C, im Sommer jedoch nur um 3 °C steigen. Die Niederschläge während der Vegetationsperiode werden zurückgehen, während die Winterniederschläge steigen. In der Vegetationsperiode wird den Pflanzen durch die

¹ ZALF, Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Müncheberg, Deutschland

² ADAU, Lehrstuhl für Agrarmeteorologie, Universität für Bodenkultur, Poznan, Polen

höhere reale Verdunstung weniger Wasser zur Verfügung stehen.

Zur Verdunstung von 1 kg Wasser wird ein Energiebetrag von $\approx 2,5$ MJ benötigt. Daraus lässt sich durch Multiplikation mit der realen Verdunstungsmenge die Energiemenge für den latenten Wärmefluss berechnen.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Wasserhaushalts-Simulationsrechnungen sind in der Tab. 2 dargestellt.

Tab. 2: Klimatische Wasserhaushaltsbilanz im vieljährigen Mittel

Ist-Klima (1982 - 2000)	Klima-Szenario (2062 - 2080)
$N = Etr + SW + \Delta V$	$N = ETr + SW + \Delta V$
Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen	
$526 = 457 + 83 - 14$	$654 = 572 + 87 - 5$
Elbe-Weser- Dreieck	
$781 = 422 + 359 + 0$	$925 = 546 + 380 - 1$

N = Niederschlag, Etr = reale Evapotranspiration, SW = Sickerwasser, ΔV = Vorratsänderung

Um die Wasserversorgung der Kulturpflanzen abzuschätzen, wurden die Größen der klimatischen Wasserhaushaltsbilanz für die Vegetationsperiode (Mai – August) und für das Winterhalbjahr (September – April) berechnet. Zusätzlich wurden die Daten für Sandböden verwendet, die in beiden Untersuchungsgebieten vorkommen und in der Bodenart etwa vergleichbar sind. Auf diesen Standorten zeigt sich eine mögliche Wasserknappheit in besonderem Maße.

Im Elbe-Weser-Dreieck beträgt die Niederschlagssumme von Mai bis August im Mittel der Jahre 273 mm. Dem steht für die Sandböden eine reale Verdunstung von 256 mm gegenüber. Damit liegen die Niederschläge dieser Monate durchschnittlich 17 mm über der realen Evapotranspiration. Im Mittel der Jahre ist daher nicht mit einer längerfristigen Ausschöpfung des Bodenwasservorrats während der Vegetationsmonate zu rechnen. Für das berechnete Klimaszenario steigen die Niederschläge um 38 mm auf 311 mm. Die reale Evapotranspiration steigt ebenfalls auf 312 mm. Sie ist im Vergleich zu den Niederschlägen überproportional angestiegen. Im Mittel der Jahre wird auch für das Klimaszenario der Bodenwasservorrat nicht ausgeschöpft.

Für den Raum Süd-Brandenburg / Nord-Sachsen beträgt die Summe der Niederschläge im Mittel der Jahre während der Vegetationszeit von Mai bis August, 209 mm. Dem steht eine reale Verdunstung von 252 mm gegenüber. Die Verdunstung liegt damit 43 mm über der Niederschlagssumme. Diese 43 mm werden aus den Bodenvorräten gespeist. Für das Klimaszenario steigt die Niederschlagssumme der Vegetationsperiode um 33 mm auf 247 mm an. Die reale Verdunstung steigt um 41 mm auf 293 mm in dieser Periode. Für dieses Szenario liegt die reale Verdunstung 46 mm über den Niederschlägen dieser Periode.

Bei den dortigen Sandböden mit einer nutzbaren Feldkapazität (nFK) von etwa 15 Vol% Wasser in der Krume und 12 Vol% Wasser im Unterboden entspricht das einer Ausschöpfung des Bodenwassers bis in ca. 50 cm Tiefe. Damit wird der Bodenwasservorrat des effektiv durchwurzelbaren Raums von 60 cm fast ausgeschöpft. Bei den angebauten landwirtschaftlichen Kulturen ist daher mit Trockenstress und Ertragseinbußen zu rechnen.

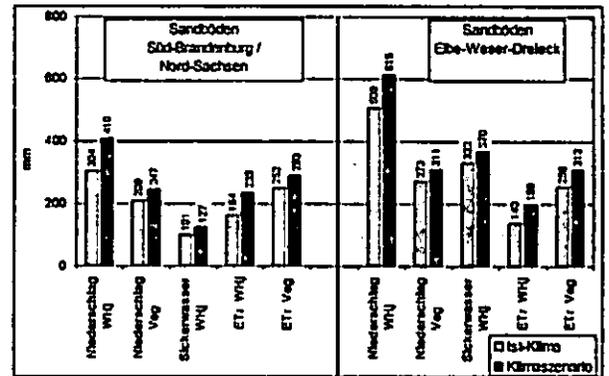


Abb.: Komponenten der klimatischen Wasserbilanz während der Vegetationsperiode und im Winterhalbjahr

Schlussfolgerungen

In Nordwest-Deutschland werden sich aufgrund der verwendeten Klimaszenarien die ackerbaulichen Rahmenbedingungen nicht wesentlich verschlechtern. Durch die erhöhte Verdunstung und die damit einhergehende Erhöhung der relativen Luftfeuchte wird sich vermutlich der Pilzbefallsdruck vergrößern.

In den Südbrandenburgischen / Nordsächsischen Sandgebieten werden, wenn die prognostizierten klimatischen Veränderungen stattfinden, die schon jetzt schwierigen ackerbaulichen Rahmenbedingungen gerade in der Vegetationsperiode noch ungünstiger. Wie die jährliche Betrachtung zeigt, gibt es in der Realität keine mittlere klimatische Wasserhaushaltsbilanz. Problematischer werden zukünftig auch in Folge auftretende Trockenjahre, da dies für die Landwirtschaft der betroffenen Gebiete existenzielle Folgen haben kann.

Literatur

HAUDE, W. (1955): Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes 11.

HEGER, K. (1978): Bestimmung der potentiellen Evapotranspiration über unterschiedlichen landwirtschaftlichen Kulturen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 26: 21 – 40.

HULME, M., WIGLEY T. M. L., JONES P. D. (1990): Limitations of climate scenarios for impact analysis. In: Landscape-ecological impact of climatic change. Red. M. Boer, R. De Groot, IOS-Press, Amsterdam.

KERSEBAUM, K. C. (1995): Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. Ecological modelling 81, 145 – 156

SCHWARZMEIER, G., MAYER, H., BAYER, U. (1992): Climatological criteria for estimation of runoff by linear regression. Int. J. Clim. 12: 103 – 110.

WASSERHAUSHALT UND WIRKSAMKEIT VON OBERFLÄCHENABSCHLUSSSYSTEMEN MIT MINERALISCHER DICHTSCHICHT

HARALD ZEPP & KATHRIN WEIB

FRAGESTELLUNG

Primäres Ziel von Oberflächenabschlusssystemen ist es, die Niederschlagsinfiltration in den Deponiekörper zu minimieren. Seit 1999 wird auf einer Deponie im Ruhrgebiet - bei mittleren Jahresniederschlägen zwischen 800 und 900 mm - die hydrologische Leistungsfähigkeit verschiedener Oberflächenabschlusssysteme geprüft. Hierzu wurden 4 Messstationen eingerichtet: Dagegen wird an der Station 1 ein bestehendes, nicht gezielt angelegtes Oberflächenabschlusssystem, ca. 8-10 Jahre nach der Rekultivierung, untersucht. Es beinhaltet keine kontrolliert angelegte Dichtschicht. Auf den Messflächen der Station 2 im noch nicht rekultivierten Bereich der Deponie sind zwei mehrschichtige alternative Oberflächenabschlusssysteme mit kontrolliert verdichteter mineralischer Dichtschichtrealisiert, deren Wasserflüsse quantitativ erfasst werden. Das Forschungsvorhaben wird auf Anregung und mit Begleitung durch die Bezirksregierung Münster und das Staatliche Umweltamt Herten durchgeführt, durch das Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (LUA NW) und die Abfallentsorgungs-Gesellschaft Ruhrgebiet mbH (AGR) gefördert.

MATERIAL UND METHODE

Das Oberflächenabschlusssystem an den Stationen 1a (mit Wildrasen bewachsen) und 1b (locker mit Bäumen und Sträucher bewachsen) besteht aus etwa 2 m mächtigem skeletthaltigem Bodenmaterial mit stark wechselnder Körnung, das direkt auf den Deponiekörper aufgebracht worden ist (Abbildung 1).

Auf der Station 2 wurden zwei 4-teilige 100 m² große Betonwannen zur Sickerwasser-Erfassung errichtet. Auf ihnen sind jeweils in 4 Lagen 1 m starke mineralische Dichtschichten großtechnisch kontrolliert verdichtet aufgebracht (kf-Werte von $9,7 \cdot 10^{-10}$ bis $1,3 \cdot 10^{-9}$ m/s). Auf Station 2a folgt über dieser Schicht eine 20 cm starke Drainageschicht aus Schmelzkammergranulat. Auf das Granulat ist eine 1,3 m mächtige Rekultivierungsschicht großtechnisch und unverdichtet aufgebracht worden. Der Schichtaufbau der Station 2b besitzt dagegen keine Drainageschicht (Abbildung 2).

Über einen Zeitraum von drei (Station 2) bzw. vier Jahren (Station 1) liegen bodenhydrologische und meteorologische Messreihen (Tensiometer, TDR) vor; sie ermöglichen lückenlose Standort-Wasserbilanzen der Oberflächenabschlusssysteme. Auf Station 2 wird das unter der mineralischen Dichtschicht anfallende Wasser in den Betonwannen gefasst und kontinuierlich mittels Kippzähler registriert. Der Drainage-Abfluss der Station 2a wird ebenfalls gemessen. Auf Station 1 wird das lateral fließende Bodenwasser durch Horizontbleche in verschiedenen Tiefen gefasst.

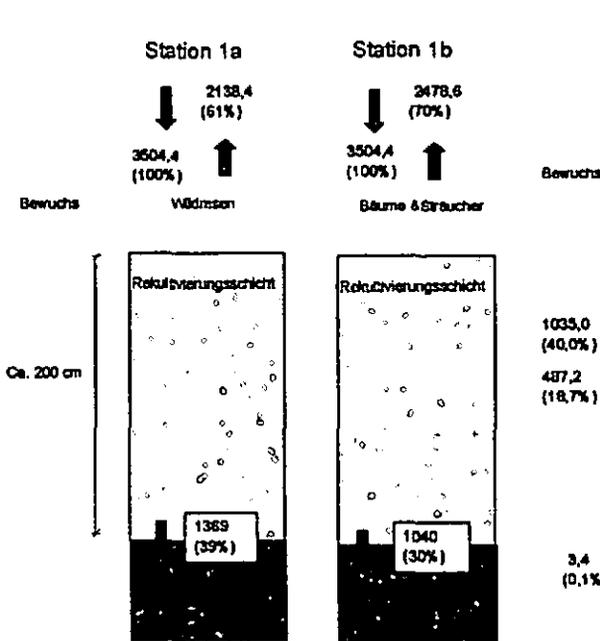


Abbildung 1: Profilaufbau und Wasserbilanzgrößen der Station 1 (mm und % des Niederschlages) für den Zeitraum (01.05.1999 bis 30.04.2003)

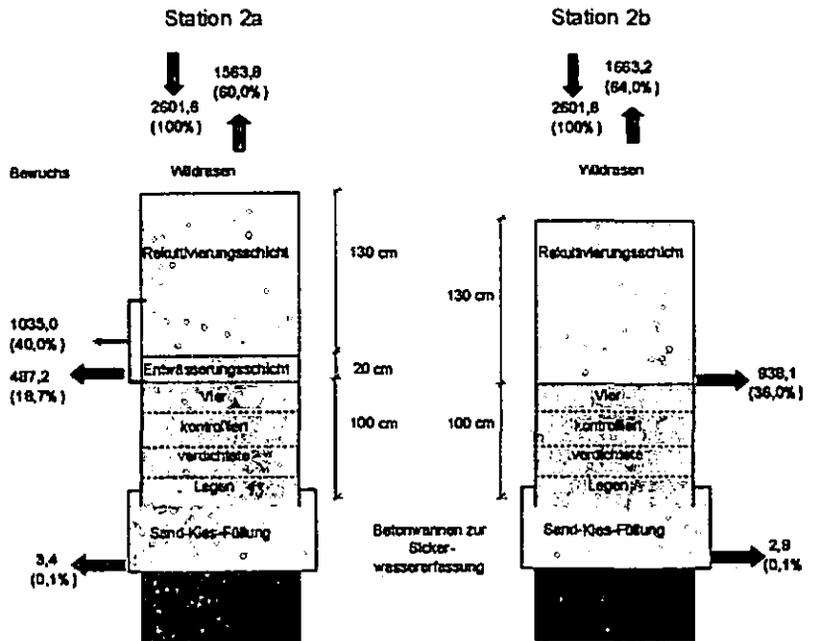


Abbildung 2: Profilaufbau und Wasserbilanzgrößen der Station 2 (mm und % des Niederschlages) für den Zeitraum (01.05.2000 bis 30.04.2003)

Adresse Prof. Dr. Harald Zepp
Dipl.-Ing. Kathrin Weib
Geographisches Institut
Ruhr-Universität Bochum
Universitätsstraße 150
44780 Bochum
Tel. +49 234/32 23400
Harald.zepp@rub.de
kathrin.weiss@rub.de

Literatur

Zepp, H., Lohmann, A.: Neue Lösungen für Oberflächenabdichtungen von Deponien. In: 35. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, S. 63/1-63/14, 2002
Zepp, H., Hennig, A.: Auflastbedingte Konsolidation einer mineralischen Dichtschicht. In: Höxteraner Berichte zu angewandten Umweltwissenschaften: Austrocknungsverhalten mineralischer Abdichtungsschichten in Deponie-Oberflächenabdichtungssystemen, S. 157-166, 2002.

ERGEBNISSE

Wasserspannungen

Auf der mit höherer Vegetation bestandenen Station 1b führt im Vergleich zur Station 1a die sommerliche Wasseraufnahme der Pflanzen zu einer bis in 210 cm Tiefe messbare Abtrocknung des Bodens und dazu, dass die Wasserspannungen in den Wintermonaten in allen Messtiefen erst sehr langsam wieder in den Bereich der Wassersättigung fallen (Abbildung 3).

Der unterschiedliche Aufbau des Abdecksystems auf den Stationen 2a (mit Granulatschicht) und 2b (ohne Granulatschicht) zeigt sich in den Messtiefen unterhalb 120 cm. Auf Station 2a dient die zwischen Rekultivierungsschicht und mineralische Dichtschicht eingebaute Granulatschicht, die im Vergleich zu dem restlichen verwendeten Abdeckmaterialien einen sehr hohen Durchlässigkeitsbeiwert hat, als Barriere für den aufwärtsgerichteten Wasserfluss aus der mineralischen Dichtschicht. Somit kommt es auf Station 2a in den Tiefen 150 - 210 cm zu keinen nennenswerten Wasserspannungsänderungen; die Messwerte liegen in der mineralischen Dichtschicht um den Sättigungspunkt (von -3,46 bis 6,36 kPa) (Abbildung 4 oben). In den Sommermonaten 2001 ergibt sich durch die fehlende Granulatschicht auf Station 2b auch im oberen Abschnitt der mineralischen Dichtschicht eine Abtrocknung des Bodens, die Wasserspannungen liegen hier kurzfristig bei ca. 10 bis 13 kPa (Abbildung 4 unten).

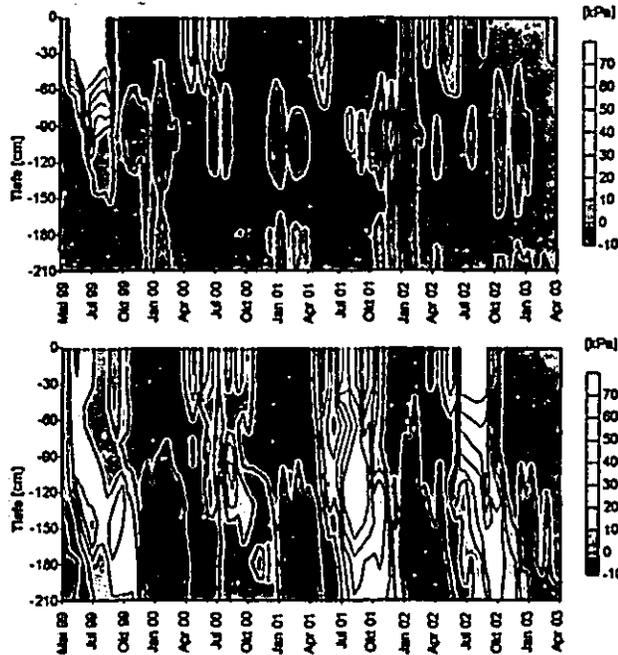


Abbildung 3: Auf den Stationen 1a (oben) und 1b (unten) gemessene Wasserspannungen im Zeitraum Mai 1999 bis April 2003

Wasserbilanzen

Für die Ermittlung der Tiefensickerung an den Stationen 1a und 1b sowie für den Wasserverlust aus der Rekultivierungsschicht der Stationen 2a und 2b wurde ein kombiniertes klimatisches Wasserbilanz-/hydraulisches Wasserscheiden-Verfahren angewendet.

Damit lässt sich für Station 1a im Jahresmittel eine Durchsickerungshöhe von rund 342 mm (Zeitraum April 1999 bis April 2003) berechnen; dies sind ca. 40% des durchschnittlichen Jahresniederschlages (876 mm). An der Station 1b sorgt der Bewuchs für eine Reduzierung der Durchsickerungshöhe um ca. 10% auf rund 30% des Freilandniederschlages (Abbildung 1). Gegenüber den im Verhältnis zum Niederschlag großen Durchsickerungsanteilen an Station 1 bleiben die Durchsickerungshöhen an den Stationen 2a und 2b, gemessen als Abflüsse in den Betonwänden, mit 3,4 bzw. 2,9 mm in 3 Jahren deutlich zurück. Über das Wasserbilanz-/Wasserscheiden-Verfahren wurde rechnerisch ermittelt, dass an Station 2a der Niederschlag zu rund 60% verdunstet ist; der rechnerische Bilanzüberschuss von knapp 40% des Niederschlages muss lateral in der Rekultivierungsschicht und im Granulat abgefließen sein (Abbildung 2). Der gegenüber Station 2a etwas geringere laterale Abfluss (36% des Niederschlages) auf Station 2b ist auf die (mittels TDR) gemessene größere Zwischenwasserspeicherung und die damit verbundene höhere Verdunstung an der Station 2b zurückzuführen.

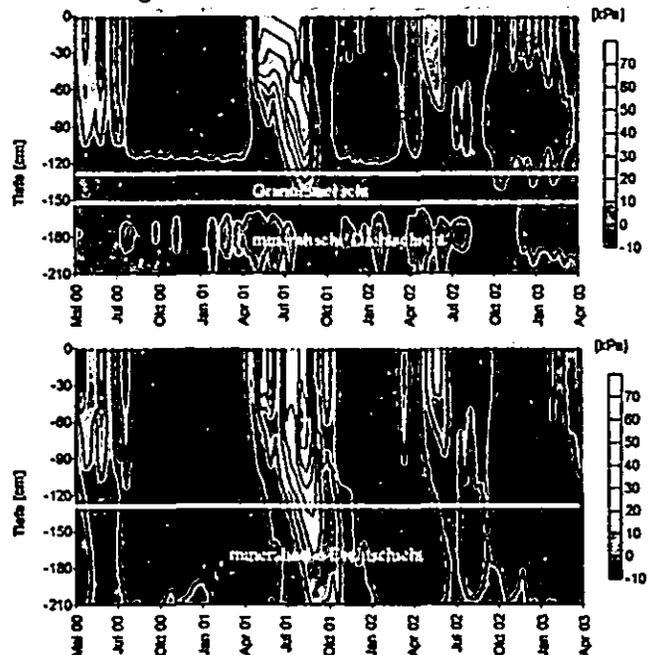


Abbildung 4: Auf den Stationen 2a (oben) und 2b (unten) gemessene Wasserspannungen im Zeitraum Mai 2000 bis April 2003

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die einschichtigen unkontrolliert verdichteten Systeme der Station 1 erfüllen nicht die Anforderungen an eine Oberflächenabdichtung und können daher nur als Abdeckung bezeichnet werden. Die untersuchten mehrschichtigen Systeme der Station 2 erfüllen die Anforderungen an qualifizierte Oberflächenabdichtungen. Die beiden Versuchsvarianten der Station 2 - mit und ohne Granulatschicht unterscheiden sich in den Durchsickerungshöhen nur unwesentlich. Auffallend ist jedoch, dass das System ohne Granulat in den oberen Abschnitten der

kontrolliert verdichteten Schicht im Sommer 2001 stärker in die - wenn auch geringfügige - Abtrocknung einbezogen ist. Unter dem Gesichtspunkt der potenziellen Bildung von Schrumpfrissen und somit Wasserwegsamkeiten (präferenzielle Fließwege) während einer bisher nicht gemessene denkbare, extremen Trockenphase mag dieser Unterschied in Betracht gezogen werden. Bei der Variante mit Granulat ist die Austrocknungsgefahr deutlich geringer.

Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in Waldlandschaften mit multiplen Regressionsmodellen

Dietmar Zirlewagen*

Einleitung

Im forstlich-bodenkundlichen Umfeld ist die Anwendung der auf der Kriging-Methode basierenden geostatistischen Interpolationsverfahren häufig erschwert, da geringe Stichprobenweiten und ein komplexes Beziehungsgeflecht zwischen Boden und Landschaft nur geringe lokale Autokorrelationen erwarten lassen (MCKENZIE & RYAN 1999, ZIRLEWAGEN 2003). So fanden z. B. JANSEN et al. (2002) bei der Untersuchung bodenchemischer Parameter in Wäldern Niedersachsens auf verschiedenen Skalenebenen (8 x 8 km Raster bis 10-100 m Abstand) keine klaren, verwertbaren autokorrelativen Beziehungen. Hinzu kommen grundsätzliche Probleme: in geomorphologisch komplexen Waldlandschaften ist die Anwendung des Kriging ohne Hilfsvariablen (Ordinary Kriging) schon aus theoretischen Erwägungen fragwürdig (SABORWSKI & JANSEN 2002), die Anwendung von Kriging-Verfahren mit mehr als einer Hilfsvariablen (Co-Kriging) wiederum nur schwer zu handhaben (TRIANTAFILIS et al. 2001, SABORWSKI & JANSEN 2002). Gerade bei der Regionalisierung von Bodeneigenschaften in Waldlandschaften ist die Modellierung mehrdimensionaler Einflüsse aber kaum zu vermeiden. Alternativ bieten sich Regressionsanalysen an. Deren Vorteil liegt in der flexiblen Erfassung und Modellierung von sowohl kontinuierlichen als auch diskreten Einflussgrößen. Konventionelle multiple Regressionsanalysen bieten außerdem die Möglichkeit, den Bodenzustand unter der Annahme wechselnder Randbedingungen (Szenarien: z. B. Kalkung ja/nein, Baumartenwechsel) zu simulieren.

Methode

Im Südschwarzwald wurden in einem 22500 ha großen Untersuchungsgebiet 150 Bodenprofile beprobt. Digitale geologische und topographische Daten sowie Informationen der Waldzusammensetzung dienten als stratifizierende Variablen. Die Regionalisierung von bodenchemischen Parametern in den bewaldeten Landschaftsteilen erfolgte v. a. mit konventionellen statistischen Verfahren, der multiplen linearen Regressionsanalyse. Da a priori aber keine Information vorlag, bei welchem bodenchemischen Parameter (Zielgröße) welches Prädiktorenkollektiv die besten sachlogischen und statistischen Ergebnisse erbringen würde, wurde eine explorative Auswahlstrategie mit Hilfe des schrittweisen Aufbaus multipler linearer Regressionsmodelle verfolgt. Die räumliche Abhängigkeit von

Messwerten und Modellresiduen wurde mit geostatistischen Methoden analysiert. Morphometrische Geländeattribute wurden mit einem digitalem Reliefgliederungsverfahren auf Grundlage eines digitalen Höhenmodells (DHM, Rasterweite 50 m) abgeleitet. Die Regressionsanalysen wurden für die verschiedenen Waldbestandesvarianten (Buchenmischbestände vs. Fichtenreinbestände) und Substratvarianten (heller Gneis/Granit, dunkler Paragneis, pleistozäner Höhenlehm) getrennt durchgeführt. Für den Aspekt Waldkalkung wurden zwei Dummy-Variablen codiert. Unterschieden wurden Kalkungsflächen, bei denen die Kalkung mehr als 7 Jahre oder weniger als 7 Jahre zurücklag. Iterative Trennverfahren zeigten, in Übereinstimmung mit experimentellen Befunden von HILDEBRAND & SCHACK-KIRCHNER (2000), bei bodenchemischen Parametern gekalkter Bodenprofile für einen Zeitraum von 7 Jahren die größte Trennschärfe.

Ergebnisse

Bei den meisten Modellen (Zielgrößen: pH, Basensättigung, C-/N-Gehalt u. -Vorrat, austauschbare Ca-/Mg-Gehalte u. Vorräte) wurde ein Bestimmtheitsmaß zwischen 40 und 70 % (Mittel 60 %) erreicht. Bestimmtheitsmaße von unter 40 % bei der Modellierung von Basensättigung (Tab. 1) und pH ließen sich mit dem nivellierenden Einfluss einer weit fortgeschrittenen Bodenversauerung in Unterböden basenarmer Ausgangssubstrate (Granite und helle Gneise) in Verbindung bringen.

Tab. 1: Statistische Kennziffern der multiplen Regressionsanalysen für die Modellierung der (logarithmierten) Basensättigung. Fett hervorgehoben sind Modelle mit $p > 0.05$ und $R^2 < 0.4$.

Varianten	Statistik						
	n	FG	R ²	adj.R ²	p > F	RMSE	STD
GN_BU_5	4	22	0.64	0.58	<0.001	0.59	0.92
GN_BU_20	5	21	0.60	0.51	0.0010	0.61	0.87
GN_BU_45	6	21	0.54	0.40	0.0077	0.72	0.93
GN_BU_75	5	21	0.60	0.50	0.0011	0.68	0.96
GN_FI_5	5	22	0.60	0.51	0.0007	0.59	0.84
GN_FI_20	5	20	0.50	0.37	0.0119	0.41	0.52
GN_FI_45	6	20	0.49	0.33	0.0236	0.48	0.59
GN_FI_75	6	21	0.60	0.48	0.0022	0.62	0.87
GR_BU_5	4	25	0.76	0.72	<0.001	0.50	0.95
GR_BU_20	2	27	0.41	0.37	0.0008	0.32	0.40
GR_BU_45	5	23	0.23	0.06	0.2783	0.33	0.34
GR_BU_75	5	23	0.23	0.06	0.2720	0.34	0.35
GR_FI_5	6	21	0.64	0.53	0.0008	0.37	0.54
GR_FI_20	4	23	0.69	0.64	<0.001	0.27	0.44
GR_FI_45	4	24	0.41	0.31	0.0110	0.40	0.49
GR_FI_75	3	25	0.12	0.01	0.3735	0.51	0.51
HL_5	5	24	0.55	0.46	0.0010	0.74	1.01
HL_20	5	24	0.61	0.53	0.0002	0.35	0.51
HL_45	5	24	0.64	0.56	<0.001	0.25	0.38
HL_75	5	22	0.60	0.51	0.0007	0.39	0.56

Variantenbezeichnung: GN = dunkle Gneise, GR = helle Gneise/ Granite, HL = Höhenlehme, BU = Buchenmischbestände, FI = Fichtenreinbestände, 5 / 20 / 45 / 75 = Mineralbodentiefenstufen [cm]. **Kennziffern:** n = Anzahl Regressoren, FG = Freiheitsgrade, R² = Bestimmtheitsmaß, adj.R² = adjust. R², p>F = Signifikanzschwelle, RMSE = Standard-schätzfehler d. Modells, STD = Standardabweichung.

*Interra, Büro für Umweltmonitoring,
In der Petersbreite 47, 79341 Kenzingen,
d.zirlewagen@interra.biz

Eine wahrscheinlich depositionsbedingte Nivellierung dürfte die auf den basenreicheren dunklen Gneisen beobachtete straffe Beziehung zwischen Reliefattributen und dem Säurestatus des Bodens hier bereits außer Kraft gesetzt haben. Die Messwerte weisen in diesen Fällen nur noch eine sehr geringe räumliche Streuung auf. In solchen Fällen ist es z. T. kaum mehr möglich, statistisch signifikante Modelle zu erstellen, da das Erklärungspotential der Messwerte für topographische Einflussgrößen nur noch niedrig ist. Die experimentellen Variogramme der Residuen gaben keinen Hinweis auf lokale Abhängigkeitsstrukturen, die ein Kriging der Residuen bedingt hätte (Abb.1). Auf Grundlage der multiplen Regressionsmodelle wurden die bodenchemischen Parameter im 50 m-Raster, der räumlichen Auflösung des DHM, berechnet. Hierbei wurde eine Szenario-Methode verwendet. Ausgehend von der realen Situation (aktuelle Baumartenzusammensetzung, gegebene Kalkungszustände) wurden alternative Konstellationen hypothetischer Landschaftsszenarien berechnet (Abb. 2).

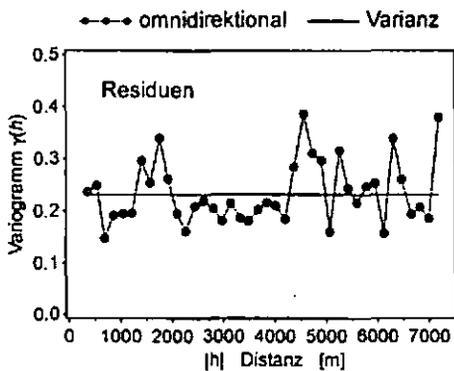


Abb. 1: Beispiel für experimentelle Variogramme der mit multiplen Regressionsmodellen berechneten Residuen; Basensättigung in 0-10 cm Tiefe (logarithmiert).

Schlussfolgerungen

Mit der Regionalisierung bodenchemischer Daten in einer heterogenen Mittelgebirgslandschaft ist es erstmals gelungen, eine statistisch begründete Basis für eine Bewertung verschiedener Auswirkungen der Art der Waldwirtschaft im Landschaftsmaßstab vorzulegen. Dabei können waldbauliche Szenarien oder technische Szenarien wie z. B. Bodenschutzkalkungen auf stärker versauerten Standorten in ihrer Wirkung auf den bodenchemischen Zustand von Waldböden berechnet werden. Auf mittlerer Maßstabsebene lassen sich, z. T. kalkungsbedingt, auch auf silikatischem Ausgangsmaterial (noch) deutliche bodenchemische Gradienten erkennen.

Danksagung

Die vorliegende Studie entstand an der Abteilung Bodenkunde der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA) und wurde im Rahmen des interdisziplinären BMBF-Forschungsprogramms "Zukunftsorientierte Waldwirtschaft" im

Projektverbund "Südlicher Schwarzwald" (Nr. 0339730/30) finanziell gefördert.

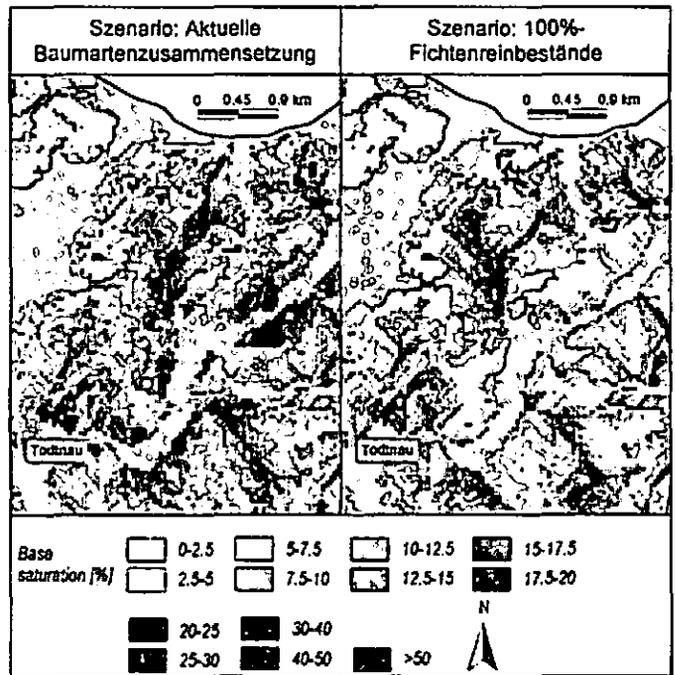


Abb. 2: Modellszenarien für die räumliche Verteilung der Basensättigung in Abhängigkeit von der Baumartenzusammensetzung; 0-10 cm Mineralbodentiefe, Gebiet mit dunklem Paragneis, räumliche Auflösung im 50 m-Grid.

Literatur

HILDEBRAND, E.E.; SCHACK-KIRCHNER, H. (2000): Initial effects of lime and rock powder application on soil solution chemistry in a dystric cambisol - results of model experiments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 56, 69-78.

JANSEN, M.; EBERL, C.; BEESE, F. (2002): Regionalization of soil chemical variables in the Harz mountains. In: JANSEN, M.; JUDAS, M.; SABOROWSKI, J. (eds.): *Spatial Modelling in Forest Ecology and Management - A Case study*. Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo: Springer, S. 68-86.

MCKENZIE, N.J.; RYAN, P.J. (1999): Spatial prediction of soil properties using environmental correlation. *Geoderma* 89, 67-94.

SABOROWSKI, J.; JANSEN, M. (2002): Statistical methods for regionalization of ecological state variables. In: JANSEN, M.; JUDAS, M.; SABOROWSKI, J. (eds.): *Spatial Modelling in Forest Ecology and Management - A Case study*. Berlin, Heidelberg, New York, Barcelona, Hong Kong, London, Milan, Paris, Tokyo: Springer, S. 19-26.

TRIANAFILIS, J.; ODEH, I.O.A.; MCBRATNEY, A.B. (2001): Five Geostatistical Models to Predict Soil Salinity from Electromagnetic Induction Data Across Irrigated Cotton. *Soil Sci. soc. Am. J.* 65, 869-878.

ZIRLEWAGEN, D. (2003): Regionalisierung bodenchemischer Eigenschaften in topographisch stark gegliederten Waldlandschaften. *Schriftenreihe Freiburger Forstliche Forschung* (Zugl.: Freiburg i. Br., Univ., Diss., 2003), Bd. 19, 154 S.

Der Einfluss des anstehenden Ausgangsgesteins (Buntsandstein) auf die Waldernährung

Rüdiger Butz-Braun und Gebhard Schüller

1. Einleitung

Trotz einer starken Versauerung und einer damit einhergehenden Nährstoffverarmung der Verwitterungshorizonte (Feinboden < 2 mm) aus dem Ausgangsmaterial des Mittlerem Buntsandsteins wurden in einer langfristig beobachteten Versuchsfläche mit einem Kiefern-Buchen-Bestand im Pfälzerwald bislang keine Nährelementmangelerscheinungen festgestellt (Schüller et al. 2001). Beobachtungen deuten daraufhin, dass Wurzeln, die fächerartig entlang von Kluft- und Schichtflächen verlaufen, aus dem anstehenden Ausgangsmaterial, d.h. aus den tonig-schluffigen Zwischenlagen roter grobkörniger Sandsteine Nährelemente aufnehmen. In unmittelbarer Nähe zu den Feinwurzeln befinden sich neben Illit und Kaolinit größere Mengen an Vermiculiten, die sehr wahrscheinlich aus den Illiten entstanden sind. Der Vermiculit-Anteil verringert sich mit zunehmenden Abstand zu den Wurzeln und ist ab 5-10 mm allenfalls noch in Spuren vorhanden. Die Zwischenschichten der Vermiculite sind mit Al-Hydroxy-Polymeren belegt. Im Feinboden, welcher den Wurzeln unmittelbar anhaftet, kommen sogar de-Al-chloritisierte Al-Vermiculite vor, die nur in stark versauerten Böden auftreten.

Bodenchemische, bodenmineralogische und gesamtchemische Analysen sowie Elementverteilungen in direkter Umgebung der Feinwurzeln sollen aufzeigen, welche Nährelemente aus dem Ausgangsmaterial für die Waldernährung zur Verfügung stehen können.

2. Material und Methoden

Es wurde eine ungestörte Probe (Abb. 1), der Rehbergschichten, (Mittlerer Buntsandstein), aus etwa 1,70 m Tiefe eines Baggerschurfs entnommen. Von dem roten, lockeren Sandstein, der hellen schluffigen Lage sowie aus dem dazwischenliegenden Übergang wurden der pH-Wert (CaCl₂), der Humusgehalt, die Kationen-Konzentrationen, die AKe, die Basensättigung, die mineralogische und die gesamtchemische (RFA) Zusammensetzung bestimmt und mit Proben aus dem Ahe-, Bvhs- und Bv-Horizont verglichen.

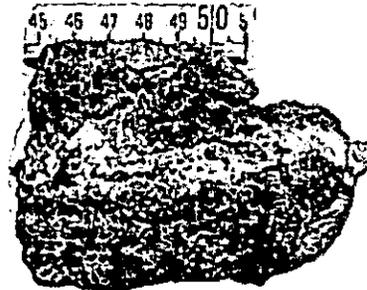


Abb. 1: Ungestörte Probe mit heller tonig-schluffiger Lage.

Weiterhin konnte von der ungestörten Probe ein Anschliff angefertigt werden, von dem neben lichtoptischen auch rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen angefertigt wurden. Mittels energiedispersiver Röntgenfluoreszenz-Analyse (EDX) wurden in einem engmaschigen Raster Elementverteilungen ermittelt (Abb. 2).

3. Ergebnisse

Den bodenchemischen Analysen (Tab. 1) ist zu entnehmen, dass die Konzentrationen für austauschbares Al, K und Mg und damit auch die AKe in der hellen schluffigen Lage aus 1,70 m Tiefe z.T. mehr als doppelt so hoch liegen wie im Bv-Horizont.

Dies spiegelt sich auch in der mineralogischen Zusammensetzung wider, indem der Anteil an

	Al	Ca	Fe	H	K	Mg	Na	Ake	BS	pH (Ca)
Bv-Horizont	20,41	1,63	0,70	0,00	0,68	0,31	0,83	24,59	14,68	4,07
Helle Lage	44,42	1,85	0,11	0	1,36	0,75	0,41	48,95	8,9	3,86

Tab. 1: Bodenchemische Analysen (Konzentrationen in µmol/g)

	Quarz	K-Fsp	Albit	Fe-Min	Anatas	Kaolinit	Illit	Al-Ver.
Bv-Horizont	82	11	0	0,8	0,2	1,7	1,3	3
Helle Lage	67	11	0,5	0	0,5	5	13	3

Tab. 2: Mineralogische Zusammensetzung in Gew.-%

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	GV
Bv-Horizont	92,42	4,29	1,01	0,03	0,01	0,09	1,79	0,23	0,11	3,33
Helle Lage	84,97	8,38	0,94	0,35	0,01	0,07	2,99	0,48	0,10	2,28

Tab. 3: Chemische Zusammensetzung mittels RFA in %

Dreischichtsilikaten in der hellen schluffig-tonigen Lage mit etwa 16 % fast viermal so hoch ist wie im Bv-Horizont (s. Tab. 2). Dementsprechend höher sind auch die Gesamtgehalte an Al, K, und Mg. Calcium kommt dagegen sowohl im Oberboden als auch im Ausgangsmaterial nur in sehr geringen Mengen vor (s. Tab. 3).

Die Elementverteilungen zeigen Quarz, Feldspat und Glimmerminerale sowie eine dazwischenliegende, netzartige Al-, K-, Si-haltige Matrix, die aufgrund des feinkörnigen Materials nur aus Tonmineralen bestehen kann (s. Abb. 2). Haarwurzeln/Mykorrhizahyphen sind in diese tonige Matrix um die größeren Körner vorgedrungen. Um die Feinwurzel herum haben sich Pilzmäntel/Rhizomorphe gebildet.



Abb. 2: Elementverteilung – hell = Quarzkörner, grau = Feldspat dazwischen Tonminerale. Längliche und runde Formen Feinwurzeln mit Pilzmantel (schwarz) und Mykorrhizahyphen.

4. Diskussion

Mit zunehmender Tiefe gewinnt die Kationenaustauschkapazität des Skeletts gegenüber der Kationenaustauschkapazität des Feinbodens an Bedeutung (DEUTSCHMANN und LUDWIG 2000). Wie BUTZ-BRAUN (1999) ausserdem zeigen konnte, ist der Tonmineralanteil im Bodenskelett von Sandsteinen mit 2-5 % gegenüber den Spurenanteilen im Feinboden relativ hoch. Neben gut auskristallisierten Kaoliniten als sedimentäres Bindemittel des Sandsteins kommen insbesondere Illite vor. Feinwurzeln, welche in Klüfte und Schichtflächen vordringen, lösen nach WANG et al. (2001) durch eine Protonenabgabe eine Versauerung der Rhizosphäre aus, die mit einer verstärkten Mineralverwitterung im Rhizosphärenboden verbunden ist. Dabei werden die Illite in der Wurzelmatrix vermiculitisiert und Nähr-elemente, insbesondere Kalium, freigesetzt, das im

Ausgangsmaterial in deutlich höheren Konzentrationen vorliegt als im Oberboden. KOHLER et al. (2000) sowie SCHACK-KIRCHNER et al. (2000) schreiben den „vermiculitisierten Kavitäten“ im Skelett von Gneisen, Graniten und Sandsteinen, die durch Mykorrhizahyphen und Feinwurzeln erschlossen werden können, eine nicht unerhebliche Bedeutung für die Versorgung der Bäume mit Nährelementen zu. Auch wenn der Beitrag des Grobbodens am gesamten pflanzenverfügbaren Nährelementvorrat von KOHLER et al. (2001) in Sandsteinstandorten nicht so hoch eingeschätzt wird, erscheint es doch sehr wahrscheinlich, dass die Nährelementmobilisierung über eine von den Wurzeln ausgelöste Mineralverwitterung in Kluft- und Schichtflächen des tiefer anstehenden Ausgangsgesteins auf Buntsandsteinstandorten entscheidend für eine ausreichende Waldernährung sein kann. Eine Modellierung der Verwitterungsraten mit SAFE ergab, dass ca. 20 % der zur Verfügung stehenden Nährelemente aus dem Ausgangsmaterial nachgeliefert werden kann.

5. Literatur

- BUTZ-BRAUN, R. (1999): Tonmineralbildungen in der Skelettfraction von Waldböden. – Berichte Freiburger Forstliche Forschung Heft 7, 121-124.
- DEUTSCHMANN, G. und LUDWIG, B. (2000): Exchangeable cations in rock fractions and fine earth in soil profiles of different genesis. *J. Plant Nutr. Soil Sci. Z.* 163, 185-189.
- KOHLER, M.; v. WILPERT, K. und HILDEBRAND, E.E. (2000): The soil skeleton as a source for the short-term supply of „base cations“ in forest soils of the Black Forest (Germany). *Water Air Soil Pollut.* 122, 37-48.
- KOHLER, M.; HEISNER, U. und HILDEBRAND, E.E (2001): Der Beitrag des Grobbodens zur Waldernährung und zum Stoffkreislauf auf Standorten des Schwarzwaldes. Poster zum Kongress der DBG in Wien.
- SCHACK-KIRCHNER, H.; v. WILPERT, K. und HILDEBRAND, E.E. (2000): The spatial distribution of soil hyphae in structural spruce-forest soils. *Plant and Soil* 224, 195-205.
- SCHÜLER, G. und BUTZ-BRAUN R. (2001): Nährstoffversorgung aus dem Bodenskelett eines Buntsandstein-Standortes im Pfälzer Wald in Abhängigkeit des Ausgangsgesteins und des Gesteinsgefüges. *Mit. d. DBG* 96/2, 693-694.
- WANG, Z.; GÖTTLEIN, A. und BARTONEK, G. (2001): Effects of growing roots of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) on rhizosphere soil solution chemistry. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164, 35-41

Für die Anfertigung der Anschliffe und der REM-Aufnahmen bedanken wir uns bei Katja Bieber und Michael Hellwig, Fachbereich Geowissenschaften der Philipps Universität Marburg. Für die Modellierung mit SAFE Herrn Dr. Rolf Becker.

Quantification of allophanes in soils

¹R. Dohrmann, ²R. Jahn, ¹S. Kaufhold
and ²M. Kleber

Introduction

In their review articles Dahlgren (1994) and Harsh (2000) present strategies for the analysis of allophanes in soils. Results from different techniques are combined in the form of a complex synthesis. This is performed because no single procedure allows a reliable characterisation. If quantification is the goal then additional features have to be considered regarding the disordered nature of these poorly crystallised minerals.

In an early part of the study we characterised andosols in Ecuador. Because of the promising mineralogical inventory it is planned to evaluate the material in terms of a possible allophane deposit for industrial use.

A thoroughly qualitative and as possible quantitative analysis was performed using XRD, TEM, SEM, XRF, IR, granulometry, static and dynamic dehydration and selective dissolution on the basis of Na-pyrophosphate and acidic ammonium oxalate.

The aim of this presentation is to report on differences between absolute allophane contents determined by selective dissolution methods and the complex quantification using XRD including Rietveld refinement, chemical analysis and differential IR spectroscopy.

Results

XRD (Fig. 1) as well as the Al/Si ratios (Fig. 2) indicate that a proto imogolite type allophane is present in the materials studied.

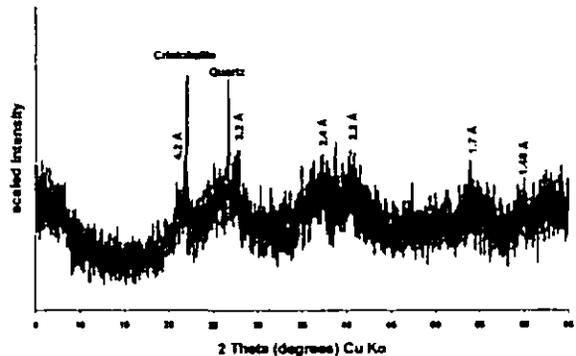


Fig. 1: XRD pattern of the < 2 μm fraction of a typical allophane from Ecuador. Traces of quartz and cristobalite add up to about 6 wt. %.

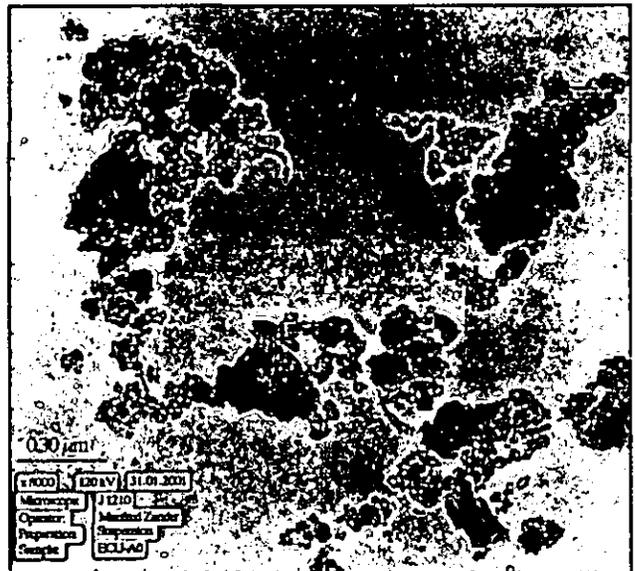


Fig. 2: TEM picture of the same < 2 μm fraction.

The ratio Al / Si = 1.36 ± 0.09 (n = 17) is very similar on that scale to that obtained by selective solution: 1.34 ± 0.06 (n = 8).

In a series of 8 samples selective dissolution was performed and the original (Fig. 3) and the extracted material was analysed by XRD and FTIR. The mineralogical composition of the natural and the extracted samples was calculated from XRD pattern of admixtures with an internal NIST standard (ZnO; 20 wt. %) using the Rietveld software AutoQuan®. For all samples the bulk chemical composition was compared with the calculated mineralogy to evaluate the plausibility. The chemical composition of the assumed allophane was derived from an

¹ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stillweg 2, D-30655 Hannover

² ML-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Weidenplan 14, D-06108 Halle

enriched sample (Fig. 1) considering iron oxohydroxides and about 6 wt. % quartz and cristobalite. Here a good consistency is obtained. The upper part of the averaged 10 m thick loams additionally contains SiO₂-rich XRD amorphous material.

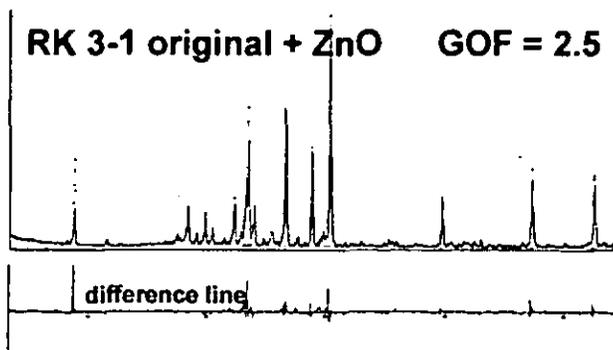


Fig. 3: XRD: Fundamental parameter Rietveld refinement of an allophan-rich sample. The lower line indicates the difference between the measured and the calculated patterns.

XRD results indicate that in all samples even after the Na-pyrophosphate and acidic ammonium oxalate extraction allophanes could be quantified being in the range of about 15 - 45 wt. %. This was verified by IR spectroscopy (Fig. 4 a; b).

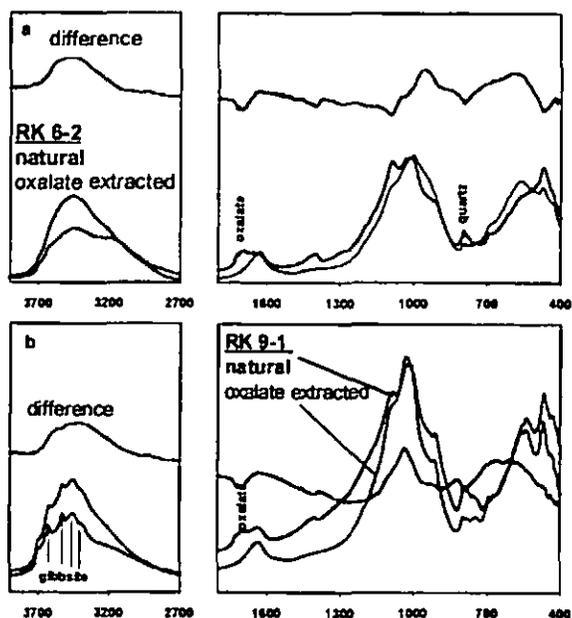


Fig. 4: FTIR spectra of # RK 6-2 (a) and # RK 9-1 (b) in the natural and the extracted condition; x-axis: wave numbers (cm⁻¹)

Sample # RK 6-2 has an 'allophan extraction value' (calculated on the basis of the selective dissolution procedure used) of about 30 wt. %. In contrast to that in

RK 9-1 only 10 % were extractable. Both materials contain gibbsite which can be seen in Fig 4 a and b; # RK 6-2 contains only traces of gibbsite. Although this mineral is in such low abundance the large broad band around 3100 - 3700 cm⁻¹ is still very intensive after the extraction. No substance present in the sample other than allophan is responsible for that broad band. Therefore it is evident that even after the extraction procedure allophanes still are present.

Conclusions

These results clearly indicate that XRD is a useful tool for allophan quantification and secondly that the common extraction method yields too low allophan contents.

The results indicate different chemically resistant fractions of allophanes and the presence of XRD amorphous SiO₂. The ratio Al / Si = 1.35 of allophanes is relatively constant along a crosshead of about 40 km.

Literature

DAHLGREN R. A. (1994): Quantification of allophan and imogolite. In: Amonette, J. E. and L. W. Zelazny (eds.): Quantitative Methods in Soil Mineralogy. SSSA miscellaneous publication, Madison, Wisconsin, 462 p.

HARSH J (2000): Poorly Crystalline Aluminosilicate Clays. In: M E Sumner (ed.): Handbook of Soil Science, CRC Press, F 169-F 181

Mineral-organische Komplexe in zwei sauren Waldböden: Die Bedeutung von Silikat-, Fe-Oxid- und Mikroporenoberflächen für die Fixierung von organischem Material an Bodenmineralen

Eusterhues, K.¹, Rumpel, C.² und Kögel-Knabner, I.¹

EINLEITUNG: Die Sorption von organischer Substanz an Minerale ist ein wesentlicher Prozess zur Stabilisierung von organischen Verbindungen im Boden. Unsere Arbeiten haben zum Ziel, die Bedeutung verschiedenartiger Mineraloberflächen für die Bildung von mineral-organischen Komplexen zu quantifizieren.

MATERIAL UND METHODEN: Um „reaktive“ Minerale anzureichern wurden die feinen Korngrößenfraktionen < 63 µm eines Podsoles (Waldstein, Fichtelgebirge) und einer Braunerde (Steinkreuz, Steigerwald) untersucht. Dazu wurde eine zweistufige Dispergierung mit Ultraschall vorgenommen und die Sandfraktion durch Naßsiebung entfernt. Die Ton- und Schluff-Fractionen wurden daraufhin durch Sedimentation und Zentrifugation abgetrennt.

Schlecht kristalline Oxide und Protoimogolith-ähnliche Phasen wurden mit Oxalat (OX) extrahiert. Die gut und schlecht kristallinen Oxiden wurden mit der Dithionit-Citrat-Bicarbonat Methode (DCB) extrahiert. In beiden Extrakten wurde Fe, Al, Si, Mn und Ti mittels ICP-OES gemessen. Spezifische Oberflächen (SSA) wurden durch Gasadsorption (N₂-BET) bestimmt, Mikroporenoberflächen (Poren < 2 nm) wurden mit der t-plot Methode berechnet.

Partikuläres organisches Material wurde durch eine Dichtefraktionierung mit Na-Polywolframat der Dichte 2 g cm⁻³ von den mineral-organischen Komplexen getrennt. Wir nehmen an, daß die C-Konzentration der dichten Fraktion > 2 g cm⁻³ dem C der mineral-organischen Komplexe entspricht.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION: Für die Unterböden der Braunerde wird eine deutliche Korrelation zwischen dem C-Gehalt und dem DCB-löslichen Fe (Fe_{DCB}) beobachtet (Abb.1a). Ein Großteil des C scheint daher an die gut und schlecht kristallinen Fe-Oxide gebunden zu sein. Für die Unterböden des Podsoles liegt die beste Korrelation dagegen für Fe_{OX}

und C vor (Abb. 1b). Das deutet daraufhin, daß hier schlecht kristalline Minerale wie Ferrihydrit die wichtigsten Phasen für die Bildung von mineral-organischen Komplexen sind. Die Werte für die A-Horizonte beider Böden weichen durch höhere C-Gehalte von dieser Beziehung ab. In den Oberböden müssen daher höhere Oberflächenbelegungen oder zusätzliche Sorbenten vermutet werden.

Um die spezifische Oberfläche einzelner Mineralphasen abzuschätzen, wurde eine Oberflächenbilanz berechnet. Die Mineralparagenese bzw. chemische Mineralzusammensetzung wurde aus den Parametern der DCB- und Oxalat-Extraktion hergeleitet. Die spezifischen Oberflächen wurden angenommen. Die beste Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten Werten ergab sich für den Podsol mit: Ferrihydrit aus Fe_{OX}, SSA=800 m² g⁻¹; Al-reichem Goethit (Fe_{0,66}Al_{0,28}Mn_{0,04}Ti_{0,02})OOH aus Fe_{DCB}-Fe_{OX}, SSA=300 m² g⁻¹; Protoimogolit: aus Al_{DCB}, das nicht mit Goethit aufgebraucht wird, SSA=500 m² g⁻¹; Amorphes Silicagel: aus Si_{DCB}, das nicht mit Protoimogolit aufgebraucht wird, SSA=120 m² g⁻¹; Silikaten: wie jeweils nach DCB mit BET bestimmt. Für

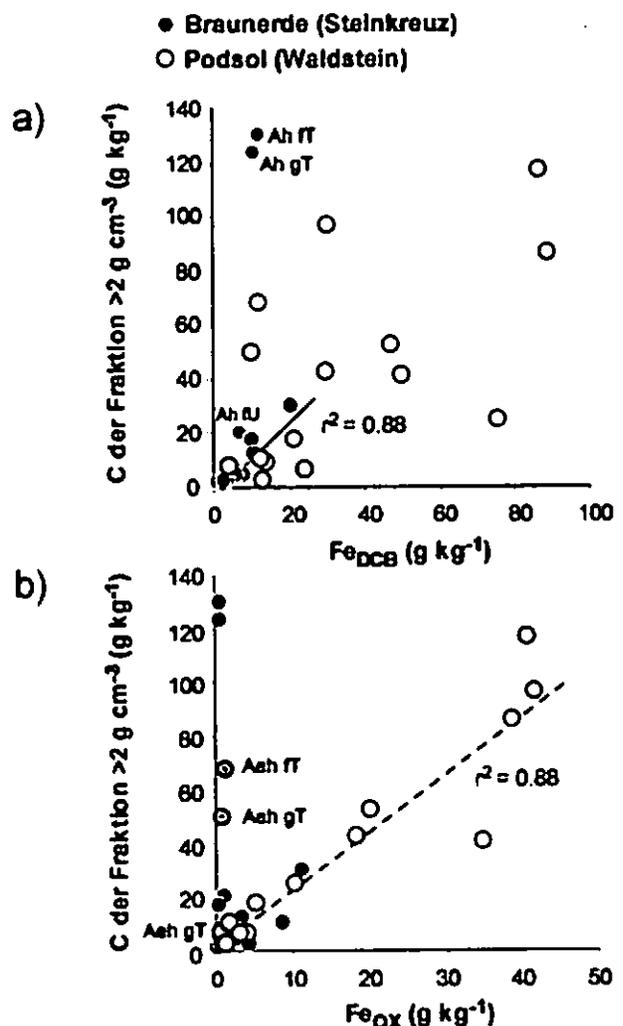


Abb. 1: C-Konzentration in den mineral-organischen Komplexen (Fraktion > 2 g cm⁻³) aufgetragen gegen oxalat-lösliches Fe (a) bzw. dithionit-lösliches Fe (b).

¹Lehrstuhl für Bodenkunde, TU München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, 85350 Freising-Weihenstephan

²CNRS, Laboratoire de Biogéochimie des Milieux Continentaux, Centre INRA de Versailles-Grignon, F-78850 Thiverval-Grignon, Frankreich

die Braunerde wurden statt Protoimogoliten schlecht kristalline Al-Hydroxide angenommen: $AlO_4Al_{12}(OH)_{24}(H_2O)_{17}^{7+}$; aus AlO_x , $SSA=600\text{ m}^2\text{g}^{-1}$. Die SSA des Podsoles läßt sich mit diesen Annahmen gut bilanzieren (Abb. 2), für die Braunerde muß dagegen eine weitere DCB-lösliche Phase mit hoher SSA angenommen werden, um die beobachtete hohe mineralische Oberfläche zu erklären. Die eingesetzten spezifischen Oberflächen für die einzelnen Mineralphasen sprechen für Kristalldurchmesser von ca. 2 nm für die Ferrihydrite und ca. 5-6 nm für die Goethite und Al-Phasen. Bezieht man die C-Konzentration der mineral-organischen Komplexe allein auf die Oxide, ergeben sich aus den so ermittelten Oberflächen C-Beladungen von $1,2\text{ mg m}^{-2}$ auf Goethiten und Ferrihydriten für die Braunerde bzw. $1,6\text{ mg m}^{-2}$ auf Ferrihydriten für den Podsol.

Mikroporen < 2 nm wurden an den unbehandelten Proben, nach Zerstörung des organischen Materials durch Oxidation und nach Extraktion der Oxide mit DCB bestimmt (Abb. 3a). Nach der DCB-Extraktion werden nur noch in wenigen Proben Mikroporen gefunden. Die Mikroporen müssen daher hauptsächlich in den Oxiden vorliegen oder durch diese hervorgerufen werden. In den A-Horizonten beider Böden werden keine Mikroporen in den unbehandelten Proben gemessen, während nach der Oxidation 5-10 % der Oberfläche durch Mikroporen hervorgerufen werden. Wir nehmen an, dass hier die Mikroporen durch sorbiertes organisches Material gefüllt oder zugedeckt werden. In den Unterböden werden vor und nach der Oxidation ähnliche Mikroporenflächen gemessen. Ein Zusammenhang zwischen der Mikroporenfläche nach Oxidation und der C-Konzentration der mineral-organischen Komplexe kann nicht festgestellt werden (Abb. 3b). Wir gehen daher davon aus,

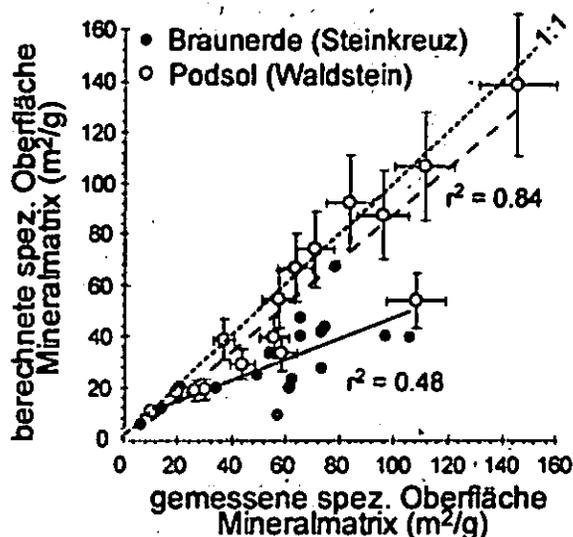


Abb. 2: Ergebnis der Oberflächenbilanz

daß das organische Material nicht bevorzugt in den Porenräumen vorliegt.

ZUSAMMENFASSUNG: Fe-Oxide spielen in den Unterböden von Braunerde und Podsol die dominierende Rolle bei der Bildung von mineral-organischen Komplexen. Es gibt keine Hinweise darauf, daß deren Mikroporen die Ursache dafür sind. Es handelt sich um sehr kleine Kristalle (2-5 nm) mit hohen spezifischen Oberflächen. Wir nehmen an, daß die daraus resultierende hohe Anzahl an reaktiven Oberflächenplätzen (OH-Gruppen) sie zu den bevorzugten Sorbenten macht.

In den Oberböden ist im Vergleich zu den Unterböden "zuviel" organisches Material in den mineral-organischen Komplexen vorhanden. Hier müssen höhere Beladungen vorliegen oder andere Sorbenten zusätzlich zu den Fe-Oxiden von Bedeutung sein.

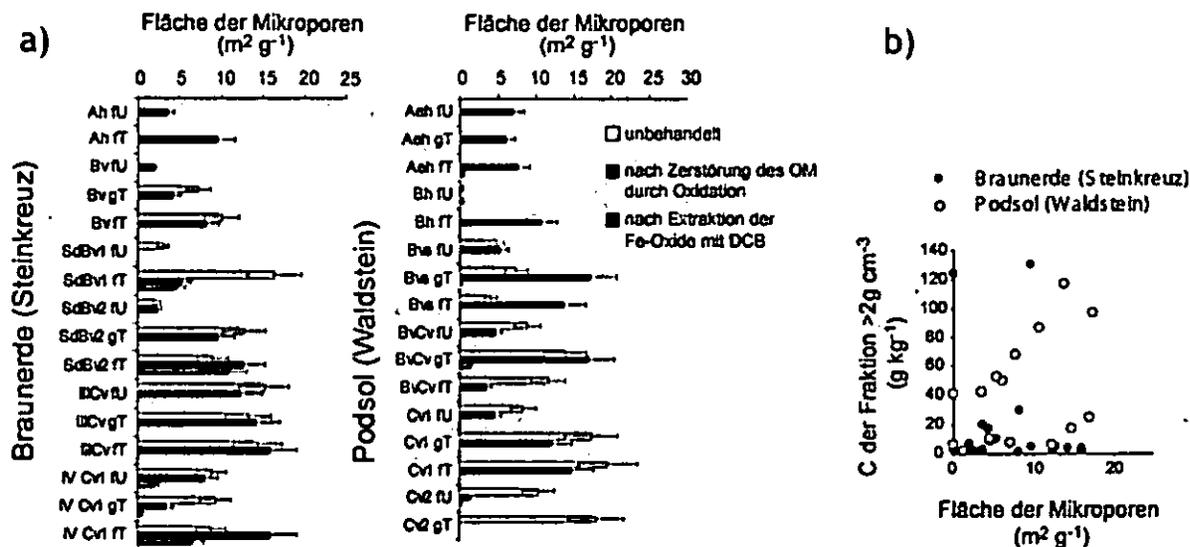


Abb. 3: a) Mikroporenoberflächen für die Feinfraktionen beider Böden, bestimmt an unbehandelten, oxidierten und DCB-extrahierten Proben. b) Vergleich der C-Konzentration in den mineral-organischen Komplexen mit der Mikroporenfläche nach Oxidation.

Säureneutralisationskapazität (SNK) und H⁺-Pufferraten bodenbildender Minerale

M. Hamer & G.W. Brümmer¹

Einleitung

Durch natürliche und anthropogene Säureinträge sind vor allem auf naturnahen Standorten Mitteleuropas, insbesondere bei Waldböden, schwerwiegende und langfristig wirksame negative Veränderungen der Bodeneigenschaften, der Bodenvegetation und teilweise auch der Qualität des Sickerwassers und der Oberflächengewässer eingetreten (Veerhoff et al. 1996). Die weitere Bodenentwicklung auf solchen Standorten wird ganz wesentlich von der SNK und den H⁺-Pufferraten der (noch) vorhandenen Bodenminerale bestimmt. Um Prognosen über die zukünftige Entwicklung machen zu können, wurden neun für Böden typische Minerale auf ihr Pufferverhalten untersucht.

Material und Methoden

Die zerkleinerten und auf 63 - 200 µm gesiebten (außer Tonminerale) Mineralproben sind in Tab.1 zusammenfassend aufgeführt.

Tab.1: Bezeichnung, Zusammensetzung und BET-Oberfläche der untersuchten Minerale

Carbonate	
Calcit:	100 % Calcit, 0,2 m ² g ⁻¹ , CaCO ₃
Dolomit:	87 % Dolomit, 13 % Calcit, 1,0 m ² g ⁻¹ Ca _{0,51} Mg _{0,49} CO ₃ + CaCO ₃
Neosilicate/inosilicate	
Olivin/Enstatit:	75 % Forsterit, 25 % Orthoferrosilit, 0,2 m ² g ⁻¹ (Mg _{1,91} Ca _{0,09})SiO ₄ + Fe ₂ Si ₂ O ₆
Phyllosilicate	
Muskovit:	100 % Muskovit, 0,3 m ² g ⁻¹ (K _{0,92} Na _{0,08})(Al _{1,78} Fe _{0,22} Mg _{0,11})(Al _{1,13} Si _{2,87})O ₁₀ (OH) ₂
Biotit:	100 % Biotit, 0,4 m ² g ⁻¹ (K _{0,93} Na _{0,07})(Al _{0,36} Fe _{1,06} Mg _{1,17})(Al _{0,68} Si _{3,32})O ₁₀ (OH) ₂
Kaolinit:	77 % Kaolinit, 23 % Illit, 8,6 m ² g ⁻¹
Bentonit:	34 % Smectit., 34 % Illit, 9 % Kaolinit, 23 % Quarz, 84,8 m ² g ⁻¹
Tectosilicate	
Albit:	94 % Albit, 6 % Orthoklas, 0,2 m ² g ⁻¹ Na _{0,87} Ca _{0,14} Al _{1,21} Si _{2,79} O ₈ + KAlSi ₃ O ₈
Orthoklas:	84 % Orthoklas, 16 % Albit, 0,2 m ² g ⁻¹ K _{0,82} Na _{0,18} Al _{1,08} Si _{2,92} O ₈ + Na _{0,8} Ca _{0,1} AlSi ₃ O ₈

In Anlehnung an van Beemen et al. (1983) wurde die SNK nach folgender Gleichung berechnet (Klammern stellen molare Konzentrationen dar):

$$SNK = 3[Al^{3+}] + 3[Fe^{3+}] + 2[Ca^{2+}] + 2[Mg^{2+}] + 2[Fe^{2+}] + 2[Mn^{2+}] + [K^+] + [Na^+] - 2[SO_4^{2-}] - [H_2PO_4^-] - [Cl^-] - [NO_3^-]$$

Insgesamt wurden drei unterschiedlich wirksame Formen der SNK sowie verschiedene H⁺-Pufferraten bei unterschiedlichen pH-Werten bestimmt:

SNK_{Ge}: Gesamt-SNK, berechnet aus der chemischen Zusammensetzung (RFA) der Minerale.

SNK_{vM}: SNK der verwitterbaren Minerale (Schlichting et al. 1995), Extraktion mit 30 %iger HCl.

SNK_{pH}: SNK bei pH 2, 3, 4, 5, 6 und 7; Extraktion mit unterschiedlich konzentrierter HCl.

Die bei schwachem Säureangriff ermittelte SNK_{pH} kann auch als kurzfristig wirkende SNK bezeichnet werden. Als mittelfristig wirkende SNK wird die Differenz von SNK_{vM} und SNK_{pH} definiert. Die langfristig wirkende SNK stellt die SNK_{Ge} abzüglich der SNK_{vM} dar.

H⁺-Pufferraten: bei pH 2, 3, 4, 5 und 6; Extraktion mit unterschiedlich konzentrierter HCl und regelmäßigem Austausch der Lösung über einen Zeitraum von 1000 Stunden. Weitere Details zu den untersuchten Mineralen sowie zu den Methoden, siehe Hamer (2000).

Ergebnisse

Säureneutralisationskapazität (SNK)

Die Gesamt-Säureneutralisationskapazität (SNK_{Ge}) ergibt sich aus der chemischen Zusammensetzung der Minerale. Die Höhe der SNK_{Ge} wird dabei maßgeblich durch den Anteil und das Molekulargewicht der Kristallgitterkationen sowie durch das O/Si-Verhältnis bestimmt (Abb.1). Innerhalb der untersuchten Minerale wurden Gesamt-Pufferkapazitäten von 14517 meq kg⁻¹ (Orthoklas) bis 25863 meq kg⁻¹ (Olivin) ermittelt.

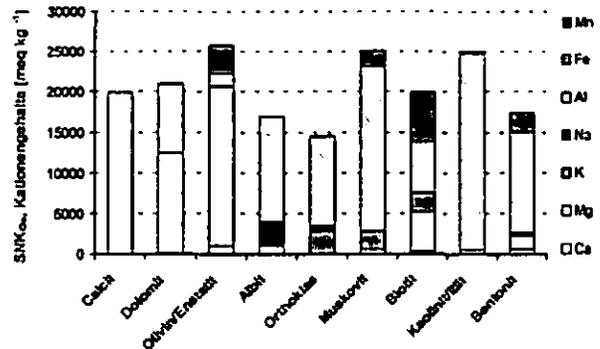


Abb.1: Aus RFA-Gesamtgehalten rechnerisch ermittelte Gesamt-Säureneutralisationskapazität (SNK_{Ge})

Die Pufferung durch verwitterungslabile Minerale kann durch die SNK verwitterbarer Minerale (SNK_{vM}) charakterisiert werden (am Bsp. von Kalonit/Illit und Bentonit dargestellt, Abb.2, l.). Kurzfristig wirksame Pufferreaktionen mit sehr schneller Reaktionskinetik werden durch die Säureneutralisationskapazität bei pH-Werten von 2 - 7 (SNK_{pH}) erfasst (Bsp. Bentonit, Abb.2, r.)

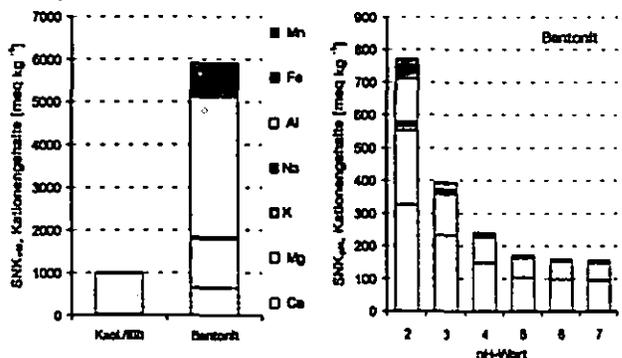


Abb.2: Durch Extraktion mit 30 %iger HCl ermittelte Pufferkapazität verwitterbarer Minerale (SNK_{vM}) und durch gestaffelte Säurezugabe ermittelte Pufferkapazität bei unterschiedlichen pH-Werten (SNK_{pH})

¹ Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, D-53115 Bonn; HAMER@BODEN.UNI-BONN.DE

In Tab.2 sind die Anteile der unterschiedlich schnell wirkenden Pufferkapazitäten an der Gesamtpufferkapazität aufgeführt. Die sehr kurzfristig wirkende SNK_{pH5} ist bei Calcit und Dolomit am höchsten, die mittelfristig wirkende SNK_{VM} bei Olivin/Enstatit und Biotit und die langfristig wirkende SNK_{Ge} bei Feldspäten, Muskovit und Tonmineralen.

Tab.2: Anteile der kurz- (SNK_{pH5} , $SNK_{pH3-pH5}$), mittel- (SNK_{VM-pH2}) und langfristig (SNK_{Ge-VM}) wirkenden Pufferkapazität (Angaben in % von SNK_{Ge} abzüglich der jeweils schneller wirkenden SNK) verschiedener Minerale

Mineral	kurz-	mittel-	lang-
	SNK_{pH5}	fristig wirkende SNK [%] $SNK_{pH3-pH5}$ SNK_{VM-pH2}	SNK_{Ge-VM}
Calcit	100	0,0	0,0
Dolomit	100	0,0	0,0
Olivin/Enstatit	0,4	12,5	68,1
Albit	0,1	0,3	99,5
Orthoklas	0,3	0,2	99,5
Muskovit	-	0,3	99,5
Biotit	0,3	2,1	63,4
Kaolinit/Illit	-	0,2	3,9
Bentonit	1,0	1,3	31,7

H⁺-Pufferraten

Die H⁺-Pufferung kann in drei Phasen unterschiedlicher Reaktionskinetik gegliedert werden (Abb.3):

Phase-I (0 - 24 h) lässt eine schnelle Kinetik durch Desorption unterschiedlich stark adsorbierter Kationen sowie Protonierung oberflächenaktiver funktioneller Gruppen erkennen. Eine mittlere Kinetik durch beginnende Auflösung von Oberflächenbereichen geringer Stabilität (Gitterdefekte) sowie Auflösung CaCO₃-, Mn- und Fe-Oxidhaltiger Verunreinigungen und ultrafeiner Mineralbruchstücke auf den Mineraloberflächen kennzeichnet Phase-II (24 - 400 h). Beide Phasen können durch zwei gekoppelte Funktion erster Ordnung beschrieben werden.

Phase-III (400 - 1000 h) zeichnet sich durch eine langsame Kinetik mit konstanter Pufferrate aus. In dieser Phase ist die H⁺-Pufferung durch Mineralauflösung von ausschlaggebender Bedeutung.

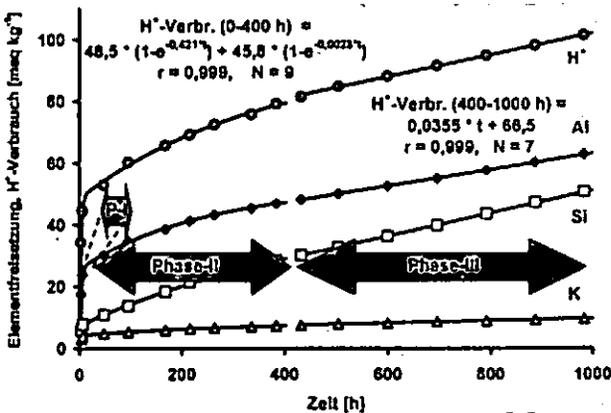


Abb.3: Kumulative Elementfreisetzung (Al, Si, K) sowie H⁺-Verbrauch des Muskovits bei pH 2 in Abhängigkeit von der Zeit

Die aus dem H⁺-Verbrauch (Phase-III) berechneten H⁺-Pufferraten der untersuchten Minerale lassen eine deutliche pH-Abhängigkeit erkennen (Abb.4)

Mehr als drei 10er Potenzen liegen zwischen den Pufferraten des verwitterungslabilen Olivin/Enstatit und dem vergleichsweise stabilen Tonmineralgemisch Kaolinit/Illit.

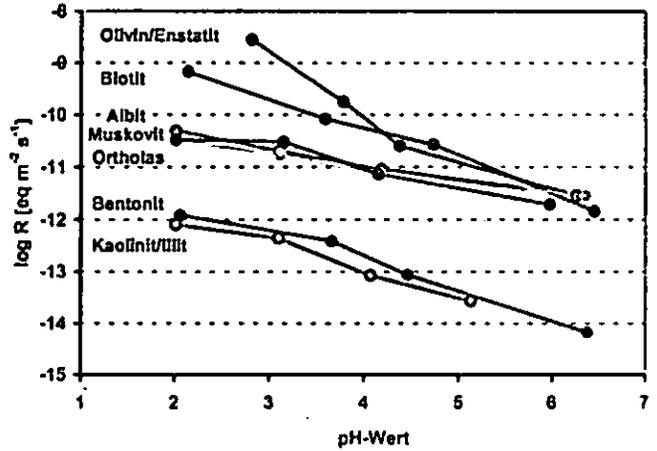


Abb.4: Zusammenfassende Darstellung der aus dem H⁺-Verbrauch berechneten Pufferraten der untersuchten Minerale in Abhängigkeit vom pH-Wert

Fazit

Das H⁺-Puffervermögen, das Böden einer Versauerung entgegensetzen können, ist anhand kapazitiver und kinetischer Meßgrößen des Mineralbestandes beschreibbar.

Drei Pufferkapazitäten, die jeweils unterschiedliche Zeiträume der Wirksamkeit erfassen (kurz-, mittel- und langfristig), wurden bestimmt. Bei den untersuchten Mineralen ist der Anteil kurzfristig wirkender SNK bei Calcit und Dolomit am größten. Der mittelfristig wirkende Anteil der SNK ist bei Olivin/Enstatit und Biotit, und der langfristig wirkende Anteil der SNK bei Bentonit, Kaolinit/Illit, Muskovit, Albit und Orthoklas am größten.

Die Kinetik der H⁺-Pufferung konnte in drei Teilreaktionen unterschiedlicher Reaktionsgeschwindigkeit (schnell, mittel, langsam) gegliedert werden. Die H⁺-Pufferraten bei pH 3 beispielsweise nehmen nach folgender Reihung ab: Olivin/Enstatit > Biotit > Muskovit ≥ Albit ≥ Orthoklas >> Bentonit ≥ Kaolinit/Illit.

Hieraus lassen sich kurz-, mittel- und langfristige Veränderungen des chemischen Zustandes von Böden erfassen und somit Prognosen über die Dynamik der zukünftigen Versauerungs- und Regenerationsentwicklung von Böden mit unterschiedlichen pH-Werten ableiten.

Literatur

BREEMEN, N. van, MULDER, J. & DRISCOLL, C. T. (1983): Acidification and alkalization of soils. - Plant and Soil, 75, 283-308.
 HAMER (2000): Säureneutralisationskapazität und Mechanismen der Protonenpufferung definierter Minerale sowie ausgewählter Gesteine und Böden Nordrhein-Westfalens. - Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 35, 282 S.
 SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & STAHR, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. - Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, 295 S.
 VEERHOFF, M., ROSCHER, S. & BRÜMMER, G. W. (1995): Ausmaß und ökologische Gefahren der Versauerung von Böden unter Wald. Abschlußbericht, Umweltbundesamt, Berlin, 364 S.

Die Bildung von Oberflächenpräzipitaten bei der Mineralverwitterung in Vulkanascheböden

Herre A.¹⁾, Lang F.²⁾, Kaupenjohann M.²⁾ und Ch. Siebe¹⁾

Vulkanische Gläser zeichnen sich durch relativ hohe Verwitterungsraten aus (Oelkers und Gislason, 2001), die durch Säureinträge in der Umgebung aktiver Vulkane noch erhöht werden. Bei den Säureinträgen handelt es sich in vielen Fällen um H₂SO₄. Aus dem vorrausgehend Genannten leiten wir die folgenden Hypothese ab:

- (i) Unter diesen Bedingungen entstehen Sekundärmineralpräzipitate auf der Oberfläche von Ausgangsmineralen.
- (ii) Es handelt sich bei den Präzipitaten um Aluminium-Schwefel-Verbindungen.

Zur Prüfung der genannten Hypothesen wurden horizonteweise Bodenproben aus der Umgebung des Vulkans Poás, Costa Rica, mittels nasschemischer Methoden charakterisiert und einzelne Partikel der Sandfraktion verschiedener Bodenhorizonte unter dem Binokular ausgewählt und mittels Rasterelektronenmikroskopie (REM) und energiedispersiver Röntgenanalyse (EDX) untersucht. Bei dem genannten Vulkan handelt es sich um einen basaltisch-andesitischen Stratovulkan, der nach Angaben von Fernández et al. (2000) täglich ca. 700 t SO₂ emittiert. Die Klimabedingungen sind sehr humid mit

durchschnittlich 4000 mm Jahresniederschlag (Rowe et al., 1995).

Bei den untersuchten Profilen handelt es sich um geschichtete Böden, in denen Aschehorizonte mit Horizonten, die reich an organischer Substanz sind, abwechseln. Die Schwefelgehalte liegen zwischen 0.1 und 3.4 %. Es handelt sich um umbric Podsoles (WRB).

Die Oberbodenhorizonte, die sich aus rezent abgelagerten Aschen entwickelt haben, sind geprägt durch Auswaschung von Fe und Al, die Unterbodenhorizonte stellen die Senke für diese Elemente dar. Die REM-Aufnahmen lassen Oberflächenpräzipitate sowohl auf den Mineralen der Oberboden- wie der Unterbodenhorizonte erkennen. Während es sich in den Eluvialhorizonten um Si-reiche Präzipitate handelt, fanden wir in den Illuvialhorizonten hauptsächlich S, Al- und Fe-Präzipitate auf den Oberflächen der Primärminerale.

Weitere Untersuchungen zum Einfluss dieser Präzipitate auf die Mineralverwitterungsraten und damit auf die pH-Pufferung und Nährstofffreisetzung müssen zeigen, inwieweit die Oberflächenpräzipitate für die Beurteilung der ökologischen Funktionen der Böden berücksichtigt werden müssen.

Literatur:

Fernández E., Duarte E., Martínez M., Vaselli O., Tassi F., Valdés J., Malavassi E., Barboza V. und W. Sáenz, 2000: Fumarole and crater lake monitoring at Poás Volcano, Costa Rica. Seventh Field Workshop on Volcanic Gases, Satsuma-Iwojima and Kuju, Japan. Extended abstract.

Oelkers E. und S. Gislason, 2001: The mechanism, rates and consequences of basaltic glass dissolution: I. An experimental study of the dissolution rates of basaltic glass as a function of aqueous Al, Si and oxalic acid concentration at 25°C and pH = 3 and 11. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65 (21): 3671-3681.

Rowe G.L., Brantley, S.L., Fernández J.F. und A. Borgia, 1995: The chemical and hydrological structure of Poás Volcano, Costa Rica. *Journal of Volcanology and Geothermal Research* 64: 233-267.

-
- 1) Instituto de Geología
Universidad Nacional Autónoma de México
Circuito exterior s/n. Cd. Universitaria
C.P. 04510
México, D.F.
herre@geologia.unam.mx siebe@servidor.unam.mx
 - 2) Institut für Ökologie, Abteilung Bodenkunde und Standortslehre
TU Berlin
Salzufer 11-12
10587 Berlin

Geochemie von Phosphor, Eisen und Aluminium in Böden eines Kiefernbestandes mit unterschiedlichem Auflichtungsgrad

Axel Höhn

Einleitung

Im Rahmen des Projektes: „Ermittlung der ökosystemaren Potenziale und Grenzen zum Umbau von Kiefernreinbeständen durch Voranbau von Buche und Eiche“, wurde gemeinsam mit der Landesforstanstalt Eberswalde (LFE) ein Untersuchungsprogramm am Standort Beerenbusch durchgeführt.

Gegenstand der Arbeiten ist die geochemische Charakterisierung der Verteilung von Phosphor, Eisen und Aluminium im Mineralboden bei unterschiedlichem Bestockungsgrad. Die Untersuchungen zur Verteilung und Verfügbarkeit von Elementen im Boden dienen der Aufklärung von Stofftransformationsprozessen und sind Voraussetzung zur Ableitung von Empfehlungen für umweltschonende Waldbaumaßnahmen.

Standortcharakteristik

Beerenbusch liegt etwa 60 km SW Prenzlau und etwa 28 km S Neustrelitz. In unmittelbarer Nähe befindet sich eine Level II-Dauerbeobachtungsfläche, die von der LFE betreut wird. Im Jahre 1999 wurden in einem Kiefernreinbestand unterschiedliche Auflichtungsgrade geschaffen und anschließend erfolgte nach differenzierten Bearbeitungsmethoden die Pflanzung von Buchen und Eichen. Die Untersuchungen wurden im Bereich der Auflichtungsvarianten 0.4 (niedriger-) und 0.8 (hoher Bestockungs-grad) in unbearbeiteten Flächenabschnitten durchgeführt. Das Arbeitsgebiet gehört zum Mittelmecklenburger Jungmoränenland mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 600 mm und einer Temperatur von im Mittel 8,1°C.

Material und Methoden

Die Entnahme von Bodenproben erfolgte auf den Flächen mit den Auflichtungsvarianten 0.4 und 0.8, im April und November kontinuierlich seit dem Jahr 2000. Die Beprobung fand mit Hilfe eines Bohrstocks, Horizontweise, bis zu einer Tiefe von 80 cm statt, dabei wurden jeweils 5 Einstiche zu einer Mischprobe vereinigt. Anschließend wurden die Bodenproben luftgetrocknet und auf 2 mm abgeseibt.

In den Proben wurden die Textur, der pH-Wert, die Kationen-austauschkapazität (KAK), sowie Corg und Nt bestimmt. Im Königswasseraufschluß erfolgte die Analyse von P, Fe, Al, Mn, Ca, Mg und K. Weiterhin wurden die oxalat- und dithionitextrahierbaren Gehalte an P, Fe und Al gemessen.

Ergebnisse

Bei dem in Beerenbusch vorkommenden Bodentyp handelt es sich um eine podsolige Braunerde mit der Horizontabfolge: Oh-Aeh-Bhv-Bv-C. Die Korngrößenverteilung weist einen Sandanteil von 87 bis 93% auf, der Schluffanteil beträgt 2,7 bis 8,1% und der Tongehalt liegt zwischen 1,2 und 4,9%. Damit können die vorliegenden Böden den Bodenarten St 2 bis Ss zugeordnet werden. Die pH-Werte im obersten Mineralbodenhorizont liegen im Bereich von 3,8 bis 4,0, sie steigen mit zunehmender Tiefe auf Werte zwischen 4,3 und 4,8 an. In den beiden untersten Horizonten der Variante 0.4 wird ein stärkerer Anstieg der pH-Werte gegenüber der Variante 0.8 erkennbar. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff liegen in der Auflage im Mittel bei 25%, die Schwankungsbreite beträgt jedoch zwischen 16 und 34%. Im Mineralboden nimmt der C-Gehalt mit zunehmender Tiefe beträchtlich ab und erreicht bei 45-80 cm nur noch Werte um 0,1%. Entsprechend den Gehalten an Ton und Corg verläuft die Verteilung der KAK.

Leibniz-Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, ZALF e.V.

Institut für Bodenlandschaftsforschung
Eberswalderstr. 84, 15374 Müncheberg
Email:ahoehn@zalf.de

Geochemie von P, Al und Fe

Ein wichtiger Parameter für den Stofftransport von Phosphor ist die Sorptionskapazität (PSC), die nach der Formel: $PSC=0,5 (Al+Fe)_{ox}$ berechnet wird. Die oxalatlöslichen Gehalte von Aluminium und Eisen sind ein Maß für das Vorhandensein von schlecht kristallisierten Al- und Fe-oxidmineralphasen mit geringem Bildungsalter im Boden. Aufgrund der geringen Gehalte an Ton und Corg sind Al- und Fe-minerale die bestimmenden Sorptionspartner für Phosphor. Beide Varianten zeigen eine etwa gleichförmige Verteilung der PSC in den beiden obersten Horizonten. Im unteren Bereich des Profils ist eine deutliche Abnahme feststellbar. Um Angaben zum potenziellen Austrag von Phosphor machen zu können, wird der Grad der Phosphorsättigung (DPS) nach

$DPS = P_{ox}/PSC \times 100$ ermittelt. Der Verlauf des DPS für beide Varianten weist auf einen ansteigenden Sättigungsgrad mit zunehmender Tiefe hin. Im untersten Mineralbodenhorizont stehen am wenigsten Sorptionspartner zur Verfügung und demzufolge ist hier der P-Rückhalt am geringsten. Der niederländische Grenzwert für den Eintrag von Phosphor in Grund- oder Oberflächenwässer von 0,1 mg P/l, bei 25 % DPS, wird jedoch nicht erreicht.

Die oxalat- und dithionitextrahierbaren Eisengehalte zeigen bei beiden Varianten eine deutliche Abnahme des Oxalat-Fe (amorphe Fe-Komponenten) mit zunehmender Tiefe. Die Fe_o -Anteile sind vor allem im obersten und im untersten Mineralbodenhorizont der Variante 0.8 niedriger als in Variante 0.4. Für Aluminium ergibt sich für beide Varianten ein sehr hoher Anteil an oxalateextrahierbarem Aluminium. Bei der Variante 0.4 ist über den Bereich des gesamten Profils keine Variation feststellbar, bei Variante 0.8 ist eine Abnahme des Al_o -Anteils im untersten Horizont erkennbar. Die höhere Löslichkeit von Aluminium gegenüber Eisen-Verbindungen erklärt ihre höhere Aktivität bei Verlagerungsprozessen.

Zusammenfassung

- Die bodenchemischen Ausgangsparameter der beiden untersuchten Varianten sind genügend ähnlich, um einen Langzeitvergleich zu gewährleisten
- In den untersuchten Böden konnten nur geringe Gehalte an Ton und organischer Bodensubstanz festgestellt werden
- Deshalb sind Aluminium und Eisen die bevorzugten Sorptionspartner für Phosphor
- Die Sorptionskapazität nimmt mit der Tiefe ab, daher ist der Phosphor-sättigungsgrad im untersten Mineralbodenhorizont am höchsten
- Die oxalateextrahierbaren Anteile von Aluminium sind deutlich höher als die von Eisen, deshalb weist Al ein höheres Verlagerungsvermögen auf.

Danksagung

Der Landesforstanstalt Eberswalde (LFE) für die Zusammenarbeit, S. Wirth (Inst. für mikrobielle Ökologie, ZALF) für die Überlassung von Analysendaten, dem Zentrallabor des ZALF und Frau M. Mäder für die Durchführung von Analysen.

Methodenvergleich zur Bestimmung der Gesamtgehalte von Haupt- und Spurenelementen in Böden (Königswasser : Flusssäure)
von
Volker Hornburg *)

Einführung und Zielsetzung

Im Bereich der Geowissenschaften ist die Ermittlung echter Gesamtgehalte das übliche Verfahren. Dazu werden neben der Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) häufig nasschemische Aufschlussverfahren mit Flusssäure (HF) angewendet. Im Bereich Landwirtschaft und Umwelt muss aufgrund bestehender Verordnungen zur Bestimmung der „Elementgesamtgehalte“ in Böden der Königswasser (KW)-Extrakt verwendet werden. Beide Methoden unterscheiden sich in ihrer Aufschluss- (HF) und Extraktionswirkung (KW), so dass die als Gesamtgehalte definierten Daten nicht gemeinsam betrachtet werden können. Aus diesem Grund wird der Frage nachgegangen, ob sich für Werte die nicht nach der KW-Methode gewonnen werden, Transformationsgleichungen zur Schätzung der KW-Werte ableiten lassen. Schwerpunkt der Betrachtungen ist der Vergleich von Analysendaten nach KW-Extraktion und HF-Aufschluss sowie (nicht aufgeführt) zwischen HF-Aufschluss und RFA.

Material und Methoden

In 354 Mineralbodenproben von 190 Waldstandorten in NRW wurden die gesamten (HF/HNO₃-Druckaufschluss) und KW-extrahierbaren (DIN 38414, Teil 7) Gehalte an Al, As, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, P, Pb, Sb, Sn, Tl, V und Zn untersucht. Die Proben wurden im Rahmen der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald aus $\geq 90 - 240$ cm uGO entnommen. Zum Vergleich wurden Analysendaten von weiteren 85 Mineralbodenproben (12 x Wald, 1 x Grünland) aus dem Bereich ≤ 150 cm uGO in die Auswertungen einbezogen. Die Proben wurden im Rahmen eines Gemeinschaftsprojektes der Geologischen Dienste in Deutschland auch auf ihre gesamten- (HF/HCl/HClO₄) und KW-extrahierbaren Gehalte an Cu, Ni, Pb und Zn untersucht. Den Auswertungen für Cu, Ni, Pb und Zn standen damit die Analysendaten von 439 Bodenproben zur Verfügung. Mit der Probenauswahl sollte ein möglichst breites Spektrum an Böden abgedeckt werden (Tab. 1). Die Verrechnungen erfolgten mit dekadisch logarithmierten Werten.

Tab. 1: Wichtige Kennwerte der Bodenproben

Parameter	Min.	Max.	Median	N
pH-H ₂ O	3,7	9,1	5,0	439
CaCO ₃ %	0,20	72	9,2	93
Humus %	0,10	7,0	0,10	439
pot. KAK cmol _c kg ⁻¹	0,20	37	6,2	439
Ton %	0,10	70	14,0	439

Ergebnisse und Diskussion

Die KW-extrahierbaren Anteile am Gesamtgehalt (HF) der untersuchten Elemente variieren im geometrischen Mittel zwischen 24 % bei Sn und 90 % bei Hg (1, 2, 3). Aus diesem Grund ist die Bezeichnung „Gesamtgehalt“ für die KW-extrahierbare Elementfraktion nicht richtig und sollte deshalb vermieden werden. Nur in Einzelfällen werden mit KW ≥ 100 % des Elementgesamtgehaltes (HF) einer Probe extrahiert. Häufig sind es Proben mit Elementkonzentrationen im Bereich der Nachweisgrenze.

Setzt man die Bestimmtheitsmaße (R²) der Beziehungen $\log KW = f(\log HF)$ (siehe www.gd.nrw.de -> Projekte) in Beziehung zu den geometrisch mittleren KW-Anteilen (KW%HF) der Elemente, so ergibt sich ein signifikant enger Zusammenhang zwischen beiden Größen (Abb. 1).

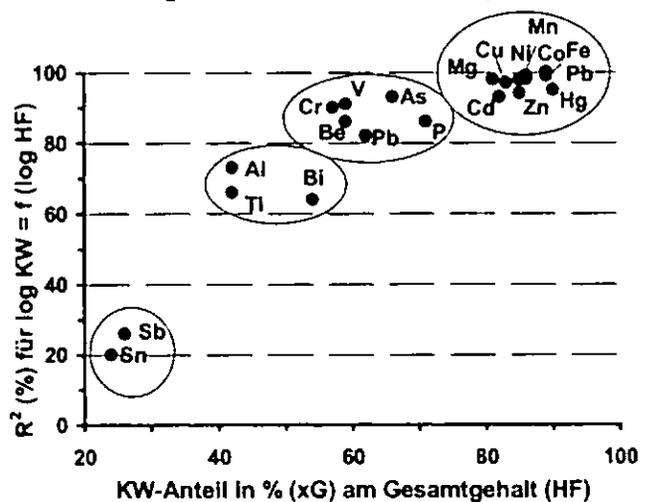


Abbildung 1: Bestimmtheitsmaße (R²) der Funktion $\log KW = f(\log HF)$ in Abhängigkeit vom mittleren (xG) KW-Anteil (%) am Gesamtgehalt (HF) der betrachteten Elemente

Mit steigenden KW-Anteilen nehmen die Bestimmtheitsmaße der Beziehungen zu. Dabei können in Abhängigkeit von der Höhe der Bestimmtheitsmaße und von der Höhe der KW-extrahierbaren Anteile vier Elementgruppen unterschieden werden (Abb. 1; Tab. 2).

Weitere Auswertungen zeigen zum Teil deutliche Zusammenhänge zwischen den Elementgesamtgehalten (HF) der Proben und deren KW-extrahierbaren Anteilen (Abb. 2). Bei Al, Bi, Cr, Ni, Sb, Sn, Tl und V nehmen diese Anteile mit steigenden Gesamtgehalten tendenziell ab, während bei As teilweise (As-KW > 5 mg kg⁻¹) eine Zunahme zu beobachten

*) Geologischer Dienst NRW, De-Greif-Str. 195, 47803 Krefeld - hornburg@gd.nrw.de - www.gd.nrw.de -> Projekte

Tabelle 2: Rangfolge der Beziehungen $\log KW = f(\log HF)$ nach Höhe der Bestimmtheitsmaße (R^2 in %) sowie Anteil der KW-Gehalte am Gesamtgehalt ($KW\%HF$) der Elemente

Rang	R^2 (%)	KW% von HF	Elementgruppen
1	100 - 93	90 - 81	Fe > Pb (Pb-HF > 40 mg kg ⁻¹) > Mn > Co > Ni > Mg > Cu > Hg > Zn > Cd
2	93 - 82	71 - 59	As > V > Cr > P > Be > Pb (Pb-HF < 40 mg kg ⁻¹)
3	73 - 64	54 - 42	Al > Tl > Bi
4	26 - 20	26 - 24	Sb > Sn

ist. Bei den übrigen Elementen (nicht dargestellt) variieren die KW-Anteile, unabhängig vom Gesamtgehalt der Proben, im Bereich ihres geometrischen Mittels.

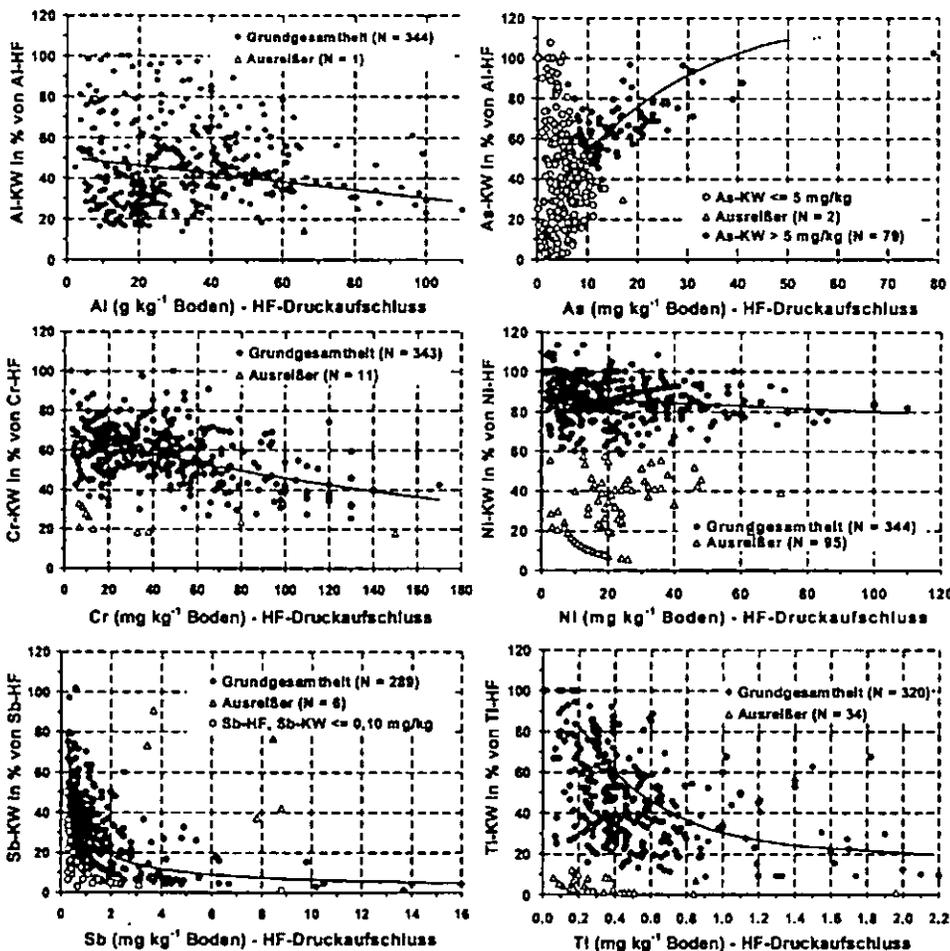


Abbildung 2: Königswasser (KW)-extrahierbare Anteile (%) in Abhängigkeit vom Elementgesamtgehalt (HF) am Beispiel Al, As, Cr, Ni, Sb und Tl

Diese Extraktionsmuster erklären ganz wesentlich die unterschiedliche Güte (R^2) der Schätzungen und sind Ausdruck dafür, dass - je nach Element und Bindungsform - sehr unterschiedliche Anteile der Gesamtgehalte mit KW erfasst werden. Der nicht mit KW erschließbare Teil des

Gesamtgehaltes wird definiert als die „In resistenten Silicaten gebundene Elementfraktion“. In Ergänzung der Ergebnisse von ZEIEN (4) und BRÜMMER kann diese Fraktion auch als Fraktion VIII bezeichnet werden.

Zusammenfassung

Für 20 Elemente wurden korrelative Verrechnungen zwischen den gesamten (HF) und KW-extrahierbaren Elementgehalten in Böden durchgeführt. Die Güte der Schätzungen (R^2) für die Funktion $\log KW = f(\log HF)$ nimmt allgemein mit der Höhe der KW-extrahierbaren Anteile zu und erreicht bei Cd, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, Pb (Pb-HF > 40 mg kg⁻¹) und Zn ein Maß von über 92 %. Bei keinem Element werden im Mittel 100 % des Gesamtgehaltes mit KW extrahiert. Der nicht KW-extrahierbare Teil des Gesamtgehaltes wird definiert als die „In resistenten Silicaten gebundene Elementfraktion“.

Mit steigenden Gesamtgehalten an Al, Bi, Cr, Sb, Sn, Ni, Tl und V nimmt diese (nicht KW-extrahierbare) Fraktion zu, bei As (As-KW > 5 mg kg⁻¹) hingegen tendenziell ab. Bei Be, Cu, Cd, Co, Fe, Hg, Mg, Mn, P, Pb und Zn konnten diesbezüglich keine Zusammenhänge beobachtet werden.

Ausblick

In weiteren Untersuchungen zum Mineral- und Silikatbestand der Proben soll insbesondere die Zusammensetzung der (nicht KW-extrahierbaren) Fraktion VIII geklärt werden.

Literatur

(1) Schwartz, V.; Kölbel, M. (1992): Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., **155**; Weinheim (Wiley-Verlag).
 (2) Hornburg, V.; Lüer, B. (1999): J. Plant Nutr. Soil Sci., **162**; Weinheim (Wiley-Verlag).
 (3) Utermann, J.; Düwel, O.; Gäbler, H.-E.; Hindel, R. (2000): Bodenschutz; Hannover (BGR).
 (4) Zeien, H. (1995): Bonner Bodenkdl. Abh., **17**; Univ. Bonn (Inst. Bodenkde.).

**Die ESS-Labormethode zur Bestimmung der Zusammensetzung der Bodenlösung:
II. Methodenoptimierung durch Modellrechnungen**

Ingwersen, J.¹, G. Matschonat¹ und T. Streck¹

1 Fragestellung

Aufbauend auf den experimentellen Ergebnissen von Teil I dieser Untersuchung (Matschonat et al., 2003a) soll hier gezeigt werden, wie die Kationenaustauschreaktionen, die während der iterativen Bestimmung der Gleichgewichtsbodenlösung ablaufen, modelliert werden können und wie darauf aufbauend die ESS ("Equilibrium Soil Solution")-Methode (Matschonat und Vogt, 1997; Matschonat et al., 2003b) arbeitstechnisch verbessert werden kann.

2 Material und Methoden

2.1 Versuchsboden

Bei dem Versuchsboden handelt es sich um eine Löss-Parabraunerde. Die Proben wurden aus dem Ap-Horizont (0-20 cm), der karbonatfrei ist, entnommen. Der pH-Wert liegt im neutralen Bereich.

Tab. 1: Eigenschaften des Versuchsbodens (karbonatfrei)

C _{org}	Ton	KAK ^a	Kationenbelag			
			Ca	Mg	K	Na
%	%	mmol kg ⁻¹	% von KAK			
1.2	31.3	175.7	89.5	5.9	4.0	0.6

^a Die KAK wurde über eine Extraktion mit 0.02 M BaCl₂ bestimmt.

2.2 ESS-Labormethode

Feldfrischer Boden wird mit einer Elektrolytlösung versetzt und durch 1-stündiges Schütteln ins Gleichgewicht gebracht. Die Zusammensetzung der ersten Elektrolytlösung orientiert sich an dem Analysenergebnis einer 1:1 Boden-Wasser-Suspension. Aus der Reaktion des Bodens auf den angebotenen Elektrolyten wird die Zusammensetzung der Elektrolytlösung des nächsten Schritts abgeleitet und die Prozedur wiederholt. Die Iteration wird abgebrochen, wenn die Konzentrationsabweichung für jedes Ion (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, H⁺, NO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻) zwischen zugegebener und wiedergewonnener Lösung kleiner als 5-10% ist.

2.3 Multistep Water Extraction (MSWE)

Als Referenzmethode wurde die "Multistep Water Extraction" (MSWE; Matschonat und Vogt, 1997) verwendet. Im ersten Schritt der MSWE wurden 11.5 kg feldfrischer Boden (8.5 kg Trockenmasse) mit 4.9 kg destilliertem Wasser versetzt, was einem Boden-Lösungsverhältnis von 1.08 (einschließlich Bodenwasser) entspricht. Nach der Äquilibration wurde durch Zentrifugieren die Bodenlösung gewonnen und für den nächsten Schritt der MSWE verwendet. Zu der gewonnenen Bodenlösung (1.7 L) wurden 3.4 kg feldfrischer Boden hinzugefügt, erneut äquilibriert, zentrifugiert, usw. Durch das wiederholte Hinzufügen von feldfrischem Boden zu einer aus dem vorherigen Schritt gewonnenen Bodenlösung nähert sich asymptotisch das kumulative Boden-Lösungsverhältnis dem Boden-Lösungsverhältnis des feldfrischen Bodens an.

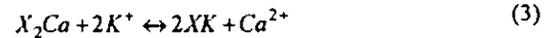
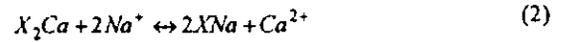
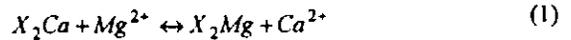
2.4 Bestimmung der Austauschkoefizienten

Die Austauschkoefizienten wurden auf Basis der gemessenen Kationenkonzentrationen mit Hilfe der Gleichung 5 für jeden Schritt der MSWE berechnet. Für die Simulation wurden die

Austauschkoefizienten des zweiten Schritts der MSWE verwendet.

3 Modellierung

Ein heterovalentes System, bestehend aus den vier Kationen Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ und Na⁺, kann über folgende Austauschreaktionen beschrieben werden (z.B. Vulava et al. 2000):



Hierbei ist X ein Austauscherplatz mit der Ladung -1. Es wird angenommen, dass die Gesamtkonzentration der Austauscherplätze, die Kationenaustauschkapazität (KAK, mmol/kg), sich aus den Festphasengehalten (\bar{c}_i , mmol/kg) der vier Kationen zusammensetzt

$$KAK = \bar{c}_{Ca} + \bar{c}_{Mg} + \bar{c}_K + \bar{c}_{Na} \quad (4)$$

Die Kationenaustauschgleichgewichte wurden nach dem Ansatz von Gaines und Thomas (1953) berechnet. In diesem Fall erhalten wir für unser System drei unabhängige Gleichgewichtsbeziehungen der Form:

$$K_{ji} = \left(\frac{\bar{c}_j^*}{\bar{c}_i^*} \right)^{v_j} \left(\frac{a_i}{a_j} \right)^{v_i} \quad (5)$$

Hierbei ist K_{ji} der Austauschkoefizient, der für den Bereich der in dieser Arbeit beobachteten experimentellen Bedingungen als konstant angenommen wird, und v_i (1) ist die Valenz des Kations i .

\bar{c}_i^* (1) und a_i (mmol/L) sind die Äquivalentfraktion der Festphase und die Aktivität in der Bodenlösung des Kations i . Im Detail sind

$$\bar{c}_i^* = \frac{\bar{c}_i}{KAK} \quad (6)$$

und

$$a_i = f_i c_i \quad (7)$$

wobei c_i (mmol/L) die Konzentration in der wässrigen Phase des Kations i ist. Der Aktivitätskoefizient f_i (1) wurde mittels der erweiterten Debye-Hückel-Gleichung berechnet. Schließlich kann für jede Spezies eine Massenbilanzgleichung formuliert werden

$$c_i^T = \rho \bar{c}_i + \theta c_i \quad (8)$$

wobei c_i^T (mmol/L) der Gesamtgehalt des Kations i im Probengefäß ist. Die in dem Versuch eingesetzte Bodentrockenmasse und das benutzte Wasservolumen sind durch die Symbole ρ (kg) bzw. θ (L) gekennzeichnet. Durch die Kombination der Gleichungen 4, 5 und 8 erhalten wir ein Gleichungssystem mit acht Gleichungen und acht Unbekannten. Das nichtlineare Gleichungssystem wurde mit Hilfe einer in dem Programm Berkeley Madonna (Macey et al., 2000) implementierten multidimensionalen Newton-Raphson Methode gelöst.

4 Ergebnisse

4.1 Gaines-Thomas-Austauschkoefizienten

Tabelle 2 zeigt die berechneten Gaines-Thomas-Austauschkoefizienten. Es fällt auf, dass die Austauschkoefizienten des 1. Schritts der MSWE deutlich von den anderen Koefizienten abweichen. So ist K_{K-Ca} für den 1. Schritt der MSWE 14.7 L mol⁻¹, während K_{K-Ca} für den 2. bis 6. Schritt im Mittel 56.9 L mol⁻¹ beträgt. Vermutlich ist es durch das niedrige Boden-Lösungsverhältnis zu einer Dispergierung von Tonteilchen gekommen, was bei der chemischen Analytik (Flammen-AAS), insbesondere für Kalium, zu Problemen bei der Messung führte.

¹ Universität Hohenheim
Institut für Bodenkunde und Standortlehre
D-70599 Stuttgart
e-mail: jingwer@uni-hohenheim.de

4.2 Simulation

Abb. 1 zeigt die Kationenkonzentrationen der Schritte eins bis sechs der MSWE sowie der letzten Iteration der ESS. Die Ergebnisse der MSWE werden durch das Modell gut nachgebildet. Nur bei dem ersten Schritt der MSWE kommt es zu einer großen Abweichung zwischen gemessenen und simulierten Konzentrationen. Die Abweichung ist insbesondere für Kalium sehr groß. Ursache hierfür sind, wie bereits weiter oben erwähnt, wahrscheinlich dispergierte Tonteilchen. Die Konzentrationen der letzten ESS-Iteration werden durch das Modell für alle Kationen leicht unterschätzt (zwischen 18 und 27%).

5 Schlussfolgerung

In dem untersuchten Boden konnte die Konzentrationsänderung der Ionen im Verlauf der MSWE über einen Kationenaustausch auf Basis von Gaines-Thomas-Austauschkoeffizienten erfolgreich modelliert werden. Durch die Kombination von Experiment und mathematischem Modell kann die ESS somit arbeitstechnisch optimiert werden. Wir schlagen folgenden modifizierten Versuchsablauf vor:

1. Berechnung der Gaines-Thomas-Austauschkoeffizienten auf Basis einer Boden-Wasser-Suspension mit einem Boden-Lösungsverhältnis größer als 1.5 (z.B. Bodensättigungsextrakt).
2. Simulation der Kationenzusammensetzung der Bodenlösung für das Boden-Lösungsverhältnis der feldfrischen Probe.
3. Durchführung einer Einschnitt-ESS ausgehend von der simulierten Kationenzusammensetzung.
4. Gegebenenfalls einmaliges abschließendes Justieren der Elektrolytlösung.

Durch diesen neuen Versuchsablauf kann für karbonatfreie Böden die Anzahl der notwendigen Iterationen, und damit auch die Anzahl der Messungen und die erforderliche Arbeitszeit, halbiert werden. In Zukunft soll der vorgeschlagene Versuchsablauf in der Praxis weitergehend erprobt werden.

Tabelle 2: Gaines-Thomas-Austauschkoeffizienten, berechnet auf der Basis der Messergebnisse der "Multistep Water Extraction" (MSWE).

MSWE	BLV [†]	K_{Mg-Ca}	K_{Na-Ca}	K_{K-Ca}
		— —	L/mol	L/mol
1. Schritt	1.08	0.30	3.50	14.7
2. Schritt	1.69	0.24	0.76	50.1
3. Schritt	2.15	0.25	0.98	45.8
4. Schritt	2.46	0.30	0.51	81.2
5. Schritt	2.69	0.28	0.88	48.4
6. Schritt	2.82	0.25	1.09	59.0

[†] Boden-Lösungsverhältnis

Literatur

Gaines, G.L. & Thomas, H.C., 1953. Adsorption studies on clay minerals: II. A formulation of the thermodynamics of exchange adsorption. *J. Chem. Phys.*, 21: 714-718

Macey, R. et al., 2000. Berkeley Madonna User's Guide, Berkeley.

Matschonat, G. & Vogt, R., 1997. Effects of changes in pH, ionic strength, and sulphate concentration on the CEC of temperate acid forest soils. *Europ. J. Soil Sci.* 48, 545-552.

Matschonat, G. et al., 2003a. Die ESS-Labormethode zur Bestimmung der Zusammensetzung der Bodenlösung. I: Eignung für landwirtschaftliche Böden und Optimierungsmöglichkeiten. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, im Druck.

Matschonat, G. et al., 2003b. Suitability of the ESS laboratory method to determine the equilibrium soil solution composition of agricultural soils, and suggestions for simplification of the experimental procedure, eingereicht bei *J. Plant Nutr. Soil Sci.*

Vulava, V.M. et al., 2000. Cation competition in a natural subsurface material: Modeling of sorption equilibria. *Environ. Sci. Technol.*, 34: 2149-2155.

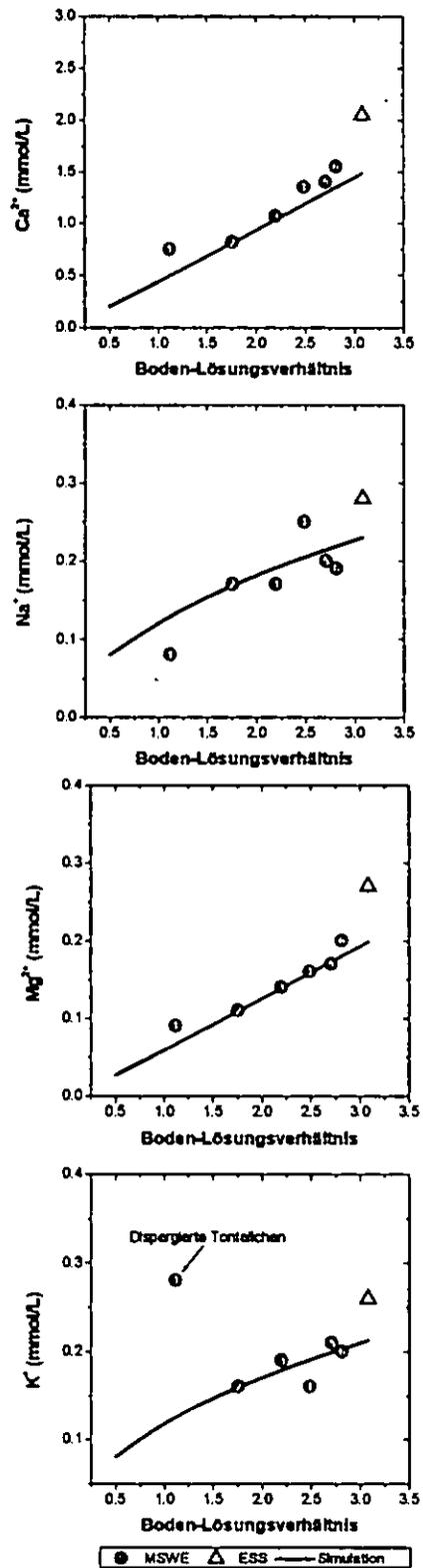


Abb. 1 Simulierte und gemessene Kationenkonzentrationen in den sechs Schritten der „Multistep Water Extraction“ (MSWE) und der „Equilibrium Soil Solution“ (ESS) Methode.

Kohlenstoffspeicherung in Grob- und Feintonfraktionen illitischer Böden

M. Kahle¹, M. Kleber¹, M. S. Torn² and R. Jahn¹

1 Hintergrund

Die Interaktion von Mineralphase und organischer Substanz in Böden führt zu einem gewissen Schutz der assoziierten organischen Substanz gegen den biologischen Angriff. Organo-mineralische Assoziationen stellen somit einen wichtigen Stabilisierungsprozess des organischen Kohlenstoffs (C_{org}) in Böden dar. Es ist bisher allerdings unzureichend bekannt, ob Eigenschaften der Mineralphase die Menge und die Art des assoziierten C_{org} beeinflussen.

Aus diesem Grund haben wir die C_{org} Speicherung in Tonsubfraktionen hinsichtlich des Einflusses der Partikelgröße und hinsichtlich des Einflusses von Eigenschaften der Mineralphase untersucht.

2 Material und Methoden

2.1 Material

Es wurden Grob- (0.2-2 μm) und Feintonfraktionen (<0.2 μm) aus sieben illitischen Oberböden des Mitteldeutschen Lössgebietes bei Halle (Saale) gewonnen. Die verwendeten Böden lagen auf zwei Transekten (Ost-West, Nord-Süd) über die Schwarzerde / Parabraunerde-Grenze. Während das Klima, das Ausgangsmaterial, die Vegetation und die Bewirtschaftung (landwirtschaftlich) als vergleichbar angesehen werden konnten, lag ein Gradient in der pedogenetischen Entwicklung der Böden vor und die Gehalte an C_{org} variierten (Kahle et al., 2002).

2.2 Methoden

Die Tonsubfraktionen wurden entsprechend Amelung et al. (1999) nach Ultraschalldispersion der Böden und nasser Absiebung der Sandfraktion (>200 μm) durch wiederholtes Zentrifugieren gewonnen und gefriergetrocknet. Der C_{org} Gehalt wurde durch trockene Veraschung (Vario EL) an 105°C getrockneten Proben ermittelt.

Wir haben die an die Partikelfractionen assoziierte organische Substanz mittels ^{13}C NMR Spektroskopie, $\delta^{13}\text{C}$ Verhältnis- und ^{14}C Analysen charakterisiert, mit den ^{14}C Ergebnissen wurde die Umsatzzeit der organischen Substanz berechnet (Kahle et al., 2003). Zur Charakterisierung der Mineralphase der Tonsubfraktionen wurde der Gehalt an Dithionit-extrahierbarem Eisen (Fe_d) bestimmt (gefriergetrocknete Proben, Blakemore et al., 1987). Die Größe der spezifischen Mineraloberfläche (SSA) der Tonsubfraktionen

wurde vor und nach Entfernung der organischen Substanz mit H_2O_2 durch N_2 -Adsorption bei 77 K und anschließender Desorption (Quantachrome Monosorb 1-point BET-Instrument) an gefriergetrockneten Proben ermittelt.

3 Ergebnisse

Im Vergleich zur Grobtonfraktion enthielt die Feintonfraktion relativ (1) mehr Keton/Aldehyd, Carboxyl und Phenol C, (2) weniger anomeren, O-Alkyl und Methoxyl/N-Alkyl C, hatte (3) einen geringeren C_{org} Gehalt, (4) ein kleineres C/N Verhältnis und (5) ein höheres $\delta^{13}\text{C}$ Verhältnis (Kahle et al., 2003). Die organische Substanz besaß in 11 von 14 Fraktionen eine Umsatzzeit von höchstens einigen Jahrhunderten. Es lag kein signifikanter Unterschied zwischen den Tonsubfraktionen in Bezug auf die Umsatzzeit der organischen Substanz vor.

Die Zunahme der SSA durch die Entfernung der organischen Substanz von der Oberfläche (ΔSSA) konnte in der Feintonfraktion 66 % der Variation des C_{org} Gehaltes erklären, in der Grobtonfraktion 97 % (Abb.1 und 2).

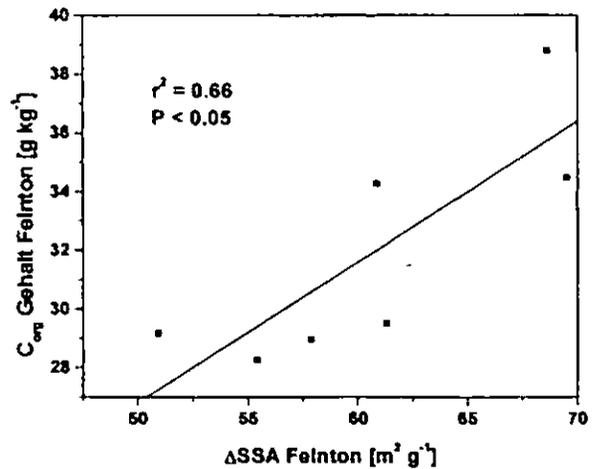


Abb. 1: Beziehung zwischen C_{org} Gehalt und ΔSSA in der Feintonfraktion

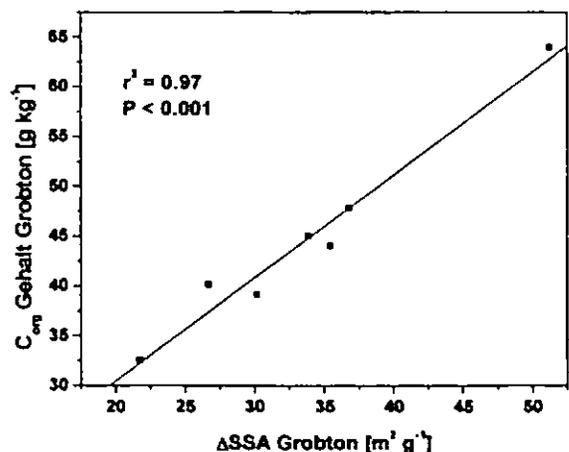


Abb. 2: Beziehung zwischen C_{org} Gehalt und ΔSSA in der Grobtonfraktion

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle, *E-mail: kahle@landw.uni-halle.de

² Earth Science Division, Lawrence Berkeley National Lab., MS 90-1116, Berkeley, CA 94720, USA.

Die Beladung der mineralischen Oberfläche mit C_{org} und Fe_d zeigte deutliche Unterschiede zwischen den Tonsubfraktionen auf (Abb. 3 und 4). Dies führte zu der Vermutung, dass in der Feintonfraktion die pedogenen Eisenoxide die für die Assoziation mit organischer Substanz wichtige Oberfläche stellen, während in der Grobtonfraktion offensichtlich die Oberflächen der silikatischen Tonminerale von größerer Bedeutung sind.

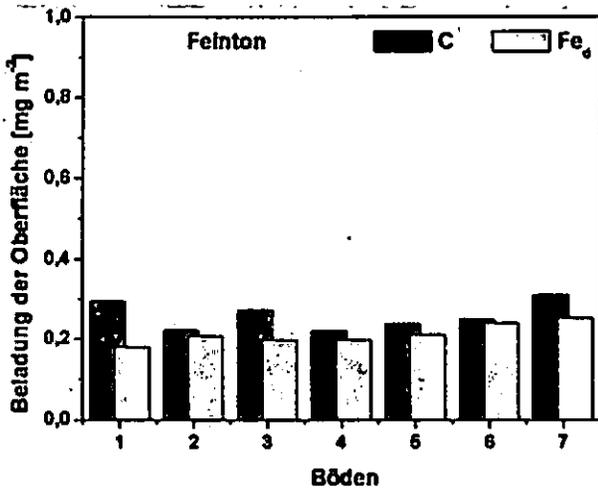


Abb. 3: Beladung der mineralischen Oberfläche mit C_{org} und Fe_d in den Feintonfraktionen

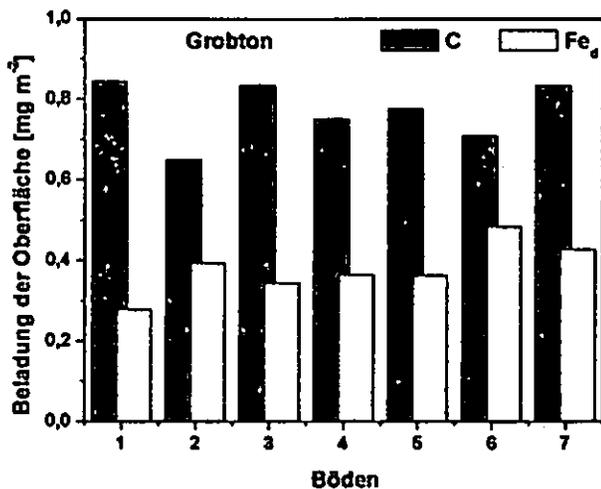


Abb. 4: Beladung der mineralischen Oberfläche mit C_{org} und Fe_d in den Grobtonfraktionen

4 Schlussfolgerungen

Die chemische Zusammensetzung der assoziierten organischen Substanz in den Tonsubfraktionen ist signifikant verschieden. Die Menge an organischer Substanz in den Fraktionen wird anscheinend durch die Größe eines spezifischen Teils der mineralischen Oberfläche bestimmt. Die Ergebnisse deuten weiterhin an, dass sich in den Tonsubfraktionen die Mineralphase, die organische Substanz assoziiert, unterscheidet.

Die beobachteten Unterschiede in der chemischen Zusammensetzung der organischen Substanz könnten als Hinweis auf einen zunehmenden biologischen Abbau der organischen Substanz mit abnehmender Partikelgröße interpretiert werden. Alternative Erklärungen wären allerdings denkbar: (1) die Assoziation von organischer Substanz unterschiedlicher Größe und chemischer Zusammensetzung an die Tonsubfraktionen oder (2) die selektive Assoziation von organischer Substanz an die Tonsubfraktionen verbunden mit einer unterschiedlichen Bedeutung von pedogenen Oxiden und silikatischen Tonmineralen für die C_{org} Speicherung in den Tonsubfraktionen.

5 Literatur

Amelung, W., R. Bol, and C. Friedrich (1999): Natural ^{13}C abundance: A tool to trace the incorporation of dung-derived carbon into soil particle-size fractions. *Rapid Commun. Mass Spectrom.* 13, 1291-1294.

Blakemore, L.C., P.L. Searle, and B.K. Daly (1987): *Methods for Chemical Analysis of Soils*. New Zealand Soil Bureau, Scientific Report 80, Department of Scientific and Industrial Research, Lower Hutt, New Zealand.

Kahle, M., M. Kleber, and R. Jahn (2002): Carbon storage in loess derived surface soils from Central Germany: Influence of mineral phase variables. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 141-149.

Kahle, M., M. Kleber, M.S. Torn, and R. Jahn (2003): Carbon storage in coarse and fine clay fractions of illitic soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 67, in press.

Poorly crystalline minerals stabilize organic matter: I. Mineral properties and the resistance of organic matter against oxidative attack

M. Kleber¹, R. Mikutta¹, M. Torn², A. Siregar¹ and R. Jahn¹

1 Introduction

Organic matter in soils may be stabilized against decomposition through interactions with the mineral phase (Kiem and Kögel-Knabner, 2002). Current research (Baldoek and Skjemstad, 2000) indicates that (i) the availability of multivalent cations, (ii) the size of mineral surfaces and (iii) the reactivity of mineral surfaces are mechanistically involved in organic matter stabilization. Here we address the role of mineral surface reactivity in the context of organic matter stabilization.

Organic matter stability

Organic matter is considered as being stabilized, once the rate of decomposition (k) is reduced or, in consequence, its residence time ($1/k$) extended if compared to a reference situation. In this sense, soil organic matter exhibiting a higher radiocarbon age after an oxidative attack is considered to be more stable than soil organic matter prior to such treatment (Figure 1).

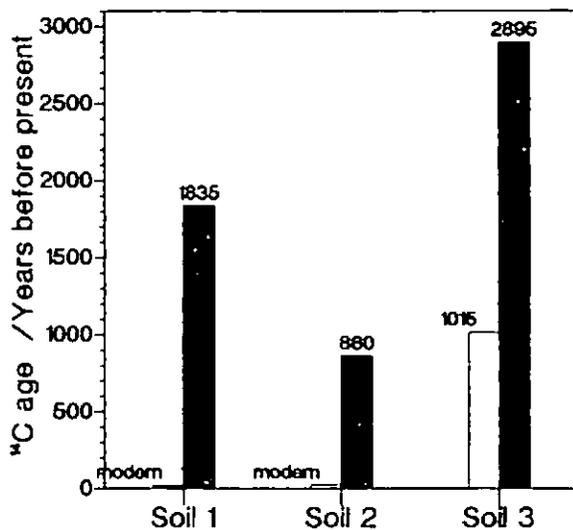


Figure 1: Increase in radiocarbon age after NaOCl treatment. Soil 1 = Cambisol Bw; Soil 2 = Luvisol E; Soil 3 = Luvisol Bt. Horizon designators according to FAO.

Reactivity of mineral surfaces

The reactivity of mineral surfaces is a function of: (i) electrostatic interactions governed by surface charge; (ii) entropy changes resulting from removal of the solute (organic matter) from the solvent (water) and (iii) the

replacement of one or more mineral surface hydroxyls by organic functional groups. Published evidence (Kaiser and Guggenberger 2000) indicates the latter process to be of major importance for carbon stabilization in acid soils. Carbon stabilization should thus be a function of the content of poorly crystalline minerals containing abundant single coordinated, reactive hydroxyls.

2 Experiment

We selected twelve subsurface soils of very diverse mineralogy and containing a broad range of poorly crystalline mineral phases (determined through the $Al_o + \frac{1}{2}Fe_o$ criterion; Table 1).

Table 1: Organic contents, mineralogy and contents of oxalate soluble Aluminium (Al_o) and Iron (Fe_o) of selected soils

Soil	C_{org} g kg ⁻¹	$Al_o + \frac{1}{2}Fe_o$ g kg ⁻¹	Mineralogy in order of abundance
1	10.8	2	I, ML, C, K
2	11.5	2	V, S, C, HIV, I, K
3	4.9	2	S, HIV, I, ML, K
4	10.0	4	Gi, Goe, Hem, Ha, K
5	19.7	4	K, S, C, I
6	38.2	8	S, I, C
7	36.0	17	V, HIV, C, K, I
8	13.8	7	I, K, C, V
9	30.7	19	C, ML, I, Ha
10	15.7	17	C, ML, I, Ha
11	27.7	21	HIV, K, I, C, PI
12	23.2	15	I, K, C, V

S = Smectite; V = Vermiculite; ML = Mixed Layer; C = Chlorite; HIV = Hydroxy interlayered Vermiculite; I = Illite; K = Kaolinite; Gi = Gibbsite; Goe = Goethite; Hem = Hematite; Ha = Halloysite; PI = Protoimogolite

We used parameters commonly used to characterize short range order minerals to test our hypothesis that the amount of stable organic carbon (i.e. carbon resistant to wet oxidation according to Kaiser et al. 2002) depends on the presence of poorly crystalline phases. We further estimated the amount of reactive hydroxyls associated with the mineral phase through the fluoride reactivity procedure (Perrott et al. 1976).

3 Results

Among others, Gu et al. (1994) have indicated that ligand exchange between carboxyl/hydroxyl functional groups of organic matter and iron oxide surfaces is the dominant interaction mechanism under acidic pH conditions. Dithionite soluble iron (Fe_d) represents pedogenic iron oxides and has been suggested previously as a promising indicator for the capacity of a soil to protect organic matter (Kiem and Kögel-Knabner 2002). In our soils, however, no relation was observed between Fe_d and the amount of organic matter resistant to wet oxidation (Figure 2). The relation improves considerably when oxalate soluble iron (Fe_o), representing mainly poorly crystalline Ferrihydrite, is used as a predictor (Figure 3). Almost 80 % of the variability of residual carbon are explained, when poorly crystalline aluminium phases are included in the regression (Figure 4)

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, MLU Halle-Wittenberg, e-mail: kleber@landw.uni-halle.de

² Center for Isotope Geochemistry, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA

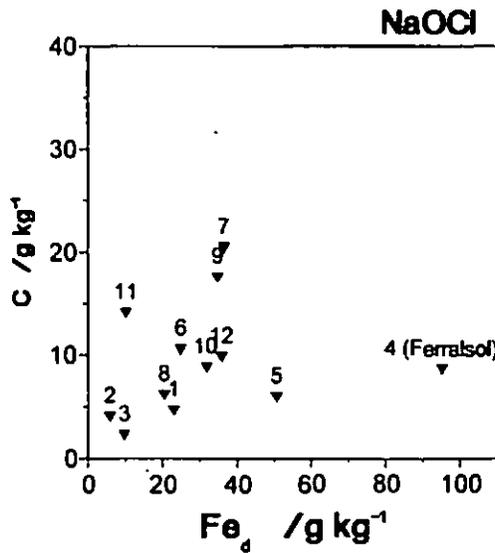


Figure 2: Organic matter resistant to wet oxidation as a function of dithionite soluble iron

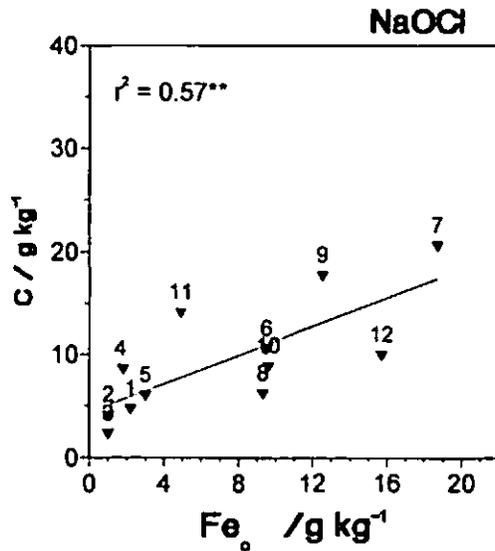


Figure 3: Organic matter resistant to wet oxidation as a function of oxalate soluble iron. ** = significant at $p < 0.01$

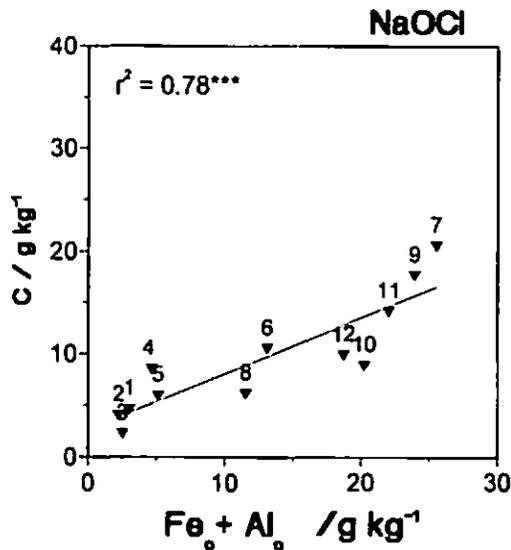


Figure 4: Organic matter resistant to wet oxidation as a function of oxalate soluble iron + oxalate soluble aluminium. *** = significant at $p < 0.001$

4 Summary and conclusions

Figure 5 shows a significant relation between hydroxyls released during NaF treatment and stable organic carbon for the nine non-andic soils. The NaF procedure (Perrott et al. 1976) seems to overestimate the amount of surface hydroxyls in soils with andic properties, probably as a result of mineral dissolution.

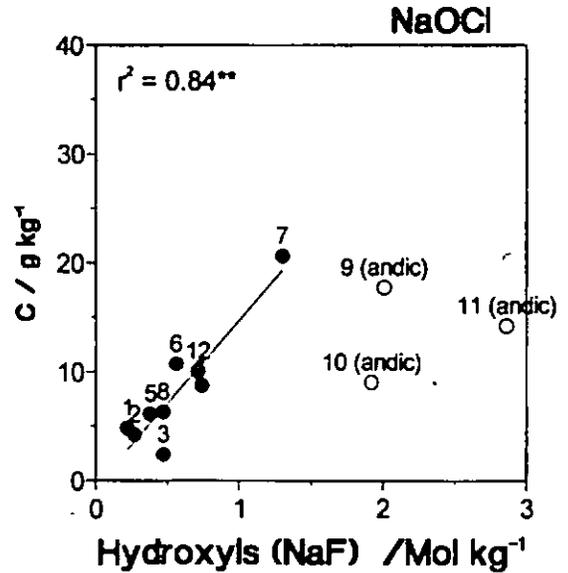


Figure 5: Organic matter resistant to wet oxidation as a function of fluoride exchangeable hydroxyls (Perrott et al. 1976). Horizons with andic properties excluded from the regression.

Our results indicate that

- poorly crystalline mineral phases stabilize organic carbon,
- the abundance of reactive hydroxyls (surface site density) controls organic matter stabilization,
- ligand exchange between organic functional groups and reactive surface sites is the most important stabilization mechanism in acid soils

5 Acknowledgement

This work was conducted as part of the priority program SPP 1090 (DFG).

6 References

- Baldock, J. A. and J. O. Skjemstad. 2000. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Org. Geochem.* 31:697-710.
- Gu, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L. and J. F. McCarthy. 1994. Adsorption and Desorption of Natural Organic Matter on Iron Oxide: Mechanisms and Models. *Environ. Sci. Technol.* 28:38-46.
- Kaiser, K. and G. Guggenberger. 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Org. Geochem.* 31:711-725.
- Kaiser, K., Eusterhues, K., Rumpel, C., Guggenberger, G. and I. Kögel-Knabner. 2002. Stabilization of organic matter by soil minerals - investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.* 165:451-459.
- Kiem, R., and I. Kögel-Knabner. 2002. Refractory organic carbon in particle size fractions of arable soils II: organic carbon in relation to mineral surface area and iron oxides in fractions < 6 μm . *Org. Geochem.* 33:1699-1713.
- Perrott, K. W., B. F. Smith and R. H. Inkson. 1976. The reaction of fluoride with soils and soil minerals. *J. Soil Sci.* 27:58-67.

Die experimentelle Bestimmung der Silikatverwitterung an natürlich gelagerten Bodensäulen aus Cv-Horizonten von Waldstandorten im Schwarzwald

Martin Kohler* und Ernst E. Hildebrand*

1. Einleitung

Die Silikatverwitterung ist ein pedo- und geochemischer Prozess, der sich durch einige Besonderheiten auszeichnet:

- Sie ist eine Pufferreaktion, bei der stärkere Säuren letztendlich in die schwache Kieselsäure überführt werden.
- Sie läuft in einem weiten "Aziditätsfenster" (pH_6 - pH_{min}) und relativ langsam ab, so dass eine experimentelle Überprüfung als nahezu unmöglich gilt.
- Sie verläuft im humiden Klimabereich aufgrund der langsamen Kinetik weit entfernt vom chemischen Gleichgewicht, d.h. die Reaktionsprodukte (z.B. Kieselsäure, Metalloxyde) werden mit dem nach unten gerichteten Sickerwasserstrom aus dem Reaktionsgefäß "Boden" entfernt, bevor die Reaktion in Gleichgewichtsnähe kommt.
- Die Silikatverwitterung ist bei Betrachtungen nachhaltiger Standortbewirtschaftung ein ökochenischer Schlüsselprozess, da letztendlich alle Protonenquellen durch die Silikatverwitterung aufgefangen werden müssen, wenn eine unerwünschte chemische Bodendrift vermieden werden soll.
- Die Raten der Silikatverwitterung sind damit sensible "Stellschrauben" zahlreicher pedo- und geochemischer Modelle.

Alle bislang zur Bestimmung der Silikatverwitterung angewendeten methodischen Ansätze wie z.B. die Bilanzierung von Mineralvorräten in Bodenprofilen, Stoffbilanzen oder Einzelmineral-Verwitterungsversuche sind mit zahlreichen Unsicherheiten und Unwägbarkeiten behaftet und haben daher meist nur einen schätzenden Charakter.

Aus diesen Gründen wäre es ein wesentlicher Fortschritt, wenn die Silikatverwitterung von natürlich gelagerten Bodensäulen einer experimentellen Überprüfung unterzogen werden könnte.

2. Methoden

Um die pedochemischen Randbedingungen zu vereinfachen, wurden ausschließlich Cv-Horizonte untersucht, in denen die Kohlensäure als stärkste Säure die Silikatverwitterung antreibt ("CO₂/Cv-Systeme"). Im mittleren und südlichen Gneisschwarzwald sind diese bodenchemischen Randbedingungen im Übergangsbereich zwischen Pedo- und Lithosphäre noch anzutreffen.

Als "experimentelles tool" setzten wir ein offenes Perkolationsverfahren ein:

- Natürlich gelagerte Bodenproben wurden im Wasserspannungsbereich der Feldkapazität, d.h. unter Aufrechterhaltung eines Luftvolumens und bei realistischer Fließgeschwindigkeit des Wasserfadens durchströmt.
- Über Gastransportschleifen konnte der CO₂-Partialdruck in der Bodenluft während der Perkolation eingestellt werden.
- Die Perkolations fand bei einer für Cv-Horizonte üblichen Temperatur von 10°C statt.

Die Gesamtlaufzeit jedes Langzeitexperiments betrug 6 Monate. Es wurden täglich 3 Sickerereignisse à 3 mm (Standort Conventwald) bzw. à 1,5 mm (Standorte Hausach und Nessellachen) simuliert. Als Perkolationslösung wurde entionisiertes Wasser verwendet.

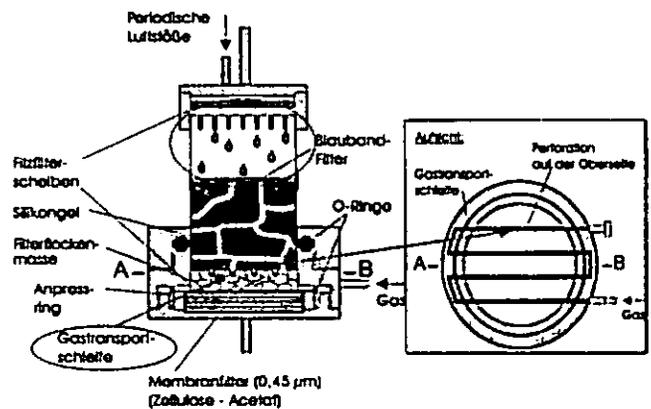


Abb.1: Schematischer Ausschnitt der Perkolationsapparatur mit kontrollierter Bodenluftzusammensetzung (detaillierte Beschreibung in KOHLER et al. 2000).

3. Ergebnisse

In Abb. 2 ist die langfristige Freisetzung von Ca und Mg für den Conventwald dargestellt, ein Standort auf dunklem, basenreichen Paragneis. Die drei Varianten mit unterschiedlichen CO₂-Partialdrücken zeigen signifikante

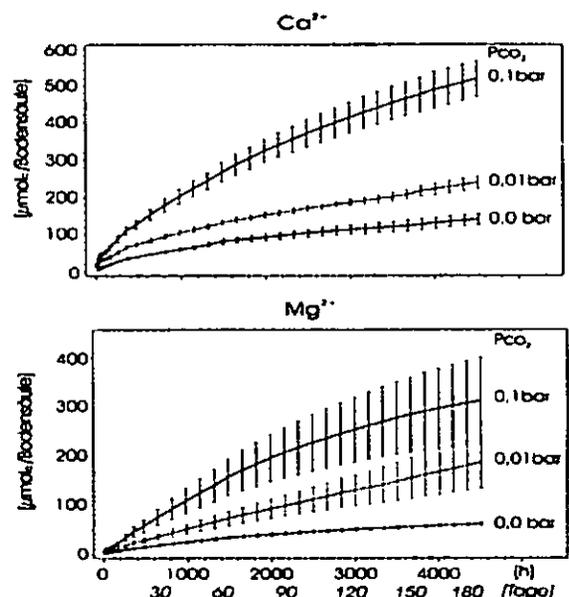


Abb. 2: Langfristige Mobilisierung von Ca und Mg bei verschiedenen CO₂-Partialdrücken am Standort Conventwald (Cv-Horizont aus Paragneis).

* Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre, Universität Freiburg, 79085 Freiburg
e-mail: martin.kohler@bodenkunde.uni-freiburg.de

Unterschiede bei der Kationenfreisetzung. Im Vergleich zur Kontrollvariante - hier setzte sich die Bodenluft aus fast CO₂-freier, synthetischer Luft zusammen (Pco₂ 0,0001 bar) - war die Ca- und Mg-Freisetzung bei der Variante mit bodentypischem CO₂-Partialdruck (0,01 bar) nach 6 Monaten fast doppelt so hoch. Bei der "Extrem-Variante" mit einem CO₂-Partialdruck von 0,1 bar wurde in diesem Zeitraum gegenüber der Kontrolle ungefähr das 4-5fache an Ca bzw. Mg freigesetzt. Zur Beurteilung der im Langzeitversuch freigesetzten Ionenmengen wurden jährliche Freisetzungsraten kalkuliert. Dabei wurde unterstellt, dass die Lösungskonzentration der letzten Perkolationsfraktion (nach ca. 180 Tagen) den steady-state Output darstellt. Als Sickerwasserrate wurden 800 mm zugrundegelegt. Darüber hinaus wurden Verwitterungsraten mit dem bodenchemischen steady-state Modell PROFILE berechnet. Im Vergleich zur PROFILE-Modellierung brachte der experimentelle Ansatz deutlich höhere Kationenfreisetzungen (Tab. 1).

kmol/ha a ⁻¹ (1 m Bodentiefe)	Perkolations-Experimente Pco ₂ 0,0001 bar Pco ₂ 0,01 bar		PROFILE
Mb-Kationen	3,0	8,5	0,7

Tab. 1: Berechnete jährliche Mb-Kationen-Freisetzungsrate: Experimenteller Ansatz versus steady-state Modell PROFILE (Standort Conventwald).

Die Kationenfreisetzung in den "CO₂/Cv-Systemen" muss also auch aus einem anderen Kationenpool als dem der silikatisch gebundenen Kationen gespeist worden sein. Wenn man Ausschau nach der Art eines solchen Pools hält, gibt die Zusammensetzung der Anionen wichtige Hinweise. Es wurden erhebliche Sulfatmengen im Perkolat analysiert. Bei der Variante mit einem CO₂-Partialdruck von ca. 0.0001 bar zeigte sich, dass ein großer Teil der Kationen - nämlich nahezu 90 % - durch Sulfat gedeckt ist (Abb. 3). Die SO₄-Mobilisierung hing nicht vom gewählten CO₂-Partialdruck ab, d. h. es kann offensichtlich von einer kationenhaltigen, sulfatischen Festphase mit relativ einheitlichen Stabilitätsbedingungen im pH-Bereich 6-5 ausgegangen werden.

Da bei der Kontrollvariante (Pco₂ = 0,0001 bar) die Protonenkonzentration im Perkolat vernachlässigt werden kann (cH⁺ < 10⁻⁶ mol/l) und Austauschprozesse angesichts der geringen Eintauschstärke von Protonen bei Silikaten ebenfalls ausscheiden, kann das Anionendefizit von

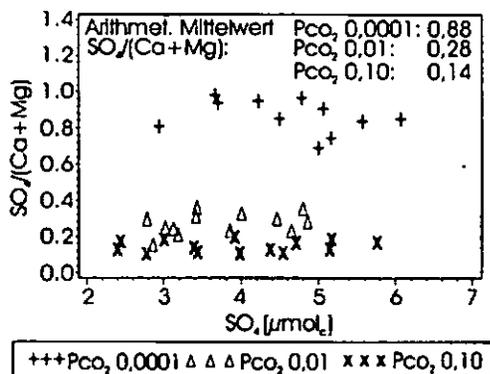


Abb. 3: SO₄/(Ca+Mg)-Verhältnisse über der SO₄-Mobilisierung (Standort Conventwald).

CO ₂ Behandlung	Mb-Kationen-Freisetzungsrate	Anionen-defizit	An Sulfat-gekoppelte Festphase	Freisetzungsraten Restbetrag Silikatverw. Austausch
Pco ₂ 0,0001 bar	3,0	17%	2,5	0,5
Pco ₂ 0,01 bar	8,5	69%	2,6	5,9
Pco ₂ 0,10 bar	12,3	81%	2,3	10,0

Angaben in kmol_e ha⁻¹ a⁻¹

Tab. 2: Quellen der Ionenfreisetzung in Abhängigkeit vom CO₂-Partialdruck in der Bodenluft. Berechnung über das (durch HCO₃⁻ erklärbare) Anionendefizit in der Bodenlösung (Standort Conventwald).

17 % vollständig auf analytisch nicht erfasstes Bikarbonat zurückgeführt werden. Die diesem Bikarbonat entsprechende Protonenmenge muss dann während der Perkolation verbraucht worden sein und entspricht damit der Silikatverwitterung. Wie in Tab. 3 dargestellt, ergibt sich für die Kontrollvariante für die Silikatverwitterung eine plausible Größenordnung von 0.5 kmol_e ha⁻¹ a⁻¹. Bei den Varianten mit höherem CO₂-Partialdruck traten sowohl theoretisch zu erwartende als auch tatsächlich gemessene Al-Spezies auf, die durch Eintausch interferieren, und daher eine eindeutige Zuordnung des Restgliedes unmöglich machen. D.h. in den nicht durch Sulfat gedeckten Kationensummen sind auch Kationen enthalten, die durch Al von den Austauschern verdrängt worden sind.

Um die Verdrängung von Mb-Kationen von den Austauschern auszuschließen, wurde bei der Untersuchung von 2 weiteren Gneistandorten eine Vorabextraktion austauschbarer Kationen mit einer 0,1 M CsCl-Lösung durchgeführt und die Proben danach bis zur Chloridfreiheit gespült. Im anschließenden Langzeitexperiment (vgl. Kap. 2) konnten dann Mb-Kationen-Auslaufkurven beobachtet werden (Abb. 4), die schon nach wenigen Wochen einen weitgehend linearen Verlauf zeigten (steady state Output). Die aus der letzten Perkolationsfraktion berechneten Verwitterungsraten stehen in Einklang mit dem jeweiligen Ausgangsgestein (basenreicher dunkler Paragneis in Hausach bzw. hellerer und härterer Gneis in Nessellachen). Die Auflösung von kationenhaltigen sulfatischen Festphasen konnte aufgrund der vorgeschalteten Spülphase ausgeblendet werden.

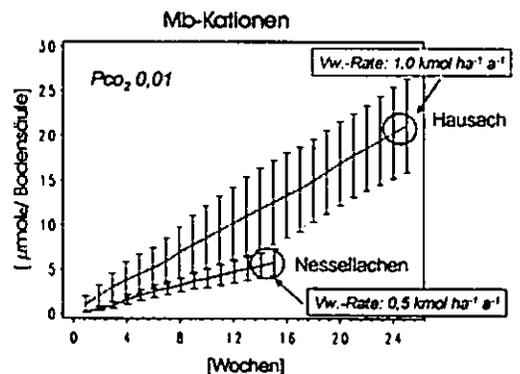


Abb. 4: Langfristige Mb-Kationenfreisetzung nach Vorabbelegung der Austauscher mit CsCl. (Cv-Horizonte).

Literatur

KOHLER, M., HILDEBRAND, E. E. (2003): Ion release in the C-horizon of a forest soil triggered by Carbonic Acid. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 166, 184-190.
 KOHLER, M., v. WILPERT, K., HILDEBRAND, E. E. (2000): The soil skeleton as a source for the short-term supply of "base cations" in forested soils of the Black Forest. Water, Air, Soil Poll. Vol 122/37-48.

Poorly crystalline minerals stabilize organic matter:

II. The quantitative importance of the ligand exchange mechanism: a preliminary estimate

R. Mikutta, M. Kleber, A. Siregar, and R. Jahn

1. Introduction

There is a number of potential mechanisms by which mineral surfaces might interact with organic molecules and thus protect organic matter against decomposition (Cornejo and Hermosin, 1996). Two lines of evidence indicate that, in acid soils, surface complexation-ligand exchange reactions between organic matter and mineral surface hydroxyls are more important than other processes: (i) Gu et al. (1994) provided direct evidence of the ligand exchange reactions between natural organic matter and iron oxide surfaces by measuring the heat of adsorption, studying the competitive adsorption with phosphate and sulfate anions, and FTIR and NMR spectroscopy. The adsorbed organic matter was strongly bound at a given pH and ionic composition, giving rise to the supposition that this mechanism might be of importance for the preservation of carbon in soils. The second line of evidence (ii) comes from the work of Kleber et al. (this vol.). By reacting twelve acid subsoils with sodium fluoride (according to Perrott et al., 1976), we found that the concentration of stable organic carbon was a linear function of the amount of hydroxyls released.

Both lines of evidence may be combined to hypothesize that the abundance of reactive hydroxyls is indicative of the capacity of mineral surfaces to stabilize organic matter through ligand exchange reactions.

Soils, however, include a variety of mineral phases differing widely in their surface reactivity. It remains to be shown how important the ligand exchange mechanism is in a quantitative way with respect to carbon stabilization in whole soils.

2. Experiment

Following the reasoning above we based our experiment on the assumption that the OM resistant to wet oxidation is stabilized through ligand exchange between organic matter functional groups (= COOH) and reactive hydroxyls on mineral surfaces.

The exchange of organic ligands attached to mineral surfaces against another ligand should, in theory, desorb all the organic matter from mineral surfaces that is bound via the ligand exchange mechanism.

Fluoride and carboxylate are both considered to sorb principally as inner sphere complex species. The adsorption maximum of fluoride (pH 4.2, Sposito 1989) is similar to the adsorption maxima of carboxylic acids (between pH 4.3 and 4.7; Balcke et al. 2002). Fluoride should therefore replace most of the carboxylic ligands if applied in excess.

Exchanging reactive hydroxyls against fluoride (Perrott et al. 1976) will thus concomitantly release such organic matter that is bound to mineral surfaces through ligand exchange. However, given the adsorption maxima reported above, the release of organic matter will be incomplete at the pH value required in the Perrott et al. (1976) procedure and must be considered as a minimum value.

Surface reactivity determination and organic carbon extraction

Fluoride reactivity was determined on the sample set as described in Kleber et al. (this volume) using a pH-stat procedure. 200 mg of sample material were added to 20 ml of 0.85 M sodium fluoride and kept at a constant 25°C. The OH⁻ ions released within 25 min at constant pH 6.8 were titrated with 0.1 M HCl under a continuous argon flow using a automatically recording Titrograph (Fa. Schott).

The OC released from oxidized samples during exposure to sodium fluoride was determined by a carbon analyser (LiquiTOC) after centrifugation, and is subsequently termed OC_F. Initial molar C/F ratios ranged from 3 · 10³ to 3 · 10⁴. The supernatant contained no Fe, Al, Si as measured by ICP-OES which indicates that no carbon was released by mineral dissolution.

3. Results

The NaOCl-treatment removed between 12-72% of initial OC (Tab. 1). Table 2 shows the amount of stable OC after oxidation and the OC sequently extracted by NaF (OC_F). This C fraction makes up between 13% (soil 6, smectitic) and 50% (soil 10, andic) of the stable OC (Fig 1). The highest amount of OC_F was found for soils 7, 10 and 11, which are rich in poorly ordered Fe and Al phases.

We observed significant linear relations between OC_F and the amount of stable OC ($r^2 = 0.84^{***}$); Fe_o ($r^2 = 0.48^*$); Al_o ($r^2 = 0.63^{***}$); Al+Fe_o ($r^2 = 0.87^{***}$); and C_p ($r^2 = 0.97^{***}$).

The results indicate that poorly crystalline phases are the main source for extractable OC_F. Since the exchanging power of fluoride is higher under acid conditions, we interpret the OC_F values as the minimum amount of stable OC bound via ligand exchange. Among the factors which may have contributed to the incomplete removal of stable

organic matter by NaF are (i) occlusion in microaggregates (< 250µm) or association with micropores (< 2nm) commonly found in poorly ordered oxides/minerals. Hence, this OC may be inaccessible to fluoride. Thus, OC bound via ligand exchange is almost certainly underestimated by the method applied.

Table 1. Organic carbon (OC) after NaOCl-treatment (stable C) and stable C (OC_F) extracted by NaF. SE = standard error (n = 3).

soil	stable C		NaF extractable	
	OC	SD	OC _F	SD
	g kg ⁻¹			
1	4.8	0.03	0.9	0.15
2	4.2	0.02	0.9	0.16
3	2.4	0.03	0.7	0.28
4	8.7	0.05	2.0	0.46
5	6.1	0.04	1.5	0.39
6	10.7	0.05	1.4	0.35
7	20.6	0.15	8.4	0.43
8	6.3	0.02	2.2	0.69
9	17.7	0.01	6.1	0.75
10	9.0	0.01	4.5	0.50
11	14.2	0.04	6.9	0.56
12	10.0	0.12	3.7	0.22

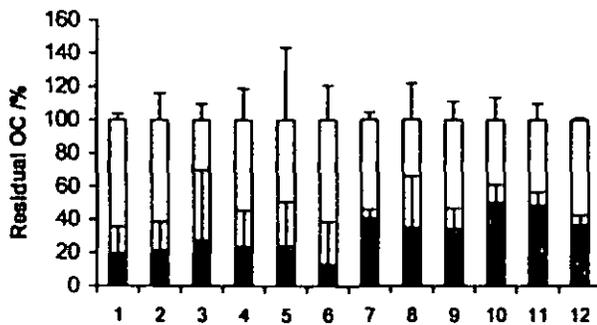


Figure 1: Relative contribution of NaF-extractable stable C (black bars) to stable OC (white bars). Error bars represent coefficients of variation (n=3).

4. Conclusion

We interpret our results in the following way:

- mainly poorly ordered Fe and Al oxides provide ligand-exchange sites,
- in acid subsoils, a major part of the stable OC (at least 13-50%) is bond via ligand exchange,
- other factors (e.g. physical protection or other bonding mechanisms) contribute to the resistance of organic matter towards oxidative decomposition.

5. Acknowledgement

This work was conducted as part of the priority program SPP 1090 of the DFG.

6. References

- Balcke, G. U., N. Kulikova, S. Hesse, F.-D. Kopinke, I. Perminova and F. Frimmel. 2002. Adsorption of Humic Substances onto Kaolin Clay Related to Their Structural Features. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:1805-1812.
- Blakemore, L.C., P. L. Searle and B. K. Daly. 1987. *Methods for Chemical Analysis of Soils*. New Zealand Soil Bureau Scientific Report 80. NZ Soil Bureau, Department of Scientific and Industrial Research, Lower Hutt, New Zealand.
- Cornejo, J., and M. C. Hermosin. 1996. Interaction of Humic Substances and Soil Clays. pp 595-624. In: Piccolo A. *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam.
- Gu, B., Schmitt, J., Chen, Z., Liang, L. and J F. McCarthy. 1994. Adsorption and Desorption of Natural Organic Matter on Iron Oxide: Mechanisms and Models. *Environ. Sci. Technol.* 28: 38-46.
- Kleber, M., R. Mikutta, M. Torn, A. Siregar and R. Jahn. Poorly crystalline minerals stabilize organic matter: I. Mineral properties and the resistance of organic matter against oxidative attack. *Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges.* (this Volume).
- Perrott, K. W., B. F. Smith and R. H. Inkson. 1976. The reaction of fluoride with soils and soil minerals. *J. Soil Sci.* 27:58-67.
- Sposito, G. 1989. *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York.

Spectral and mineralogical properties of potential dust sources on a transect from Sahara to Sahel in Chad

Mounkaila., M; Herrmann. L; Maurer. Th; Gaiser, Th.; Stahr, K.

Introduction

Huge amounts of mineral dust are transported from Sahara and Sahel towards remote regions. Dust particles (< 63µm) - because of their small size - are easily removed from the soil surface to the atmosphere. They are suspected to have an important impact on the the earth's radiation budget. However, global impact modelling is still restricted by a lack of data on source and dust properties.

Therefore, a project was initiated in the DEKLIM-framework, which aims at identification of these properties on a regional transect in Chad with one of the major Saharan sources the Bodélé depression as the central area of interest.

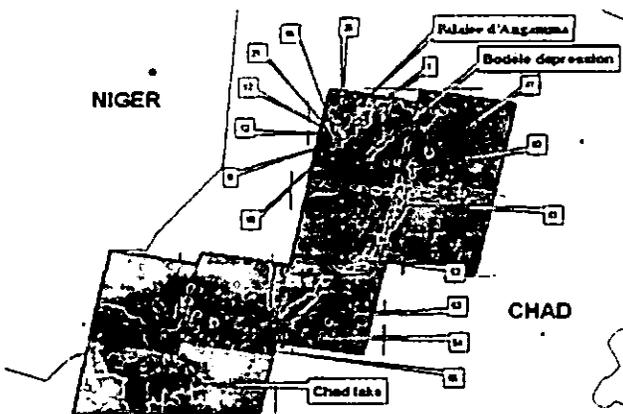
Objectives of the Project

- Determine physical, (geo-) chemical and mineralogical properties of important dust sources in the Sahara and the Sahel.
- Correlate these properties with local and remote optical properties/reflectances.
- Execute regional wind erosion modelling the basis of portable wind tunnel experiments.
- Produce a standardised regionalised data set for public access.

Materials and Methodology

200 samples were collected in 1997, on a North-South transect from the Bodélé Dépression to Lake Chad (Fig. 1).

Figure 1: Sampling sites

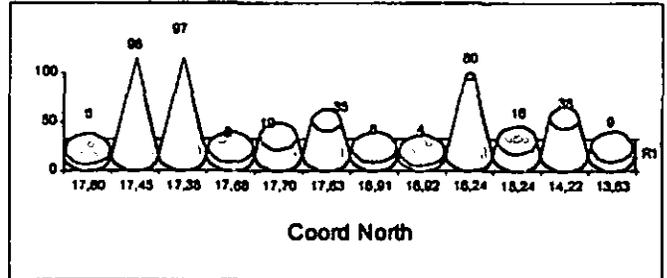


The following characteristics are determined at all sites: texture, bulk & clay mineralogy, geochemistry, pH, electric conductivity, water soluble ions, pedogenic iron, (as proxy for Fe-oxide/oxyhydrate content).

Reflectance was measured by an IRIS spectral photometer under laboratory condition. Additional data from Landsat (5 and 7) TM satellite scenes will be used.

First Results

Figure 2: Potential dust fraction (=particles <63µm) on the N-S transect in Chad



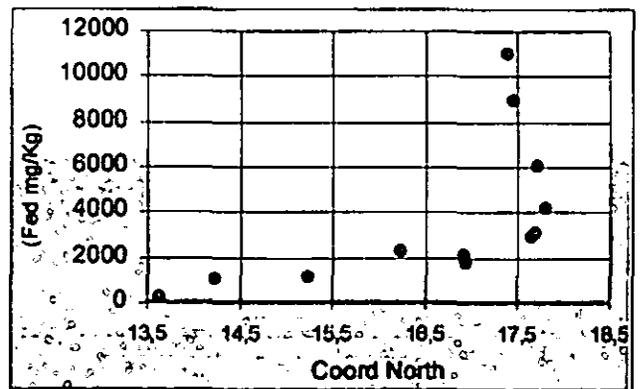
Most of the sampled sites have a sandy topsoil (>80% sand, Fig. 2). Higher shares of fine particles occur in limnic and fluvial deposits

Table 1: Properties of selected surface sediments / topsoils

CHAD Sites	Coordinates		Fed mg/kg	pH H ₂ O	EC µS/cm
	N	E			
1	17.8	17.92	4228	8.8	35
12	17.45	17.48	8968	5.7	512
13	17.38	17.51	11013	5.2	1015
18	17.68	17.68	3108	8.5	40
17	17.7	17.33	8048	7.3	254
21	17.83	17.23	2969	9.0	53
40	18.91	18.71	2153	8.4	33
41	18.92	18.72	1798	9.1	27
43	18.24	18.82	2357	8.0	498
52	15.24	17.87	1153	7.3	27
53	14.22	18.87	1046	9.3	288
55	13.83	18.2	310	7.4	41

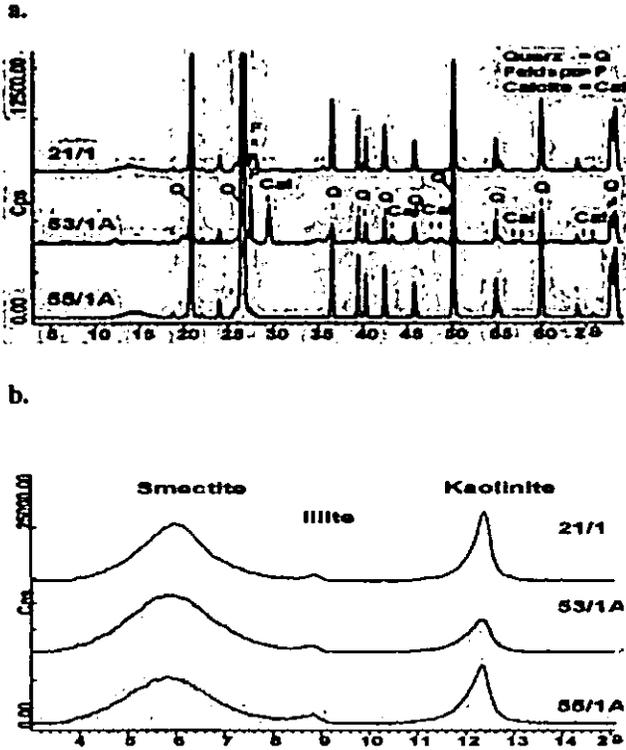
Extreme chemical values (EC samples 12/13, pH sample 53) are connected to limnic deposits (Table 1). Pedogenic iron (as a proxy for iron oxide/hydroxide content) in sandy topsoils shows an increasing trend towards the North (Fig. 3)

Figure 3: Spatial trends of pedogenic iron in sandy topsoils in Chad



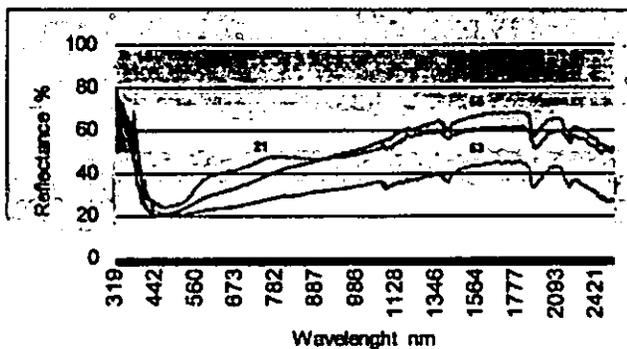
Close to the Tibesti a high variety of values occurs. Probably the most determining factor for this is petrography, with Fe-rich (volcanic) rocks in the Tibesti mountains. Fe-oxides/hydroxides regularly occur in the sandy topsoils but are missing in some limnic sediments.

Figure 4: a. Bulk and b. Clay mineralogy of selected samples in Chad



Quartz and feldspars are predominant minerals in the bulk samples (Fig. 4). Calcite and salts are rare components. Clay mineral composition is dominated by smectite and kaolinite in the topsoils. The similarities are due to eolian recycling and redistribution. Actually, the clay mineral composition of Harmattan dust collected in South-west Niger has an identical composition (Herrmann, 1996).

Figure 5: Spectral signatures of different surfaces on a N-S transect in Chad



Spectral signatures of sites on the N-S transect in Chad are different. They allow a regionalisation of properties and thus a source strength estimation. Determining factors are surface morphology, organic matter content and (clay) mineralogy. Especially this topic needs further in depth studies.

Conclusions and Outlook

Major differences of sources and potential dust fractions are determined by surface genesis. Distinct differences exist between limnic deposits and all other materials. Extreme chemical values occur with limnic deposits, which show strong marks of erosion (yardangs) and have the highest share of particles in the potential dust fraction. Mineralogical composition shows greater homogeneity between the samples than expected. Nevertheless, the sites can be distinguished by reflectance measurements. Correlation of physical, chemical and mineralogical data with optical properties is the major task in the near future in order to allow regionalisation.

Reference:

Herrmann, L. (1996): Staubdeposition auf Böden Westafrikas. Eigenschaften der Stäube und ihr Einfluß auf Boden- und Standortseigenschaften. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 36. 239p. Hohenheim.

**Poorly crystalline mineral phases stabilize soil organic matter:
III. Effect of wet oxidation (NaOCl) on soil minerals**

A. Siregar, M. Kleber, R. Mikutta, and R. Jahn*

1. Introduction

The identification and characterization of mineral surface properties connected with organic matter preservation depends on the supposition that the wet oxidation procedure chosen to remove organic matter does not alter those mechanisms that determine the ability of the mineral surface to bind organic matter (OM).

Sodium hypochlorite (NaOCl) has been found to extract more organic matter with less destruction of oxides than procedures employing hydrogen peroxide (H₂O₂) (Anderson, 1963; Lavkulich and Wiens, 1970). The general purpose of this study was to determine the degree of alteration inflicted on mineral constituents by sodium hypochlorite method as modified by Kaiser et al. (2002). Mineral change was assessed by (i) determination of elements solubilized with the NaOCl solution, (ii) the difference of the soluble amount in dithionite and oxalate extracts before and after hypochlorite treatment, and (iii) specific surface area determinations before and after hypochlorite treatment.

2. Materials and methods

Twelve soil samples from acid subsurface horizons under forest were examined (see contribution of Kleber et al., this volume). All soil samples were air-dried and ground by hand to pass a 2-mm sieve.

Wet oxidation: Organic matter was removed by mixing 10 g of air-dry soil with 100 ml of 6% sodium hypochlorite (NaOCl, Merck) adjusted to pH 8.0 with concentrated HCl. After 6 hours reaction at 25°C, the suspension was centrifuged and filtered, the supernatant was saved for elemental analysis (Si, Al, and Fe) using an ICP-AES. The extraction was repeated twice and the remaining soil was washed with 100 ml 1M NaCl. The residue was shaken with double-deionized water overnight, dialysed against deionized water and freeze-dried. Each soil was subsampled in triplicate.

Organic carbon (OC) before and after hypochlorite treatment was determined by dry combustion using Elementar Vario EL Analyzer. The characteristics of these soils are described previously by Kleber et al.

Oxide contents before and after NaOCl treatment were determined by selective dissolution:

- dithionite-extractable elements (Si_d, Al_d, Fe_d)
- oxalate-extractable elements (Si_o, Al_o, Fe_o)

Specific surface area (SSA) of soils before and after NaOCl treatment were determined by N₂-adsorption at 77K using a Quantachrome Nova 4200 Analyzer.

3. Results and discussion

The hypochlorite treatment removed 12-72% of the OC from the soils we investigated.

a. Elements (Si, Al and Fe) dissolved in NaOCl extracts as an indication of mineral dissolution:

The amounts of Si, Al and Fe dissolved during OM oxidation are shown in Figure 1. In the NaOCl extracts, we found up to 0.14 g Si kg⁻¹ from Heweneg AB (No. 6), 0.13 g Al kg⁻¹ from Lausche Bw (No. 11), 0.03 g Fe kg⁻¹ from Heweneg AB (No. 6).

These absolute amounts were lower than from soils investigated by Lavkulich and Wiens (1970), due to the higher temperature and higher pH of the NaOCl they used. In our experiment, proportional to the amount of OC removed, the treatment dissolved slightly more Si, Al and Fe from the highly smectitic Heweneg AB than from other soils.

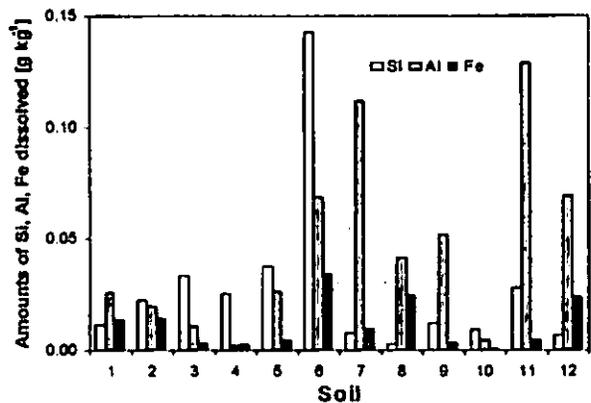


Fig. 1. The amounts of elements dissolved in the NaOCl extracts

b. Oxides/hydrous oxides prior to and after oxidation (selective dissolution):

The amounts of Si_d, Al_d and Fe_d did not change significantly after OM destruction. The amounts of oxalate-extractable Si, Al and Fe of untreated soils versus the amounts in the NaOCl residues are presented in Figure 2.

The 1:1 linear relationship for oxalate-extractable Fe showed that the amounts of Fe_o in soils before and after NaOCl treatment remained the same.

A slight decrease in oxalate-extractable Al after NaOCl treatment showed that with the OM removal, organically bound Al and/or Al from poorly crystalline mineral phases was also extracted. More dissolution of Al with NaOCl extraction was found in

* Institute of Soil Science and Plant Nutrition, Martin Luther University Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle/Saale, email: siregar@landw.uni-halle.de

soils with a relatively high content of oxalate-extractable fractions, i.e. in Köhlerwald (Andic Luvisol Bt, No. 9) and in Lausche (Umbric Andosol Bw, No. 11) samples. The decrease of Al_o after OM destruction at Lausche sample was 1.7 g kg⁻¹, but only 0.13 g Al kg⁻¹ was detected in the NaOCl extract.

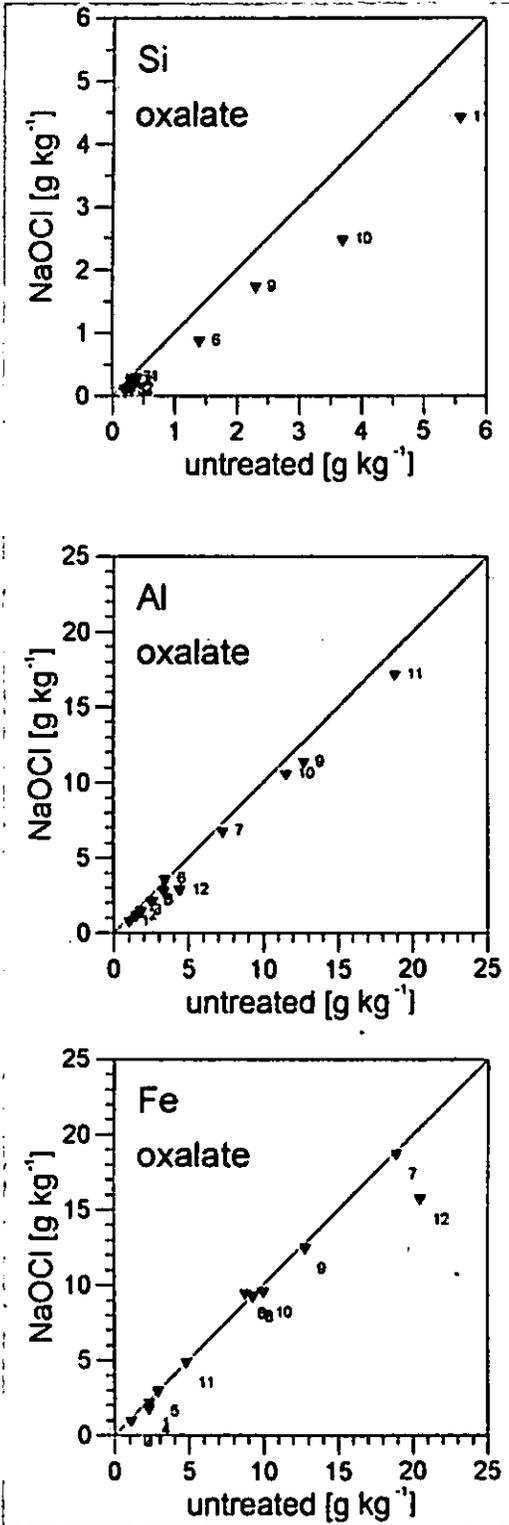


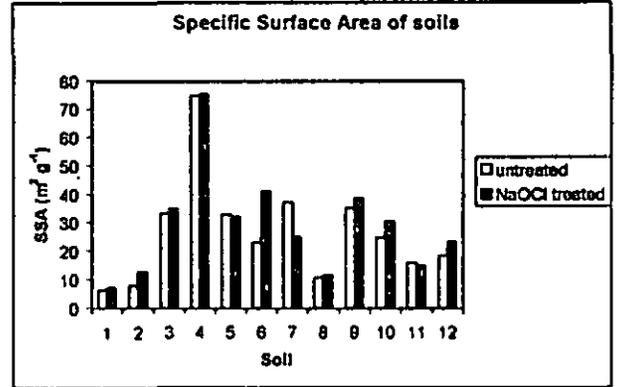
Fig. 2. Oxalate-extractable elements prior to and after NaOCl treatment

c. Specific surface area (SSA) prior to and after oxidation:

Since the extractions of Fe and Al oxides during oxidation were minimal, the changes in the surface

area before and after treatment were attributed to removal of OM only. The specific surface area of soils before and after NaOCl treatment are shown in Figure 3.

In most soils, an increase in the surface area following organic matter destruction is in agreement with results of previous investigations (Theng et al. 1999, Kaiser and Guggenberger, 2003). The highest increase of SSA was found in Hewenegg AB soil



where the OM oxidation efficiency was the greatest. Fig. 3. Specific surface area (SSA) of soils prior to and after NaOCl treatment

4. Conclusions

The data of dithionite and oxalate-extractable elements suggest that the OM destruction with 6% NaOCl solution (pH 8) does not attack the crystalline mineral phases. Hypochlorite solution leaves the Fe-oxides unaffected and slightly dissolves Al from poorly crystalline mineral phases. Loss of elements by NaOCl treatment can be mainly explained by organically-bound elements.

5. Acknowledgement

This work was conducted as part of the priority program SPP 1090 of the DFG.

6. References

Anderson, J.U. 1963. An improved pretreatment for mineralogical analysis of samples containing organic matter. *Clays Clay Miner.* 10, 380-388.

Kaiser, K., Eusterhues, K., Rumpel, C., Guggenberger, G. & Kögel-Knabner, I. 2002. Stabilization of organic matter by soil minerals - investigations of density and particle-size fractions from two acid forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165, 451-459.

Kaiser, K. & Guggenberger, G. 2003. Mineral surface and soil organic matter. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 219-236.

Theng, B.K.G., Ristori, G.G., Santi, C.A. & Percival, H.J. 1999. An improved method for determining the specific surface areas of topsoils with varied organic matter content, texture and clay mineral composition. *Eur. J. Soil Sci.* 50, 309-316.

Ausbildung und Eigenschaften des Zements bei Ortsteinpodsohlen aus dem Schwarzwald

K. Stahr¹, I. Andruschkewitsch¹, M. Sommer² & M. Zarei¹

Fragestellung

Im Schwarzwald sind Podsole bzw. Böden mit Podsolierung weit verbreitet. Wesentlich weniger verbreitet sind dagegen Podsole mit ausgeprägter Ortsteinbildung. Neben den verhärteten Ortsteinen sind insbesondere im pergomiden nördlichen Hochschwarzwald auch Böden mit Eisenbändchen weit verbreitet (Stahr, 2003). Die Tatsache, dass Podsole nur in manchen Gebieten Ortsteinverhärtungen zeigen, wurde schon sehr früh erkannt (Regelmann, 1907). Die Aufgabe dieser Arbeit ist es deshalb, zu erörtern inwieweit die Ortsteinbildung im Schwarzwald in Podsohlen vorhergesagt werden kann.

Material und Methoden

Podsole treten im Schwarzwald in der Regel auf Hängen auf. Es wurden deshalb nur Podsole an Hängen untersucht. Vom Ausgangsgestein her, wurde Granit und Buntsandstein gewählt. Das sind die beiden Gesteine, in denen am häufigsten Podsole beobachtet werden können. Um den Phänomen der Verhärtung nachgehen zu können, wurden in beiden Gesteinsgebieten jeweils Podsole mit und ohne Ortsteinverhärtung in sonst möglichst gleicher Reliefposition untersucht. Vorangegangene Untersuchungen (Andruschkewitsch et al., 2001) haben gezeigt, dass Ortsteinentwicklung hauptsächlich auf Oberhänge und in Südwestexposition beobachtet werden kann. Allein diese Regelmäßigkeit ließ es noch nicht zu, die Ortsteinentwicklung selbst zu erklären. Um dies besser erfassen zu können, wurde versucht mit verschiedenen Methoden, das Zement der Ortsteine zu erfassen. Dabei konnte als Hypothese entwickelt werden: die Zementation des Ortstein ist nicht allein und möglicherweise überhaupt nicht durch Eisenoxyde bedingt. Aluminium- und Kieselsäureverbindungen spielen als Zement eine größere Rolle.

Um die Ortsteingeneese quantifizieren zu können, wurde nach einer ausführlichen Felderhebung

hauptsächlich eine Sesquioxidfractionierung durchgeführt. Daneben wurden Röntgendiffraktions-, Röntgenfluoreszenz mikromorphologische Untersuchungen und Rasterelektronenmikroskopie einschließlich energiedispersiver Elementanalyse durchgeführt, um den Stoffbestand und insbesondere auch den Ort der Zementation möglichst genau zu erfassen.

Für die Untersuchungen wurden folgende Profile ausgesucht:

Profil 1: Eisenhumuspodsol aus Granitschutt, 523 m über NN, stark geneigt, WNW exponiert, unterer Mittelhang aus Forbachgranit, Wald mit Fichte und Edelkastanie, rohhumusartiger Moder, Verarmungshorizonte bis 27 cm, Bhs bis 44 cm, Bvs bis 61 cm, Bv-Cv ab 76 cm; Hauptlage bis 44 cm, Basislage bis 76 cm, Gesteinszersatz darunter

Profil 2: Ortstein-Eisenhumuspodsol aus Granitschutt, 520m über NN, stark geneigt, WNW exponiert, unterer Mittelhang, aus Forbachgranit, Wald mit Fichte und Edelkastanie, Humusform rohhumusartiger Moder, Verarmungshorizonte bis 49 cm, Zementation bis 70 cm, Unterboden bis 107 cm, dann Gesteinszersatz; Hauptlage bis 49 cm, Basislagen bis 107 cm, Gesteinszersatz darunter

Profil 5: Schwach pseudovergleyter Ortstein-Eisenhumuspodsol aus Schutt des mittleren Buntsandsteins, 510 m über NN, stark geneigt, WNW, Mittelhang, Schutt aus mittlerem, Buntsandstein, Wald mit Kiefer und Buche, rohhumusartiger Moder, Verarmungshorizonte bis 35 cm, Anreicherungshorizonte bis 54 cm, zum Teil durch Staunässe geprägt, Unterboden bis tiefer als 86 cm, Hauptlage bis 35 cm, Mittellage bis 54 cm, Basislage bis 86 cm, darunter Gesteinszersatz.

Profil 7: Eisenhumuspodsol aus Schutt des mittleren Buntsandsteins, 535 m über NN, stark geneigt, WNW exponiert, Mittelhang, Fließerden aus mittlerem Buntsandstein: Wald mit Kiefer, Fichte und Buche, rohhumusartiger Moder, Verarmungshorizonte bis 24 cm, Anreicherungshorizonte bis 57 cm, darunter Gesteinszersatz. Hauptlage bis 27 cm, darunter Basislage, ab 71 cm Gesteinszersatz.

Ergebnisse

Die Fraktionierung der Sesquioxide ergab eine Differenzierung, wie sie von Podsol-B-Horizonten bekannt ist. In den Bh-Horizonten

¹ Universität Hohenheim, Institut f. Bodenkunde u. Standortslehre, 70593 Stuttgart

² GSF, Institut f. Biomathematik, 85764 Neuherberg

sind die pyrophosphatlöslichen Anteile des Eisens sehr hoch. In den meisten Bs-Horizonten ist der Eisenaktivitätsquotient deutlich über 0.5. Mit allen Parametern lassen sich die B-Horizonte aller Profile als „spodic horizons“ der internationalen Klassifikationen einordnen. Unterschiede zwischen verhärteten Bsm-Horizonten und nicht verhärteten Bs- oder Bhs-Horizonten sind bei den Eisenfraktionen nicht auszumachen. Anders sieht das bei den Aluminium- und Kieselsäurefraktionen aus. Al und erst recht Aluminiumhydroxyde überwiegen in den verhärteten Bereichen die Eisengehalte bei weitem. Besonders hat aber die Kieselsäure im verhärteten Bereich bei allen Proben das Maximum. Dabei fällt auf, dass vom Verarmungsbereich in den Anreicherungsbereich die mobilen Kieselsäuregehalte wesentlich stärker als die Eisengehalte zunehmen. Dadurch konnte der Verdacht, dass nicht das Eisen, wie bei den Eisenbändchenhorizonten (Stahr 2003) die Kippsubstanz ist, plausibel gemacht werden.



Abb.1: Verhärteter Bsm-Horizont von Profil 2, Durchlicht [Bildbreite = 1,2 mm]

Die Struktur der Bsm-Horizonte ist ein perfektes Hüllengefüge. Um der Angelegenheit noch etwas näher zu kommen, wurden Dünnschliff und ras-

terelektronenmikroskopische Untersuchungen durchgeführt (Abbildung 1). Im Dünnschliff zeigt die Hülle, welche alle Minerale und Aggregate umzieht eine hellgelbe Farbe. Aus morphologischer Sicht handelt es sich bei diesem Überzug um das Zement für die Verhärtung. Im Rasterelektronenmikroskop wurde das Zement untersucht und dabei konnte festgestellt werden, dass es nur zu geringen Anteilen aus Eisen, zu hohen Anteilen aber aus Silizium, Aluminium, Sauerstoff und Kohlenstoff besteht (Abbildung 2). Diese Feststellung konnte an mehreren Objekten festgestellt werden. Der Versuch kristalline Strukturen in den Al-Si Verbindungen auszumachen ist bisher misslungen. In Zukunft soll versucht werden, durch fraktionierende Extraktion das verhärtende Agens zu identifizieren.

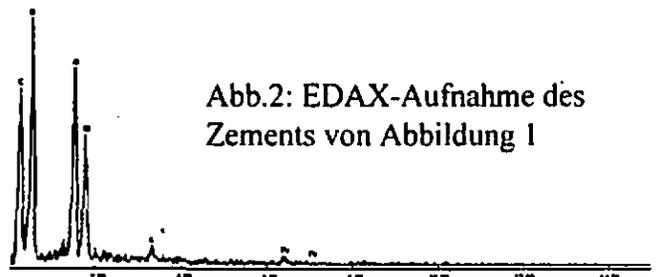


Abb.2: EDAX-Aufnahme des Zements von Abbildung 1

Schlussfolgerungen

Die verfestigten Horizonte, wie auch die lockeren Orterdehorizonte genügen alle den Kriterien, die an „spodic horizons“ zu stellen sind. Im verhärteten Bereich überwiegt Aluminium in seiner Anreicherung gegenüber Eisen. Oxalatlösliche Kieselsäure hat im verhärteten Bereich immer ihr Maximum. Untersuchungen am Zement zeigen, dass dieses aus Silizium, Aluminium, Sauerstoff und Kohlenstoff besteht. Im verhärtenden Zement ist kaum Eisen vorhanden. Daraus kann gefolgert werden, dass die verkittende Substanz aus Aluminium-Silizium-Verbindungen besteht, die einen amorphen Habitus haben.

Literatur

- Stahr, K. (2003) Genese von Eisenbändchen im Nordschwarzwald, S. 113-134 In Hüttl, R.F (Hrsg.) Boden, Wald und Wasser, Shaker Verlag
Andruschkewitsch, I. et al.: (2001) Mikromorphologie und Stoffverteilung in Ortsteinhorizonten im Nordschwarzwald, Mittl. Deutsch. Bodenkdl. Ges. 96, S. 469-470
Regelmann, K. (1907) Erläuterungen zur Geologischen Spezialkarte von Württemberg, Blatt Obertal, 162 S., Stuttgart

Effekte von Fe-Oxiden, pH und Redox auf die Mobilität der Schwermetalle in einem mit Klärschlamm belasteten Boden

Usman A.R.A., Fiedler S., Kuzyakov Y. und Stahr K.

Einleitung

Die Anreicherung von Schwermetallen (SM) in Böden infolge von Klärschlammgaben kann zu einer Belastung des Trinkwassers und der Nahrungsmittel führen (Emmerich et al., 1982). Das Gefährdungspotential kann vermindert werden, indem die Mobilität der Schwermetalle durch Zugabe von Sorptionsmitteln verringert wird. Als wichtige Schwermetallsorbentien in Böden gelten z.B. Fe-Oxide, deren Sorptionskapazität von pH- und Redoxbedingungen abhängig ist.

Ziel der Arbeit war die Beantwortung der Frage: Inwieweit unter oxidierenden/reduzierenden Bedingungen und pH-Änderungen die Bindungsfähigkeit der Fe-Oxide für Schwermetalle und die Schwermetallmobilität in einem mit Klärschlamm belasteten Boden beeinflusst wird?

Material und Methoden

Für den einwöchigen Inkubationsversuch wurde ein aus Klärschlamm entstandener Boden aus Stuttgart verwendet, der folgenden Mengen an SM enthielt: Zn 4500, Cd 77, Cu 2000, Ni 442, und Pb 1650 mg kg⁻¹ Boden. Der Inkubationsversuch (35 °C) erfolgte mit 50 g Boden in dreifacher Wiederholung mit folgenden Varianten:

- (i) Redox [Oxidierete und reduzierte Bedingungen (Feldkapazität und Wassersättigung)].
- (ii) pH [Mit HCl (0, 0.25, 1 mol H⁺/kg Boden)].
- (iii) Fe-Oxid Zugabe [Ohne bzw. mit 1% Fe-Oxid Zugabe: Goethit oder Hämatit].

Bei der Untersuchung wurden pH, Redox, und die mobilen Fraktionen (wasserlösliche und austauschbare [NH₄NO₃-Extraktion] Form) von Cd, Zn, Cu, Ni, und Pb erfasst. K_d-Werte, die die Mobilität von Schwermetallen beschreiben, wurden durch den Anteil der Summe aus der wasserlöslichen und der austauschbaren Fraktion am SM-Gesamtgehalt ausgedrückt.

Ergebnisse und Diskussion

Vor der Inkubation nahm die anfängliche Mobilität von Schwermetallen (K_d-Werte) in folgender Reihe ab: Ni (0,04) > Cu (0,03) > Cd (0,02) > Zn (0,01) > Pb (0,002). Nach einwöchiger Inkubation nahm die Mobilität von Schwermetallen im Boden mit abnehmendem pH und unter reduzierenden Bedingungen zu (Abb. 1). Auch Herms und Brümmer (1978) stellte fest, dass die Löslichkeit von Cu, Cd, Zn, und Pb unter anaeroben Bedingungen durch verstärkte mikrobielle Bildung von organischen Komplexbildnern deutlich erhöht werden. Mit abnehmendem pH veränderte sich die Mobilität von Schwermetallen (K_d-Werte). Bei Zugabe von 1 mol H⁺ kg⁻¹ (pH 3.7) und unter reduzierenden Bedingungen nahm die Mobilität von Schwermetallen nach einwöchiger Inkubation in folgender Reihe ab: Cd (0.14) > Ni (0.13) > Zn (0.07) > Cu (0.04) > Pb (0.003). Im Vergleich zur anderen Schwermetallen haben pH-Änderungen und Redoxbedingungen keinen ausgeprägten Effekt auf die Mobilität von Pb. Das Pb die niedrigste Mobilität aufweist, könnte nach Scheffer und Schachtschabel (2003) durch Bildung unlöslicher metallorganischer Komplexe hoher Stabilität bedingt sein. Unter oxidierenden Bedingungen führt die Zugabe von Goethit zu einer 1.2 bis 3.8-fachen und die Zugabe von Hämatit zu einer 1.2 bis 2.5-fachen Verringerung der Mobilität von Schwermetallen im Vergleich zum Boden ohne Zugabe von Fe-Oxiden. Unter reduzierenden Bedingungen führt die Zugabe von Goethit bzw. Hämatit zu einer 1.1 bis 1.7-fachen Verringerung der Schwermetallmobilität. Die Zugabe von Fe-Oxiden verringerte die Schwermetallmobilität in folgender Reihe: Pb > Cu > Ni > Cd > Zn. Die Schwermetallsorption an Fe-Oxide nahm mit abnehmendem pH-Wert (von pH 6.8 auf pH 5.7 bis 3.8 bei oxidierender Bedingungen und von pH 6.6 auf pH 5.5 bis 3.7 unter reduzierender Bedingungen) stark ab (Abb. 2).

Schlussfolgerung

Die Zugabe von Fe-Oxiden ist nicht als Maßnahme zur Verringerung der Mobilität von Schwermetallen in sauren und/oder staunassen Böden geeignet. Die Festlegung der Schwermetalle kann durch die Zugabe von Fe-Oxiden in neutralen und durchlüfteten Böden erfolgen. Unter den letztgenannten Bedingungen ist es möglich, durch Zugabe von Fe-Oxiden die SM-Konzentrationen der Bodenlösung unter die geltenden Grenzwerte zu senken.

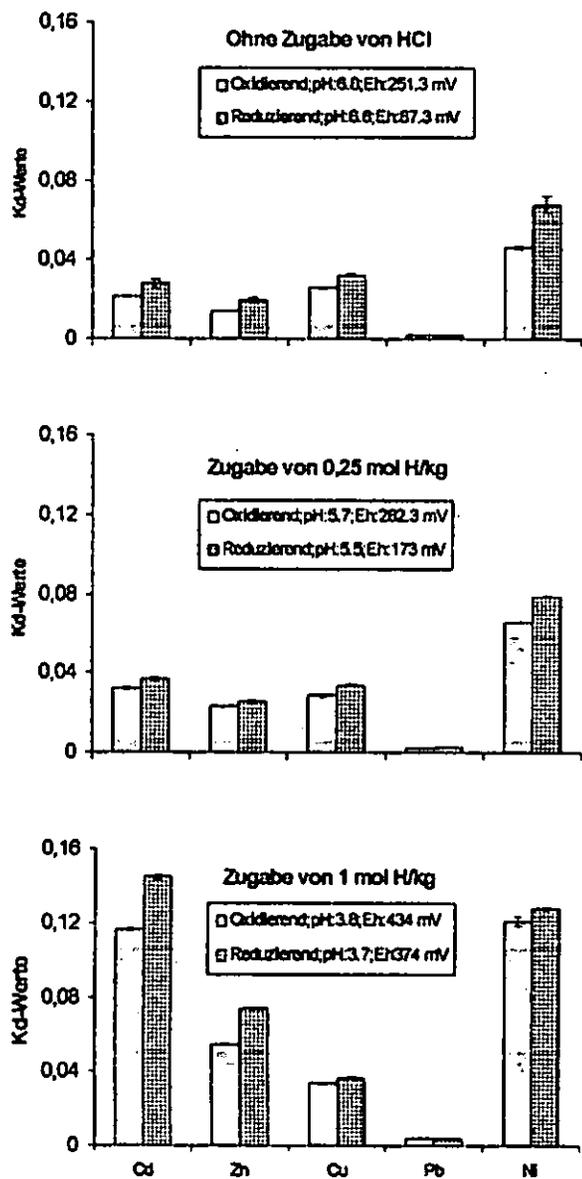


Abb. 1. Effekte von pH und Redox auf die Mobilität von Schwermetallen

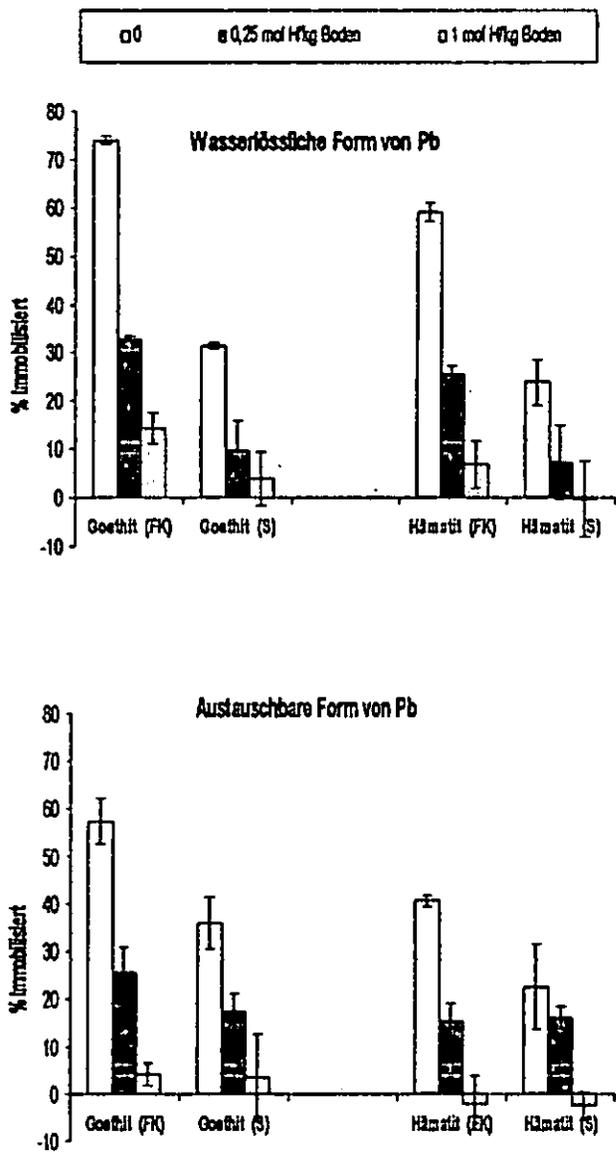


Abb. 2. Immobilisierung von Pb durch Zugabe von Fe-Oxiden (Goethit; Hämatit) unter pH-Änderung und oxidierenden (FK) und reduzierenden (S) Bedingungen.

Dank

Wir danken der ägyptischen Regierung für ihre finanzielle Unterstützung.

Literatur

Emmerich, W.E., L.J. Lund, A.L. Page, and A.C. Chang. 1982. Solid phase forms of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.* 11:178-181.

Herms, U., G. Brümmer. 1978. Einfluß organischer Substanzen auf die Löslichkeit von Schwermetallen. *Mitteilng. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 27, 181-192.

Scheffer, F., und P. Schachtschabel. 2003. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg. Berlin.

Monomineralische Tonmineralbildung in vulkanischen Schloten der Schwäbischen Alb

Mehdi Zarei^{*}, Jörg Schneider^{**}, Ludger Herrmann^{*} und Karl Stahr^{*}

Einleitung und Fragestellung

Die Erscheinungsform der obermiozänen Vulkanschlote im Bereich der Schwäbischen Alb hängt sehr von der Lage des Ausbruchorts ab. Auf der Albhochfläche treten sie häufig in Form von muldenförmigen Vertiefungen auf. Am Steilabfall der Schwäbischen Alb dagegen sind sie häufig in den Weißjura-Hangschutt eingebettet und geländemorphologisch kaum hervortretend. Im Albvorland wiederum ragen sie oft aus den Braunjura-Sedimenten heraus (LORENZ, 1982). Im Urach-Kirchheimer Vulkangebiet sind in einem Umkreis von ca. 40 km mit einer Gesamtfläche von 16 km² über 300 Schlote bekannt, die mineralogisch-petrographisch hauptsächlich ultrabasisch sind (NEUMANN, 1999). Nach einer Reihe von Untersuchungen an vulkanischen Schloten der Schwäbischen Alb wurde festgestellt, dass das Stammagma dieser Tuffe alkaliolivinbasaltisch wie im Hegau war (WEISKIRCHNER, 1967). Am Fuß der Schwäbischen Alb wurde für den Bodenlehrpfad in Beuren (Landkreis Esslingen) eine Reihe von Profilen untersucht, wobei sich in einer Braunerde-Pararendzina aus vulkanischen Tuffen eine monomineralische Tonmineralzusammensetzung entwickelt hat. Um den Bildungsursachen nachzugehen, wurde dieses Profil mineralogisch intensiver analysiert und es sollten folgende Fragen geklärt werden:

Wie stark ist die Verwitterung der vulkanischen Tuffe und welche Mineralneubildungen treten im Laufe der Bodenentwicklung auf? Kann eine direkte Umwandlung der primären Minerale erfasst werden? Ist die monomineralische Tonfraktion pedogen?

Material und Methoden

Ein vulkanischer Schlot mit einem Durchmesser von etwa 300 m erreicht an der Grenze Weißjura-Hangschutt zu oberem Braunjura etwa 1000 m NE von Beuren (Landkreis Esslingen) am Fuße der Schwäbischen Alb die Oberfläche. In diesem Bereich wurde eine Braunerde-Pararendzina bis hin zum Gesteinszersatz beprobt. Es wurde Röntgenbeugungsanalyse an FE, Sand- und Tonfraktion, Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) an FE, Polarisationsmikroskopie an Dünnschliffen von Bodenmonolithen, Rasterelektronenmikroskopie (REM) und energiedispersive Röntgenanalyse (EDX) an Aggregaten der Sandfraktion durchgeführt.

Pyroxenen vor. Die Carbonatanreicherung ist hier entweder hydrothermal durch Carbonatisierung der Pyroxene oder pedogen aus der Verwitterung der Tuffe entstanden. Aus lichtmikroskopischen Untersuchungen geht hervor, dass die Carbonate auch pseudomorph vorliegen. In der Tonfraktion ist fast nur Smectit zu verzeichnen.

Pseudomorphe Umwandlungen von Olivin und Pyroxenen treten im Oberboden (Ah-, Ah-Bvc-Horizont) nicht mehr auf.

Daraus geht hervor, dass im Oberboden während der Bodenbildung durch Bioturbation diese pseudomorphen Strukturen zerstört wurden. In der Matrix sind in allen Horizonten Ton, Calcit, stellenweise Reste primärer Minerale (Pyroxene; Feldspäte), wenig Quarz und Glimmer zu identifizieren.

RBA-Analysen bestätigten die mikromorphologischen Beobachtungen. Die primären Minerale sind überwiegend in der

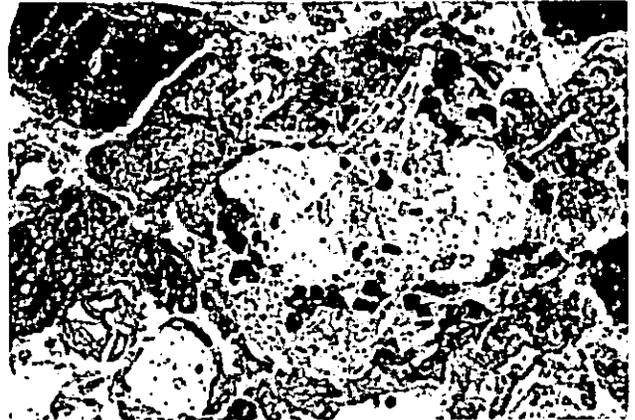


Abb. 1: Vollständige Umwandlung von Olivin zu Saponit (hell) mit Calcitausscheidungen, Magnetit (schwarz), clCvc2-Horizont, (90-110 cm) Braunerde-Pararendzina

Tab 1: Analysendaten der Braunerde-Pararendzina des Vulkanschlots bei Beuren und zersetztem Gestein

Horizont	Tiefe (cm)	pH CaCl ₂	Carbonat %	KAK _{pot} mmol/kg	Fed mg/g	Feo mg/g	Tonminerale (<2µm)				Oxide aus RFA				
							Saponit %	Verm %	Illit %	Kaolinit %	MgO %	Al ₂ O ₃ %	SiO ₂ %	K ₂ O %	Fe ₂ O ₃ %
Ah	-19	7,3	17,0	825	7,9	3,6	90	5	3	2	8,6	10,5	44,1	1,7	8,7
Ah Bvc	-33	7,5	24,8	682	6,6	4,1	92	5	2	1	8,7	9,6	41,6	1,5	7,4
Bv elCvc	-60	7,7	29,8	564	5,6	3,1	97	3	--	--	9,6	8,5	39,9	1,3	6,6
elCvc1	-90	7,5	30,8	575	4,8	3,2	97	3	--	--	10,4	8,2	40,6	1,3	6,9
elCvc2	-110	7,5	27,4	590	5,5	3,5	98	2	--	--	10,6	8,4	40,8	1,3	7,1
Gestein	-200	7,8	21,8	466	4,7	0,8	96	4	--	--	11,5	9,4	43,1	2,3	7,8

Ergebnisse und Diskussion

Die vulkanischen Schlote der Schwäbischen Alb zeigen ultrabasische Tuffe. Die magmatischen Bestandteile der vulkanischen Schlote sind aus Orthopyroxen (Enstatit), Klinopyroxene (Diopsid, Titanaugit), Melilith und Amphibole (Hornblende) zusammengesetzt. Auch Gesteinsbruchstücke von Granit, Gneis und Granodiorit aus dem Grundgebirge treten auf (BERG & WEISKIRCHNER, 1979; WEISKIRCHNER, 1980). Die hohen Mg- und Ca-, sowie niedrigen SiO₂-Gehalte belegen, dass sich das beprobte Profil aus basischem Material entwickelt hat (Tab. 1). Die Gesteinsrelikte des Grundgebirges in den basischen Tuffen spielen keine große Rolle. Das vulkanische Material ist stark zersetzt, und es ist kein „frisches“ Material in den Böden zu finden.

Die Mikromorphologie zeigt, dass die primären Minerale und das vulkanische Glas in den Tuffen intensiv verwittert und umgewandelt sind. Nur im Unterboden sind stellenweise angewitterte Pyroxene, Feldspäte und Glimmer zu finden.

Die idiomorphen Minerale wie Olivin und Pyroxene sind bereits vollständig pseudomorph in tonige Substanz und/oder Calcit umgewandelt (Abb. 1), wobei noch stellenweise der Rest der primären Minerale erkennbar ist. Calcit kommt in allen Horizonten sekundär in der Matrix, kristallin in den Hohlräumen und oft pseudomorph nach

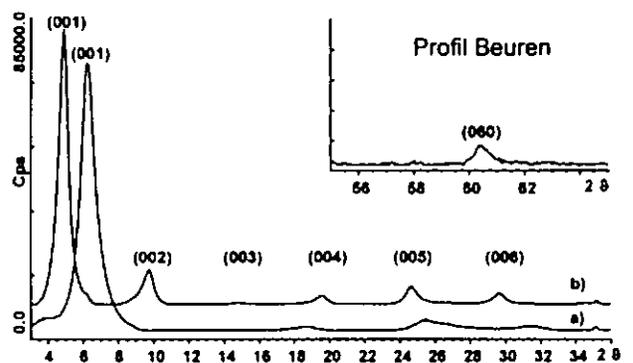


Abb. 2: Röntgenbeugungsdiagramme Saponite a) Mg-Lutro und b) +Gly

Schlufffraktion angereichert. In der Tonfraktion des Oberbodens finden sich über 90% Smectite, in Spuren Vermiculit, Illit und Kaolinit, dagegen ist im Unterboden nur Smectit und geringfügig Vermiculit zu verzeichnen. Die Basisinterferenzen (001), (002), (003), (004), (005) und

^{*}Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Emil-Wolff-Straße 27, 70599 Stuttgart, Germany
^{**}regioplus-Ingenieurgesellschaft, Wollgrasweg 49, 70599 Stuttgart

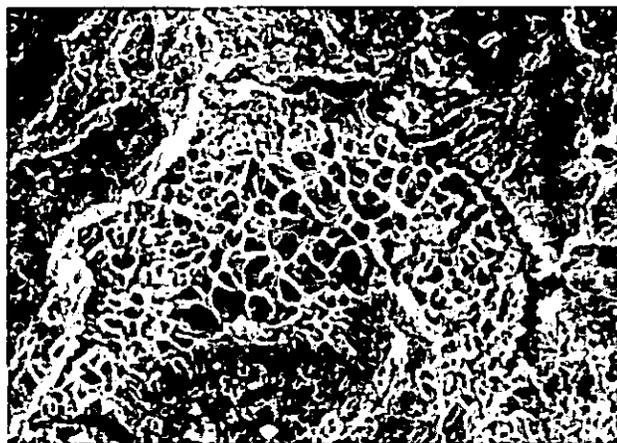


Abb. 3: REM-Aufnahme von wabenförmigen Strukturen des Saponits zwischen Bodenaggregaten; gS-Fraktion, e1Cvcl

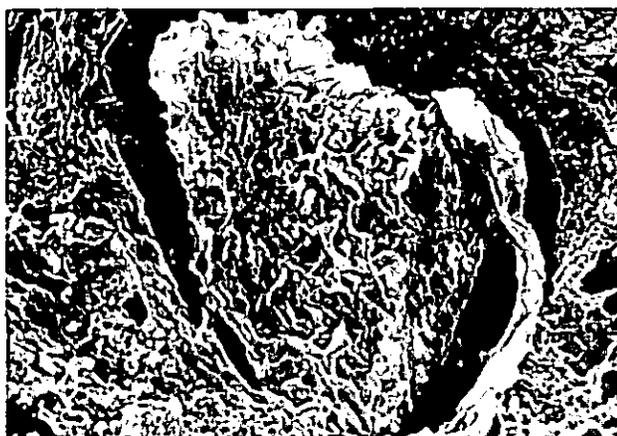


Abb 4 REM-Aufnahme von kompakten Saponitaggregat; gS-Fraktion, e1Cvcl

(006) deuten auf Mg-reiche Smectite (Saponit) hin, die sich durch Glycerinbehandlung nach 18; 9,1; 6,05; 4,55; 3,61 und 3,01 Å aufweiten lassen. Die Aufweitungseffekte und der 060 Reflex bei 1,54 Å weisen auf trioktaedrischen Saponit hin (Abb. 2) (JASMUND & LAGALY, 1993; SON, YOSHIMURA & FUKASAWA, 2001). Aus den RBA-Analysen geht hervor, dass es sich im Unterboden der Braunerde-Pararendzina um fast reinen Saponit handelt. Anhand der petrographischen Untersuchungen kann nicht ausgeschlossen werden, dass ein Teil der pseudomorphen Umwandlung der primären Minerale zu Saponit und Calcit hydrothermal während der Abkühlung des Magmas abgelaufen ist (PAPENFUSS, 1975 und BERG & WEISKIRCHNER, 1979). Saponit ist aber auch im Laufe der Bodenbildung aus Verwitterung von Mg-reichen vulkanischen Mineralen in alkalischem Milieu entstanden und angereichert worden. Dies zeigen wabenartige Mikrostrukturen von Saponit in den Poren der Bodenaggregate. Dies konnte mit REM dargestellt werden. Diese Strukturen sind aus Bodenaggregaten hinaus gewachsen und bilden meist pseudo-polygonale Mikroporen (Abb. 3) (SANTIAGO BUEY et. al, 2000). Es scheint, dass die Mikroporen offen und schwammartig sind. Solche Aggregate führen zu einer geringeren Dichte des Bodens. Mit den REM-Aufnahmen konnten auch die direkten pseudomorphen Umwandlungen von Olivin und Pyroxene zu Saponit dargestellt werden (Abb. 4). Die flockige, schuppige Form vom Saponitstrukturen ist hier öfters anzutreffen. Die Saponitaggregate sind massiv und kompakt und weisen wenige Mikroporen auf.

Die semiquantitative EDX-Analyse an allen Formen zeigt Mg, Al, Si, Fe und spurenweise Ca. Die hohen Mg- und Al-Gehalte bestätigen die RBA hinsichtlich des Saponits (Abb. 5, und 6). In allen EDX-Analysen wurde neben Mg auch Fe nachgewiesen, welche mit großer Wahrscheinlichkeit in den Oktaederzentren des Saponites eingebaut ist. (JASMUND & LAGALY, 1993). Die Saponitaggregate im Dünnschliff zeigen keine Fe-Oxide und -Hydroxide. Aufgrund durchlichtmikroskopischer Beobachtungen sind aber an manchen Stellen, z.B. in stark zersetzten Tuffen, Fe-Oxid-Ausscheidungen zu erkennen (Abb. 1). Insgesamt sind die Verbrauchsmerkmale in der Matrix gering.

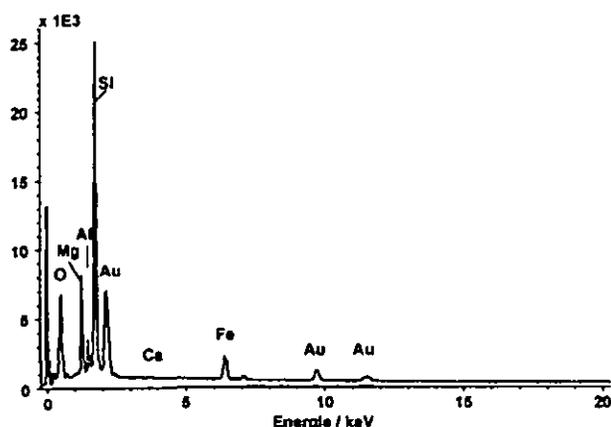


Abb. 5: EDX-Analyse Wabenstrukturen (Saponit) mit polygonalen Mikroporen

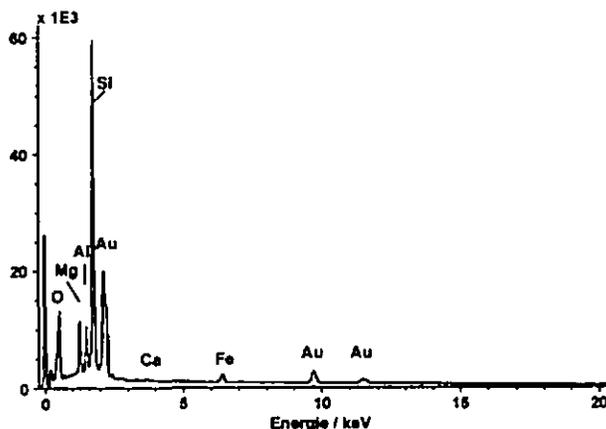


Abb. 6: EDX-Analyse von schuppigen, kompakten Saponitaggregat

Schlussfolgerungen

1. Die pedogene Entstehung von Saponit konnte mikromorphologisch, mit RBA und REM nachgewiesen werden
2. Der Saponit kommt waben-/schuppenförmig zwischen Aggregaten und kompakt als Pseudomorphose vor, ist trioktaedrisch und weist im Kristallgitter Spuren von Fe auf.
3. Die Verbraunung ist im untersuchten Bodenprofil noch nicht weit fortgeschritten. Olivine und Pyroxene sind aber auch im Unterboden schon fast vollständig umgewandelt.

Literatur

- AKBULLUT, A. & KADIR, S. (2003): The geology and origin of sepiolite, palygorskite and saponite in neogene lacustrine sediments of the Serinhisar-Acipayam Basin, Denizli, SW Turkey. *Clays and Clay Minerals* 51, 279-292.
- BERG, U. & WEISKIRCHNER, W. (1979): Petrographische Untersuchungen an vulkanischen Gesteinen des Jusi (Schwäbische Alb). *Jber. Mitt. Oberrhein. geol. Ver. N.F.*, 61, 337-346.
- JASMUND, K. & LAGALY, G. (1993): Tonminerale und Tone. 490 Seite, Steinkopff Verlag Darmstadt.
- LORENZ, V. (1982): Zur Vulkanologie der Tuffschlote der Schwäbischen Alb. *Jber. Mitt. Oberrhein. geol. Ver.*, N.F. 64, 167-200.
- NEUMANN, U. (1999): Der miozäne Intraplatten-Vulkanismus des Uracher Vulkangebiets (Exkursion F am 8. April 1999). *Jber. Mitt. Oberrhein. geol. Ver. N.F.*, 81, 77-86
- PAPENFUSS, K.-H. (1975): Mineralogisch-petrographische Untersuchungen an den vulkanischen Tuffen im Uracher Vulkangebiet (Schwäbische Alb). *Jh. geol. Landesamt Baden-Württemberg*, 16, 13-34.
- SANTIAGO BUEY, C.; SUAREZ BARRIOS, M.; GARCIA ROMERO, E. & DOVAL MONTOYA, M. (2000): Mg-rich smectite "precursor" phase in the Tagus Basin, Spain. *Clays and Clay Minerals* 48, 366-373.

Bodenbewertung im bundesweiten Kontext – Der „Methodenkatalog Bodenfunktionsbewertung“ der Staatlichen Geologischen Dienste Deutschlands

M. Außendorf¹, D. Feldhaus², V. Hennings³,
U. Müller⁴, H.-P. Schrey⁵, B. Siemer⁶,
T. Vorderbrügge⁷, A. Wourtsakis⁸

1 Problematik

Durch das Bundes-Bodenschutzgesetz wird der Boden in seinen Funktionen geschützt. Schutz von Bodenfunktionen bedeutet in erster Linie die Wahl einer nachhaltigen Bodennutzung. Hier kommt der räumlichen Planung eine entscheidende Rolle zu, da in ihr verbindliche Aussagen zur Flächennutzung getroffen werden. Eine Integration des Schutzgutes Boden in die räumliche Planung lässt sich durch eine Bewertung von Bodenfunktionen und eine Abwägung mit anderen raumbedeutsamen Belangen erreichen. Viele Bundesländer sind hier bereits aktiv geworden und haben Methoden und Algorithmen zur Bewertung von Bodenfunktionen erarbeitet. Die Ergebnisse der Bodenbewertungen sind jedoch länderübergreifend aus folgenden Gründen häufig nicht vergleichbar:

- Boden(teil)funktionen und Bewertungskriterien werden in den Ländern unterschiedlich formuliert und definiert.

¹ Bayerisches Geologisches Landesamt, Heßstr. 128, 80797 München

² Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Köthener Str. 34, 06118 Halle

³ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

⁴ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30655 Hannover

⁵ Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen, De-Greif-Str. 195, 47803 Krefeld

⁶ Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Halsbrückerstr. 31a, 09599 Freiberg

⁷ Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Leberberg 9-11, 65193 Wiesbaden

⁸ Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, Emy-Roeder-Str. 5, 55129 Mainz

- Die Bodenqualitätsziele unterscheiden sich je nach Nutzungsstruktur (ländlicher Raum – Ballungsraum).
- Die Verfügbarkeit der Datengrundlagen ist in den Ländern sehr unterschiedlich (Bodenkartierungen – Bodenschätzung).
- Es werden unterschiedliche Bewertungskonzepte und -algorithmen mit unterschiedlicher Aussagekraft verwendet.

2 Handlungsbedarf

Um Bodenfunktionsbewertungen vergleichbar zu machen und die Auswahl einer zielführenden Methode zur Bewertung zu erleichtern, ergibt sich folgender Handlungsbedarf:

- Einheitliche Formulierung von Bodenteilfunktionen und Bewertungskriterien
- Zusammenstellung und Systematisierung von Bewertungsmethoden im Hinblick auf ihre Zielaussage
- Vergleich und fachliche Beurteilung der Methoden

3 Aktivitäten der Staatlichen Geologischen Dienste Deutschlands

Ein Personenkreis der Staatlichen Geologischen Dienste Deutschlands hat im Auftrag des Bundesländer Ausschuss Bodenforschung (BLA-GEO) einen Methodenkatalog zur Bewertung von Bodenfunktionen und Bodengefährdungen erarbeitet. In diesem Methodenkatalog sind die Methoden im Hinblick auf ihre Zielaussage nach den drei Begriffen „Bodenfunktion (nach BBodSchG)“, „bewertbare Bodenteilfunktion“ und „Kriterium zur Bewertung der Bodenteilfunktion“ systematisiert. Innerhalb dieser Systematisierung werden die Methoden nach den erforderlichen Datengrundlagen differenziert (Bodendaten einer Bodenkartierung bzw. Daten der Bodenschätzung oder der forstlichen Standortserkundung). Die Methoden werden hinsichtlich ihres Parameterbedarfs, ihrer

Anwendung und ihrer Funktionsweise ausführlich beschrieben. Es werden aber auch Einschränkungen der Methode im Hinblick auf die Anwendbarkeit und die Aussagekraft genannt. Um die zielgerichtete Auswahl einer Methode zu erleichtern, wurden vergleichende Übersichten in tabellarischer Form erstellt. In diesen Übersichten werden für jedes Bewertungskriterium die wesentlichen

Eigenschaften der beschriebenen Methoden vergleichend dargestellt. Insbesondere werden die erforderlichen Datengrundlagen, die regionale Gültigkeit der Methoden, die Verwendung in der Praxis und die Berücksichtigung prozessrelevanter Parameter vergleichend dargestellt. Beispielhaft ist eine Übersicht zur Methodenauswahl in Tab. 1 dargestellt:

3.1 Bindungsstärke Schwermetalle		Datengrundlagen		regionale Gültigkeit	Anwendung, Dokumentation, fachliche Abstimmung	Berücksichtigung bewertungsrelevanter Einflusskomplexe									
Konn-Nr.	Quelle	Bodenkartierung	Klassenzeichen der Bodenschätzung	Musterücke der Bodenschätzung (Analysendaten)	forstliche Standortskartierung	In den Datengrundlagen im Bewertungsschlüssel	Themenkarte im Bundesland	Methodendokumentation und Algorithmen publiziert	Abgestimmt in DIN, DVWK, SGD	pH	Ton	Humus	Carbonatgehalt	Hydromorphie	Gesamtwert
3.1.1	DVWK (1988), BLUME & BRUMMER (1991)						NI, SN, BY, NW			+	+	+			+++
3.1.2	LMU BADEN-WÜRTTEMBERG (1995)						BW			+	+	+	+	+	+++
3.1.3	LMU BADEN-WÜRTTEMBERG (1995)						BW			(+)	(+)				+
3.1.4	MLUR BRANDENBURG (2000)						BB			(+)	(+)	(+)			+

Tab. 1 Übersicht zur Methodenauswahl für das Kriterium „Bindungsstärke Schwermetalle“

Die Methoden werden anschließend zusammenfassend fachlich bewertet. Dabei wird versucht, die Anwendungsmöglichkeiten und -grenzen sowie die Aussageschärfe jeder Methode als zusammenfassendes Ergebnis aus den Methodenbeschreibungen und den Übersichten zur Methodenauswahl zu formulieren.

4 Zusammenfassung und Ausblick

Mit dem Methodenkatalog der Staatlichen Geologischen Dienste stehen für den Methodenanwender umfangreiche Informationen für die zielgerichtete Auswahl einer Methode zur Verfügung. Die in Deutschland gebräuchlichen Methoden zur Bewertung von Bodenfunktionen sind darin ausführlich beschrieben und für ihre jeweilige Zielaussage vergleichend dargestellt. Anwendungsmöglichkeiten, aber auch Anwendungsgrenzen und die Aussageschärfe der Methoden werden formuliert. Der „Methodenkatalog Boden-funktionsbewertung“ ist in der Reihe

„Arbeitshefte Boden“ des NLFb veröffentlicht und auch online verfügbar. Er soll in regelmäßigen Abständen fortgeschrieben und aktualisiert werden, da bisher noch nicht alle verfügbaren Methoden aufgenommen werden konnten und zudem weitere Methoden zur Bewertung von Bodenfunktionen in Entwicklung sind. Entwicklungsbedarf besteht insbesondere bei der Bodenteilfunktion „Lebensraum für Bodenorganismen“, die bisher nur ansatzweise beschrieben und bewertet werden kann. Zur Beschreibung und Bewertung der Archivfunktion des Bodens sind noch standardisierte Kriterien zu entwickeln.

Literatur:

AD-HOC-AG BODEN (2003): Methodenkatalog Boden-funktionsbewertung, Arbeitshefte Boden 2003/2, Hannover, online verfügbar unter http://www.bgr.de/saf_boden/adhocag/adhocag.html

Mehrstufige Nutzung primärer Standortinformationen

Detlef Deumlich, Jürgen Thiery, Lidia Völker und Joachim Kiesel¹

1 Einleitung

Planungen in der Landschaft benötigen qualitative und quantitative Standortinformationen. Die Ausweisung/Bewertung von ökologischen Potentialen, Ziel- und Vorranggebieten ist nur noch unter Nutzung von Geoinformationssystemen effektiv. Die Standortdaten müssen auf verschiedenste Einheiten bezogen werden. Eine geeignete Methodik wird benötigt, die räumliche Standortdaten zu Informationen strukturiert reduziert.

Die VERgleichsMethOdik „STandort“ (VERMOST) ist darauf gerichtet, Nutzflächen beliebiger Landschaftsausschnitte mit naturräumlichem, administrativem und betriebswirtschaftlichem Flächenbezug nach relativ stabilen Standorteigenschaften vergleichend zu beurteilen. Einen wertvollen Baustein stellt VERMOST damit zur Entwicklung von Strategien der nachhaltigen Landbewirtschaftung dar. Auch für die Festlegung von standortbezogenen Förderkriterien bilden die zusammenfassend beurteilten Boden- und Bewirtschaftungsbedingungen eine Grundlage. Das Datenkonzept und die notwendigen Algorithmen sind für andere Anwendungen erweiterbar.

Die Vergleiche sind mehrstufig ausgehend von Schlägen/Teilschlägen, Fruchtfolgebereichen, Betrieben bis hin zu Einzugsgebieten möglich. Anhand der berechneten Daten kann das gesamte Einzugsgebiet hinsichtlich seiner Potential- und Gefährdungseigenschaften sowohl lagekonkret als auch betriebs- oder gemeindebezogen analysiert werden.

2 Methode

Standortbeurteilung mit VERMOST

Das Wesen der Standortbeurteilung besteht in der Gewinnung der Aussage durch Verknüpfung eines oder mehrerer Standortelemente mit einem Anforderungsfeld (Abb. 1). Vergleiche erfordern Abstraktion nach wesentlichen standörtlichen Inhalten. Bei der Abstraktion ist die vertikale und horizontale Variation der Merkmalsausprägung zu berücksichtigen.



Abb. 1: Wesen der Standortbeurteilung

Standortelement ist ein Bestandteil des Standortes, der in einem bestimmten Zusammenhang nicht weiter zerlegt werden kann oder soll

Anforderungsfeld in der Standortbeurteilung ist die Gesamtheit der standortabhängigen Kriterien für ein Beurteilungsziel

Basis für VERMOST bildet ein einheitliches Datenkonzept. Entwickelt wurde es für Kartierungseinheiten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung.

Zur Auswertung wurden Kartierungs- und Untersuchungsdaten nach den agronomisch oder anderen wesentlichen Aspekten (Wertungshintergründe) beurteilt und merkmalsbezogen zu je 6 Klassen aggregiert. Durch diese Zuordnung sind die Standortbedingungen nach Kriterien vergleichbar vorinterpretiert. Die Klassen werden nach zunehmender Ungunst oder Merkmalsausprägung mit den Ziffern 0 bis 5 symbolisiert (Vergleichsstufen - VST). Mit Hilfe der VST und den dazugehörigen Flächenanteilen werden für komplexe Flächeneinheiten Vergleichsdaten berechnet (Dominanztripel, Dominanzgrad, Vergleichsindex, Indexklassen, Kontrastangaben, Flächentypen nach VST).

Gefährdungen durch Wassererosion lassen sich damit konturbezogen (Flur, Gemeinde, Kreis, ...) beurteilen und vergleichen. Voraussetzung ist die Vorinterpretation der Basisdaten. Die potentielle Erosionsgefährdung steigt mit Zunahme der Ungunst des Standortes (Topografie, Bodenerodierbarkeit) unter Berücksichtigung der Witterungsbedingungen. Die Bodenerodierbarkeit wird allgemein durch die Bodenzusammensetzung und den Humusgehalt bestimmt. Für Prozesse der Wassererosion sind Eigenschaften wie Durchlässigkeit, Aggregatstabilität und Steingehalt von Bedeutung. Die Erosionsgefährdung kann qualitative Verknüpfungsalgorithmen nutzend mit Vergleichsstufen beziffert werden.

Der Vergleich basiert auf Bodeninformationen und beliebigen Rayonierungen und Flächenbezügen (Thiere et al., 1991, Deumlich & Thiery, 1997). Die Flächeninformationen werden als mit Geometrien gekoppelte Standortattribute, die typische Eigenschaften repräsentieren, digital bereitgestellt. Nach Verschnitt mit den Bezugsstrukturen werden Kenngrößen zum Vergleich berechnet, die Vergleichsdaten. Dazu zählen:

Dominanztripel (DT) – enthält bis zu drei flächenmäßig bestimmende Merkmalsausprägungen (dominierende, subdominierende und begleitende Vergleichsstufe). Auf das Dominanztripel wird zur Berechnung von **Kontrastangaben** unter Verwendung einer Kontrastmatrix zugegriffen (Haupt- (HK), Begleitkontrast (BK) und Kontrastgruppe (KG)). Legendeneinheiten für thematische Karten werden nach den Häufigkeit von Tripel-Varianten abgeleitet.

Dominanzgrad (DG) – gibt den Flächenanteil der dominierenden Vergleichsstufe nach 4 Abstufungen an (1-gering ≤ 40 %; 2-mittel >40 bis ≤60 %; 3-hoch >60 bis ≤ 80 %, 4-sehr hoch > 80 %)

¹ ZALF, Eberswalder Str. 84 15374 Müncheberg, e-mail: ddeumlich@zalf.de, Tel: 033432-82329

Vergleichsindex (VI) - eine komplexe Kenngröße, die in Vergleichsstufen ausgedrückte Merkmale flächen-

$$\text{Vergleichsindex} = \frac{\sum_{i=1}^5 \text{Vergleichsstufe}_i \cdot \text{Flächenanteil}_i}{5}$$

gewogen enthält. Der VI kann nach zunehmender Ungunst oder Merkmalsausprägung Werte von 0 bis 100 annehmen.

Indexklassen (IK) - Vergleichsindizes können nach vorgegebenen Wertebereichen zu 6 IK aggregiert werden: IK0: < 22, IK1: 23-31, IK2: 32-44, IK3: 45-63, IK4: 64-80, IK5: > 80

VERMOST wird an zwei Teileinzugsgebieten des Ueckereinzugsgebietes (Quillow, Dreescher Seegraben (Landkreis Uckermark, Brandenburg)) demonstriert (Tab. 1).

Tab. 1: Gebietscharakteristik

	Quillow	Dreescher Seegraben
Anteil am Ueckereinzugsgebiet in %	7	1
Geologische Substratkünfte in %:		
Lehmbest. pleistozäne Substrate	77	99,9
Sandbest. pleistozäne Substrate	14	0
Torsubstrate und Mudden	9	0,1
Bodengesellschaft (bestimmend):	Parabraunerde/Pseudogley	
Neigungsfächentyp (bestimmend):	flach mit mäßig geneigten Anteilen	
Niederschlagsmenge in mm	497	

3 Ausgewählte Ergebnisse

Untersucht wurden 1055 Schläge von 35 Betrieben (Tab. 2).

Tab. 2: Schlaggrößengruppen im Quillow-Gebiet

Schlaggrößengruppe	Schlaganzahl	Fläche (ha)	n (%)	Fläche (%)
>50 ha	189	13184	16,0	46,8
>30..50 ha	180	7022	17,1	24,9
>10..30 ha	310	6002	29,4	21,3
>5..10 ha	219	1581	20,8	5,8
1..5 ha	177	390	16,8	1,4
Summe	1055	28179	100,0	100,0

Die nach standardisiertem Verfahren berechneten Daten ermöglichen den Vergleich komplexer Gebiete. Tab. 3 listet verschieden große Betriebe mit unterschiedlichen Standortbedingungen auf. Betrieb 2 (B2) und 5 (B5) sind nach DT und Index hinsichtlich Erosionsgefahr vergleichbar. Die Schläge zeigen bereits größere Differenzierungen. Betrieb 24 (B24) wirtschaftet hingegen unter stärkerer standortbedingter Erosionsgefahr. Folglich wären Maßnahmen zum Schutz vor Wassererosion besonders dort zu fördern. Würden die Maßnahmen auf Schlagbasis bestimmt, kämen die Schläge 869 (B5) und 271 (B24) zunächst in Betracht. Andere Niveaus, wie z.B. die Gemeinde, Naturraum, Landkreis oder Einzugsgebiete können ebenfalls für orientierende Entscheidungen Nutzung finden. Allerdings können die lagekonkreten Problemareale skalenbedingt nur abgeschwächt zeichnen, wie am Beispiel der Betriebs-, Gemeinde- und Einzugsgebietsebene gezeigt. Unter Nutzung von GIS sollten detaillierte Planungen zum Mitteleinsatz im Maßstab bis 1:10.000 auf Schlagbasis erfolgen. Damit werden die genauesten Aussagen ermöglicht. Weitere Hilfsmittel, z.B. Luftbilder, können innerhalb der Schläge Entscheidungen erleichtern. Sie können in der Bildung von Teilschlägen, speziellen Maßnahmen in Tiefenlinien bis hin zu Umwidmungen entsprechend der Ungunst bestehen.

Fazit

VERMOST bietet unter Verwendung primärer Standortdaten die Möglichkeit zum objektiven Vergleich und zur Bewertung zu den unterschiedlichen ökologischen Fragestellungen. Sortierungen nach Index, Indexklasse o.a. können Objekte mit komplexem Inhalt in Vergleichsgruppen zusammenführen und nach Ähnlichkeiten ordnen.

Literatur: beim Autor nachzufragen

Tab. 3: Berechnete Vergleichsdaten Erosionsgefahr für ausgewählte Teilgebiete

	Vergleichsstufe													
	0	1	2	3	4	5	DT	DG	IND	IK	HK	BK	KG	FTV
Betrieb/ Schlag (Fläche)														
B2 (532 ha)	6,2	69,7	22,2	1,4	0,5	0,0	120	3	24	1	1	2	1	6
SNR 219 (1,5 ha)	0,0	16,7	83,3	0,0	0,0	0,0	21	4	37	2	1	0	1	7
SNR 149 (20,6 ha)	5,2	42,7	43,3	5,2	3,6	0,0	210	2	32	2	1	2	1	9
SNR 349 (24 ha)	13,7	78,3	8,0	0,0	0,0	0,0	102	3	19	0	1	2	1	6
B5 (1975 ha)	12,0	64,4	22,1	0,9	0,5	0,1	120	3	23	1	1	2	1	6
SNR 869 (12,6 ha)	0,0	26,7	44,1	8,4	19,3	1,5	214	2	45	3	1	4	2	10
SNR 497 (158 ha)	3,2	56,7	37,5	1,7	0,8	0,0	120	2	28	1	1	2	1	4
SNR 906 (60,6 ha)	79,2	16,6	4,1	0,0	0,1	0,0	012	3	5	0	1	2	1	2
B24 (203 ha)	4,9	30,8	44,4	10,0	9,8	0,2	213	2	38	2	1	3	1	9
SNR 271 (37 ha)	2,5	17,4	43,8	15,4	20,4	0,5	241	2	47	3	3	4	4	10
SNR 246 (4 ha)	4,0	15,8	57,9	13,2	9,2	0,0	213	2	42	2	1	3	1	10
SNR 248 (22 ha)	13,7	32,9	35,3	8,8	9,3	0,0	210	1	33	2	1	2	1	9
Gemeinde (Fläche)														
Falkenhagen (10,23 km ²)	6,6	58,7	31,9	1,6	1,1	0,1	120	2	26	1	1	2	1	3
Güstow (9,2 km ²)	10,9	63,8	23,7	0,9	0,6	0,1	120	3	23	1	1	2	1	6
Parmen (17 km ²)	30,1	52,7	14,2	1,5	1,4	0,1	102	2	18	0	1	2	1	3
Einzugsgebiet (Fläche)														
Quillow	9,4	61,8	23,3	2,9	2,5	0,1	120	3	25	1	1	2	1	6
Dreescher Seegraben	18,3	58,5	20,5	1,5	1,1	0,1	120	2	22	0	1	2	1	3

Hintergrundkonzentrationen für anorganische Spurenstoffe im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser repräsentativer Standorte

K. Ditrich, W.H.M. Duijnsveld, G. Klump,
H.-E. Gäbler, J. Utermann

1. Fragestellung und Zielsetzung

In der BBodSchV sind Prüfwerte zur Beurteilung des Wirkungspfades Boden-Grundwasser aufgeführt. Die für einige relevante anorganische Spurenstoffe angegebenen Prüfwerte wurden bisher entweder von Trinkwassergrenzwerten abgeleitet oder beziehen sich auf ökotoxikologische Werte, die für oberirdische Gewässer ermittelt wurden. Geogen bedingte regionale Unterschiede können im Gegensatz zu den Prüfwerten stehen. Deshalb sieht die BBodSchV (Anhang 2, 3.2) vor, dass die geogen bedingte Hintergrundsituation der jeweiligen Grundwasserregion bei der Anwendung der Prüfwerte zu berücksichtigen ist. Da ein wesentliches Defizit bei der Beurteilung des Transportpfades Boden-Grundwasser darin besteht, dass bundesweit einheitlich erhobene und ausgewertete Daten zur Beschaffenheit des flurnahen Grundwassers nicht im notwendigen Umfang zur Verfügung stehen, wurde ein vom UBA finanziertes Projekt mit dem Ziel durchgeführt, eine einheitliche Vorgehensweise bei der Beprobung, Probenbehandlung und Analytik zu erarbeiten sowie eine entsprechende Datenbasis als Bewertungsgrundlage für Schadstoffe im Sickerwasser zu entwickeln.

2. Entwicklung eines Probennahmeverfahrens

Grundsätzlich können Bodenwasserproben entweder direkt im Boden, also "in situ", gewonnen werden oder es werden aus dem für die jeweilige Fragestellung interessanten Bereich Bodenproben entnommen und das darin enthaltene Bodenwasser "ex situ" gewonnen/extrahiert.

Im Rahmen des Vorhabens wurden mehrere Verfahren untersucht und daraus folgendes Fazit gezogen:

- Die Beprobung des Sickerwassers mit Saugsonden wird bevorzugt, da von dieser Methode am ehesten zu erwarten ist, dass die natürlichen Hintergrundkonzentrationen am Standort erfasst werden.

- Wenn keine Bodenwasserprobe mit Saugsonden entnommen werden kann, z.B. bei bindigen Böden bedingt durch hydraulische Kontaktprobleme im Bereich Boden-Kerze, dann ist der Einsatz von *ex situ* Verfahren zu prüfen. Es sind aber noch weitere methodische Arbeiten erforderlich um nachzuweisen, dass diese Verfahren zur Ermittlung von Hintergrundkonzentrationen von Spurenstoffen eingesetzt werden können.

Außerdem wurde untersucht, ob die Beprobung des Sickerwassers im Übergangsbereich zwischen der ungesättigten und der gesättigten Zone (BW) erfolgen muss (Ort der Beurteilung in der BBodSchV) oder ob alternativ das oberflächennahe Grundwasser (oGW) am gleichen Standort beprobt werden kann. Basierend auf einer statistischen Auswertung entsprechender Geländebehebungen konnte die Gleichwertigkeit der BW und oGW Beprobung noch nicht bestätigt werden, da die Probenzahl zu gering und deshalb die Varianz zu hoch war. Eine zusätzliche prozessorientierte Betrachtung hat uns aber veranlasst, die BW und oGW Beprobung, jedenfalls auf Sandböden, als gleichwertig einzustufen.

3. Zeitliche Variabilität von Spurenelementkonzentrationen

Der Ackerstandort Fuhrberg-S2 wurde das erste Mal im September 2001 untersucht. Zu diesem Zeitpunkt wurde die Fläche für den Anbau von Winterroggen genutzt. An 16 Punkten auf dieser Fläche wurde mit Hilfe des Pürckhauer-Bohrers und der Schlitzsondentechnik oGW entnommen und analysiert. Im Februar/März 2003 wurde diese Fläche (Nutzung: Saatgutvermehrung für Rotschwengel) erneut aufgesucht und oGW (28 Proben) mit einer neuen Technik entnommen. An diesem Beispiel soll aufgezeigt werden, dass Fruchtfolge- und Klimabedingungen zu erheblichen Schwankungen in den lokalen Konzentrationen des neu gebildeten Grundwassers führen können. Insbesondere die Konzentrationen der Hauptanionen und -kationen der beiden Beprobungstermine waren sehr unterschiedlich.

Während die Konzentrationen der Hauptanionen und -kationen im September 2001 immer deut-

lich höher sind als im Februar 2003, ist die Situation bei den Spurenelementen weniger einheitlich (Abb. 1).

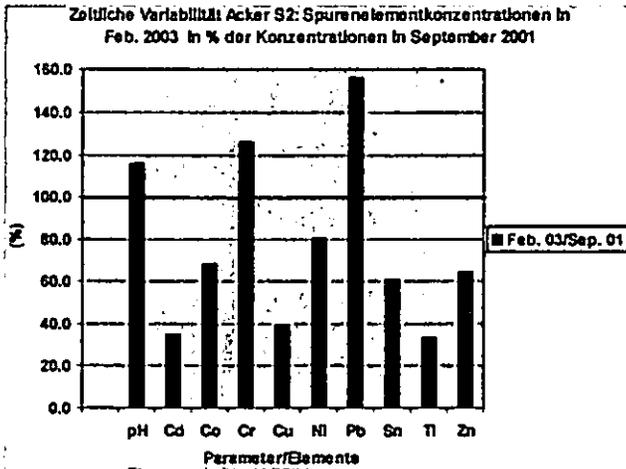


Abb. 1: Spurenelementkonzentrationen von Feb. 2003 in % der Konzentrationen von Sept. 2001

Vergleicht man die Spurenelementkonzentrationen der beiden Termine (Abb. 1, relative Darstellung), dann stellt sich heraus, dass Cr und Pb oberhalb und die restlichen Spurenelemente un-

mittlere Variationskoeffizienten VK (%) der Spurenelemente von 7 Sandstandorten

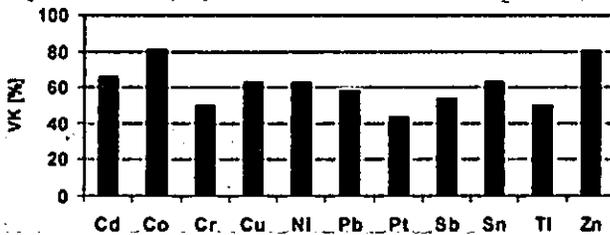


Abb. 2: Mittlere Variationskoeffizienten (VK in %) der Spurenelementkonzentrationen im oGW von 7 Sandstandorten in Nordwestdeutschland.

terhalb von 100 % (\equiv Konzentration in September 2001) liegen. Dies zeigt, dass bedingt durch Beprobungstermin, Vorfrucht, Düngung und Klima Unterschiede in den Spurenelementkonzentrationen zu erwarten sind. Daher ist bei einer einmaligen Beprobung eine entsprechende Unsicherheit in den ermittelten Konzentrationen zu berücksichtigen. Auch hier sind weitere Untersuchungen erforderlich.

4. Räumliche Variabilität von Spurenelementkonzentrationen

Für die Dimensionierung der Beprobung von Dauerbeobachtungsflächen zur Ermittlung von

Hintergrundkonzentrationen von Spurenelementen sind nicht nur Kenntnisse der zeitlichen Variabilität sondern auch die der zu erwartenden räumlichen Variabilität wichtig. Um einen Eindruck über die räumliche Variabilität zu geben, sind in Abb. 2 die Mittelwerte der Variationskoeffizienten (VK) der Spurenelementkonzentrationen von 7 Sandstandorten dargestellt. Die VK-Werte liegen überwiegend zwischen 40 und 80 % und sind niedriger als die Variationskoeffizienten der Hauptanionen und -kationen in den gleichen Wasserproben.

5. Hintergrundkonzentrationen für Sandstandorte in Norddeutschland

Zur Bestimmung von Hintergrundkonzentrationen von Spurenelementen im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser von Ackerstandorten auf Sandböden liegen die Ergebnisse von 7 Standorten vor, die einheitlich nach dem neuen Beprobungsverfahren beprobt wurden. Abb. 3 zeigt Median, 90. Perzentil und Maximalwert von 14 Spurenelementen im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser, jeweils relativ zum Prüfwert der BBodSchV zur Bewertung des Pfades Boden-Grundwasser.

Prozentuale Anteile an den Prüfwerten (=100 %) N = 133 (Sandstandorte)

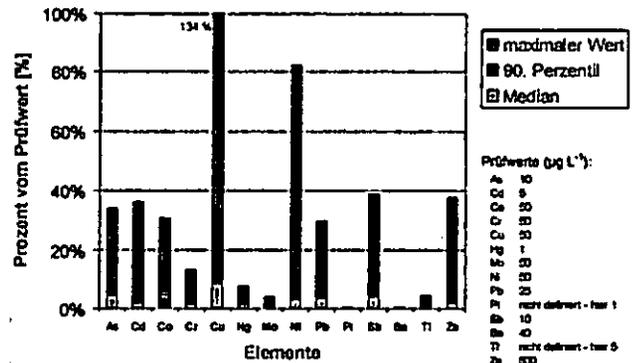


Abb. 3: Hintergrundkonzentrationen von Spurenelementen im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser von Sandstandorten in Norddeutschland relativ zum Prüfwert der BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser.

Die Ergebnisse in Abb. 3 belegen, dass die Hintergrundkonzentrationen von Sandstandorten überwiegend deutlich unter den Prüfwerten liegen. Nur bei Cu wurden in 3 Fällen Konzentrationen oberhalb des Prüfwertes festgestellt.

Bewertung der Umweltverträglichkeit von Bewirtschaftungssystemen im Hinblick auf die Versorgung der Böden mit organischer Substanz

U. Franko und M.Puhlmann¹

Einleitung

Die landwirtschaftliche Bodennutzung kann neben der primären Aufgabe zur Produktion von Nahrung und Rohstoffen eine Reihe von negativen Einwirkungen auf angrenzende Umweltkompartimente verursachen. Daraus resultiert ein dringender Bedarf zur Bewertung der Umweltverträglichkeit von Bewirtschaftungssystemen. Dabei sind sowohl die Auswahl der Zielgrößen für die Messung der Umweltverträglichkeit als auch die Suche geeigneter Indikatoren wichtige Probleme.

Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft tragen wesentlich zu einer Belastung der Umwelt bei. Um den Zusammenhang zwischen Stickstoffaustrag und Kohlenstoffproduktion besser analysieren zu können, werden im folgenden ein langsam fließender und ein schnell verfügbarer Mineral-N-Pools unterschieden. Der schnell verfügbare N-Pool repräsentiert die gezielt applizierte Mineraldüngung. Der langsame Pool besteht aus den diffusen N-Einträgen aus der Atmosphäre und aus der N-Mineralisierung der organischen Bodensubstanz (OBS).

Die Untersuchung der Zusammenhänge zwischen N-Kreislauf und OBS erhält durch die aktuelle Diskussion über die Möglichkeiten zur CO₂-Bindung im Humus und den daraus resultierenden Fragen zu einer optimalen OBS-Versorgung eine besondere Bedeutung. Zur Charakterisierung der OBS-Reproduktion bieten sich eine Reihe von Kenngrößen an, die jedoch unterschiedlich geeignet sind. Eine gute Indikatorfunktion leisten der umsetzbare Anteil der OBS, der durch die Bestimmung des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs charakterisiert werden kann und die Kohlenstoffproduktionsrate (C_{rep}), die sich aus Menge und Qualität der in den Boden einbrachten organischen Stoffe ergibt.

Trotz der unbestrittenen Problematik der N-Austräge aus landwirtschaftlich genutzten Flächen erscheint

jedoch auch die Frage angebracht, ob die Untersuchung des N-Haushalts zu allgemeinen Schlußfolgerungen im Hinblick auf die Umweltverträglichkeit des jeweiligen Bewirtschaftungssystems berechtigt. Um dieser Frage nachzugehen wurde neben der Analyse des C-N-Haushaltes auch die Berechnung der Entropieproduktion als ein allgemeiner Parameter zur Bewertung der ökologischen Nachhaltigkeit herangezogen.

Material und Methoden

Die Datengrundlage für die hier vorgestellten Ergebnisse lieferten die Dauerversuche in Bad Lauchstädt (Körschens et. al 1994).

Die Berechnung der Entropieproduktion erfolgte nach dem von Svirezhev(2000) beschriebenen Verfahren, wobei für die Bruttoproduktion des naturnahen Systems ein wert von 150 GJ/ha angesetzt wurde, der sich aus der Primärproduktion von Sukzessionsflächen ergibt.

Zur Untersuchung der Systembewertung auf Grundlage des heißwasserlöslichen Kohlenstoffs dienten Untersuchungsergebnisse von einem Praxisschlag auf der Querfurter Platte (vgl. Puhlmann und Franko,2003).

Ergebnisse

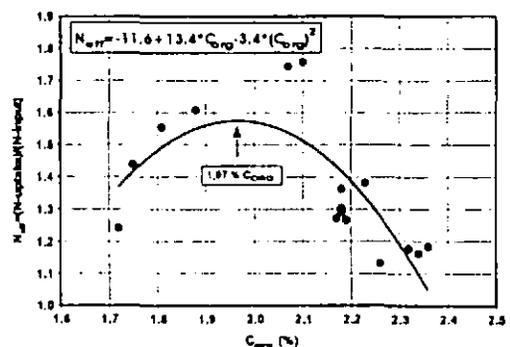


Abb1.: Beziehung zwischen N-Ausnutzung und C-Gehalt beim Statischen Versuch Lauchstädt

Zunächst wurde für den klassischen Lauchstädter Dauerversuch der Quotient aus dem N-Entzug und der über die Düngung zugeführten N-Menge berechnet und dem jeweiligen Kohlenstoffgehalt der Parzelle gegenübergestellt (Abb.1). Da auf diesem Standort eine sehr gute Verwertung des N aus atmosphärischer Deposition erfolgt, sind diese Werte

¹ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung, Theodor-Lieser Str. 4, 06120 Halle; ufranko@bdf.ufz.de

alle >1. Die regressionsanalytische Auswertung ergibt für die N-Ausnutzung eine optimale OBS Versorgung bei 1.97% bzw. einem Crep-Fluß von 9 dt/ha .

Die Darstellung der Entropieüberschüsse in Abhängigkeit von der Kohlenstoffreproduktion zeigt einen kritischen Wert bei Crep=8 dt/ha/a und kommt damit den Ergebnissen der N-Ausnutzung sehr nahe (s.o.).

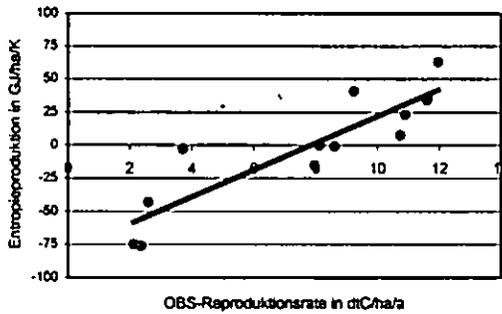


Abb2: Beziehung zwischen Entropieproduktion und Kohlenstoffreproduktion beim Statischen Versuch Lauchstädt.

Um die Wechselwirkung zwischen organischer und mineralischer Düngung besser Bewerten zu können wurden die Daten des erweiterten Statischen Versuches herangezogen.

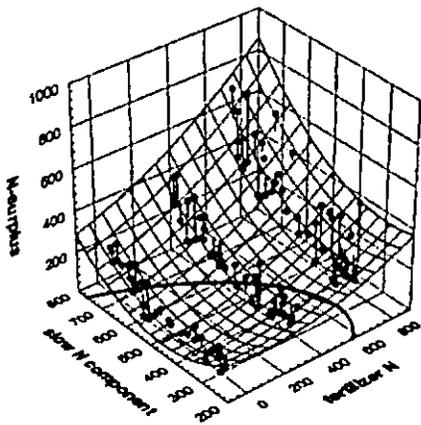


Abb 3: Beziehung zwischen N-Überschuss, Dünger-N und der langsam fließenden N-Komponente für den erweiterten Statischen Versuch Lauchstädt

Die Projektion eines bestimmten N-Überschusses aus der 3D-Darstellung ergibt eine Linie, auf der sich alle Anbausysteme befinden, die diese Bedingung erfüllen. Je nach Zielstellung gibt es mehrere Optimalwerte. Der maximale Ertrag wird bei maximaler N-Zufuhr erreicht (90 dt/ha/a Stallmist u.105 kg/ha/a Mineral-N). Der maximale Aufwand an

Mineraldünger und damit der größte Entscheidungsspielraum für dem Landwirt liegt bei einem geringeren Humusniveau (45 dt/ha/a Stallmist u. 118 kg/ha/a Mineral-N)

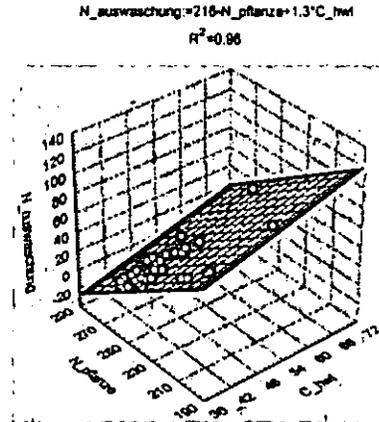


Abb4: Beziehung zwischen Pflanzenentzug (N_pflanze), heißwasserlöslichem C (C_hwl) und der mit CANDY simulierten N-Auswaschung

Neben dem relativ weiten Spielraum zwischen organischer und mineralischer Düngung ist auch der potentielle N-Entzug durch den Bestand ein wesentlicher Faktor, der in die Bewertung einzufließen hat. Die in Abb. 4 dargestellten Daten machen deutlich, daß eine hohe N-Ausnutzung nur dann gegeben ist, wenn die aktuelle OBS-Versorgung (hier durch den Gehalt an heißwasserlöslichem C ausgedrückt) an den Entzug des Bestandes angepasst ist.

Schlussfolgerungen

Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen, daß die Untersuchung des N-Haushaltes nur unwesentlich anderer Ergebnisse bringt als allgemeinere Betrachtungen (Entropieproduktion) und bestätigen eine ökologische Obergrenze für die Humusreproduktion. Es gibt jedoch keinen scharf begrenzten und allgemeingültigen Optimalbereich für die OBS-Versorgung .

Literatur

Körschens, M.; Stegemann, K; Pfefferkorn, A.; Weise, V. and Müller, A.: (1994): Der Statische Düngungsversuch Bad Lauchstädt nach 90 Jahren. Teubner-Verlag Stuttgart.Leipzig, pp. 179.
 Puhlmann, M., Franko, U.: (2003): Bedeutung des Chwl für die NO3-Auswaschung unter Acker. Mitteilgn. Bodenkdl. Gesellsch. (aktueller Band)
 Svirezhev Y.M.(200): Thermodynamics and ecology. Ecological modelling 132 . S.11-22

Standort- und nutzungsbedingte Risikoabschätzung der Bodenschadverdichtung für Jungmoränenstandorte

M. Frielinghaus, K. Seidel, H. Petelkau

PROBLEMSTELLUNG

Grundlegende Voraussetzungen für eine standortangepasste Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen sind:

- 1) Definition und Ermittlung von bodenartsspezifischen Optimalbereichen pflanzenökologisch relevanter physikalischer Bodenparameter und Bewertung verdichtungsbedingter Einschränkungen von Bodenfunktionen.
- 2) Modellierung des Verdichtungsverhaltens unterschiedlicher Böden bei Momentbelastung (entspr. den impulsartigen Einwirkungen von Fahrwerken bei der Überfahrt von Landmaschinen und Fahrzeugen) in Abhängigkeit von der Bodenart sowie dem Gehalt an Humus und beweglichem Bodenwasser (%nFK).
- 3) Modellierung der Tiefenwirkung des Raddrucks und der Verdichtungswirkung wiederholten Befahrens derselben Spuren (Überrollhäufigkeit)
- 4) Bewertung von landtechnischen Fahrwerken (einzeln und in der Abfolge des technologischen Feldarbeitsprozesses) hinsichtlich der Radparameter Kontaktflächendruck (kPa) und Radlast (kN).
- 5) Positionsgerechte Belastungsanalysen für konkrete Produktionsverfahren unter Berücksichtigung der Überrollhäufigkeit (Summierte und tatsächlich befahrene Spurfläche) und Bewertung der heterogen verteilten Bodenverdichtungen.
- 6) Entwicklung eines Indikationsschemas zum schrittweisen Vorgehen bei der Ableitung von Empfehlungen für die standortgerechte Landtechnikausstattung und Verfahrensgestaltung der Pflanzenbaubetriebe (Gute fachliche Praxis).

MATERIAL UND METHODEN

Zu 1) In umfangreichen langjährigen Feld-, Gefäß- und Modellversuchen mit unterschiedlichen Böden und auf verschiedenen Standorten sind die Zusammenhänge zwischen der Lagerungsdichte und solchen direkt oder indirekt abhängigen Bodeneigenschaften, wie Porosität, Durchwurzelbarkeit, Leit- und Speichervermögen für Wasser und Nährstoffe, in ihrer Komplexwirkung auf die Pflanzenerträge untersucht und quantifiziert worden.

ZALF Müncheberg

Institut für Bodenlandschaftsforschung
15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

Zu 2) Für alle in der Bundesrepublik vorkommenden Böden mit nennenswerter Verbreitung sind die Druck-Verdichtungskurven bei kurzzeitiger Druckeinwirkung (bis 500 kPa) in einem weiten Bodenfeuchtebereich ermittelt und in substratspezifischen Gleichungen dargestellt worden.

Zu 3) Für die Bemessung der Tiefenwirkung des Raddrucks wurden vorhandene Berechnungsmodelle genutzt. Mit Hilfe systematischer Fahrversuche und durch zahlreiche Messungen auf Praxisflächen an unterschiedlichen Standorten ließen sich die Auswirkungen wiederholten Befahrens von Spurbahnen ermitteln.

Zu 4) Auf die Ausbildung der Kontaktfläche unterschiedlicher Reifenkonstruktionen und Fabrikate in Abhängigkeit von Reifeninnendruck und Radlast als Grundlage der Bestimmung des wirkenden Druckes richteten sich vergleichende Untersuchungen und Modellrechnungen.

Zu 5) Als Bezugslinie für die positionsgerechte Erfassung und Bewertung der mechanischen Lasteinträge durch unterschiedliche Produktionsverfahren und Technologien dienen die Fahrgassen (Regelspuren). Auf diese wurden durch die jeweiligen Spurbreiten und -weiten sowie Arbeitsbreiten der Maschinen und Geräte vorgegebene bzw. durch die Reihenbindung festgelegten Rads Spuren in einem engem Raster bezogen und nach Druck, Radlast und Überrollhäufigkeit klassiert und bewertet.

Zu 6) Die Schrittfolge zur Ableitung von Empfehlungen und Entscheidungsgrundlagen für den vorsorgenden Bodenschutz ergibt sich aus der Verknüpfung der nach 1)...5) gewonnenen Erkenntnisse.

ERGEBNISSE

Das Indikationsschema umfasst folgende Schritte:

1. **BEWERTUNG DER POTENZIELLEN GE FÄHRDUNG (A)**
2. **BEWERTUNG DES NUTZUNGSRISIKOS (B)**
3. **TATSÄCHLICHES RISIKO - KONSEQUENZEN FÜR DIE VORSORGE (C)**

Als wichtigster Indikator für den Bodenlagerungszustand hat sich der Pflanzenertrag erwiesen. Eingeschränkte Durchwurzelbarkeit infolge ansteigenden Durchdringungswiderstands und unzureichender Durchlüftung führen bei vorliegenden Schadverdichtungen zu verminderter Wasser- und Nährstoffaufnahme und einem stark degressiven Verlauf der Ertragskurve beim Überschreiten bodenartsspezifischer

Optimalbereiche der Lagerungsdichte (Abb. 1).

Die Druck-Verdichtungskurven von 3 unterschiedlichen Böden bei Momentbelastung sind in Abb. 2 dargestellt

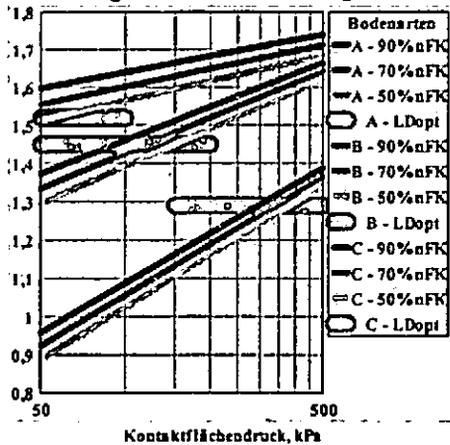


Abb. 2: Einfluss von Bodenart und -feuchte auf den druckabhängigen Lagerungsdichteanstieg

Als ein beispielhaftes Ergebnis der Untersuchung realer Fahrwerke zeigt Abb. 3 den Einfluss von Radlast und Überrollhäufigkeit auf den Bodendruck unter einem Traktorreifen, wobei sich die Kontaktfläche durch eine lastangepasste Innendruckeinstellung in etwa gleicher Größe ausbildet.

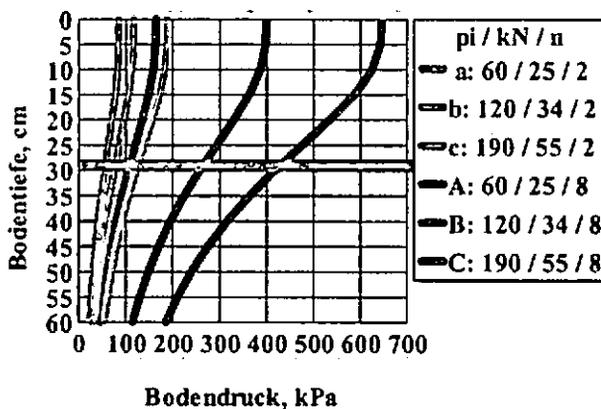


Abb. 3: Bodendruck unter einem Traktorreifen 620/70R26 mit lastangepasstem Innendruck (pi) bei steigenden Radlasten (kN) und Überrollungen (n=2 und 8) Kontaktfläche ~ 0,25 m²

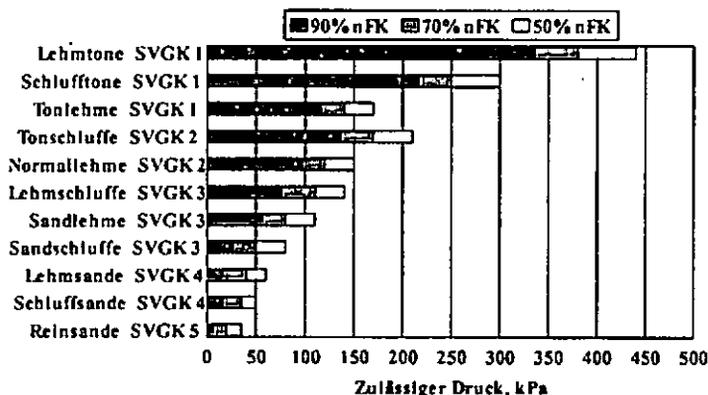


Abb. 4: Belastbarkeit unterschiedlicher Böden (nach Bodenartengruppen und SVGK) bei 90%, 70 und 50% nFK

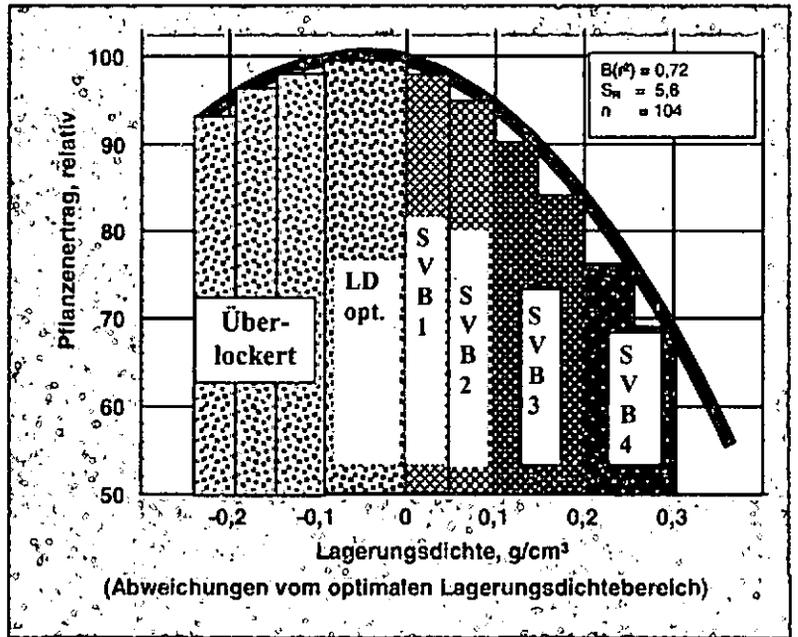


Abb. 1: Abhängigkeit der Pflanzenerträge vom Verdichtungsgrad des Bodens (Substratspezifischer Optimalbereich der Lagerungsdichte und ökologische Schadverdichtungsgebiete)

Schadverd. Bereiche	Ökolog. Verd. Grad	Abweichung. von LD opt, g/cm ³	Ertragsabfall, %
Ld opt	Keine Schadverd.	-	-
SVB 1	Mäßige Schadverd.	≤ 0,05	≤ 5
SVB 2	Erhebliche Schadverd.	0,05...0,10	5...10
SVB 3	Starke Schadverd.	0,10...0,20	10...20
SVB 4	Sehr starke Schadverd.	≥ 20	≥ 20

Nach ihrer unterschiedlichen Druckverträglichkeit wurden die Böden nach *Schadverdichtungsgefährdungsklassen (SVGK)* gruppiert. Die Zuordnung nach Bodenartengruppen und die zulässigen Druckbelastungen in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte gehen aus Abb. 4 hervor.

ZUSAMMENFASSUNG

An einigen Beispielen wird die schrittweise Indikation und Entscheidungsfindung für die standortabhängige Bewertung der potenziellen Schadverdichtungsgefährdung dargestellt. Aus der Gegenüberstellung der Bodenbelastung durch die Maschinen, Geräte und Transportmittel der Pflanzenproduktion resultieren Empfehlungen für eine bodenschonende Bewirtschaftung mit dem Ziel, Schadverdichtungen zu vermeiden und den Erhalt der Bodenfunktionen zu sichern.

Angaben zu weiterführender Literatur können bei den Autoren erfragt werden unter frielinghaus@zalf.de kseidel@zalf.de HPetelkau@t-online.de

Kolluvium oder Hauptlage - Holozäne Kolluvienbildung unter Wald

H. Fröhlich¹, Chr. Opp², Th. Scholten³

1. Einleitung

In den deutschen Mittelgebirgslandschaften steht die Hauptlage weitgehend flächendeckend an der Geländeoberfläche an. Diese Ausgangssituation pleistozäner Formung wurde durch Erosion im Holozän entscheidend verändert. Dabei haben sich oftmals ältere Kolluvien unter Wald erhalten, die aufgrund fehlender charakteristischer Merkmale nur schwer von der Hauptlage zu differenzieren sind (Semmel 1994).

welches dann in einem GIS Grundlage der flächenhaften Ableitung der Parameter Hangneigung, Exposition, Horizontal- und Vertikalwölbung war.

Die bodenkundlich-geomorphologische Situation wurde durch eine großmaßstäbige Detailkartierung mit flächendeckender Bohrstockaufnahme, Rammkernsondierungen in der Tiefenlinie und ergänzende Schürftgruben erfasst. Dabei wurde die Mächtigkeit des hauptlagenhaltigen Substrates für jedes Profil mit Hilfe eines Allophantests im Gelände festgehalten (Fieldes & Perrott 1966). Die Untersuchung wurde laboranalytisch durch Korngrößenverteilung und C/Nt-Gehalte gestützt. Im Einzelfall konnten Schwermineralanalysen zur Interpretation herangezogen werden (Sauer 2002).

Desweiteren wurde das Mikrorelief hinsichtlich anthropogener Kleinformen wie Köhlermeilerpodien und Ackerraine sowie nach natürlichen Formen wie die der Windwürfe untersucht, um kleinräumig wirksame Prozesse zu erfassen, die der großräumigen Dynamik überlagert sind.

3 Ergebnisse und Diskussion

Das Relief (Abb. 2) zeigt ein Nebeneinander von Struktur- und Skulpturformen, die ein kleinräumig differenziertes hangdenudatives bzw. erosives Prozessgeschehen ermöglichen:

Morphologisch härtere Gesteinspartien lassen eine hangparallele Zonierung mit alternierender Vertikalwölbung entstehen. Dadurch lässt sich das Längsprofil des Untersuchungsgebietes in mehrere Teilhänge mit Ober-, Mittel- und Unterhang untergliedern. Diesen strukturbedingten Hangformen sind im Querprofil Hangdellen als Zeugnis pleistozäner Ausräumung überlagert.

Mit Hangneigungen zwischen 5 und 45 %, im Durchschnitt 15-20 %, ist ein Relief gegeben, in dem kolluviale Sedimente weniger erwartet werden.

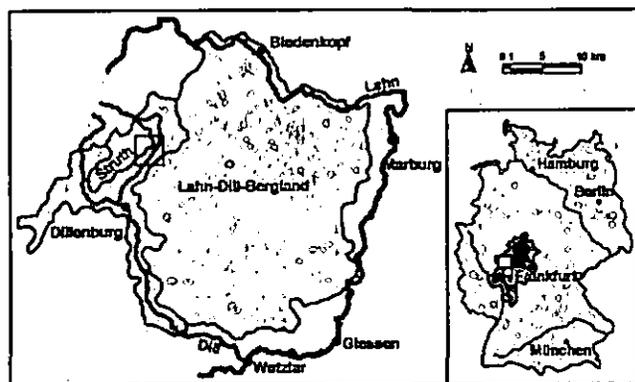


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes

Im Untersuchungsgebiet (Abb. 1) am Nordosthang des Mausbergs im Wissenbacher Wald (Lahn-Dill-Bergland) konnten kolluviale und periglaziäre Dynamik voneinander getrennt werden. Dabei waren das räumliche Verbreitungsmuster und die Schichtmächtigkeit wesentliche Unterscheidungsmerkmale, mit der Annahme, dass die Sedimente darin entsprechend ihrer Genese verschieden sind. So ist die Hauptlage als amorphe Solifluktsdecke in ihrer Schichtmächtigkeit konstant und weitgehend reliefunabhängig ausgebildet (Altermann 1993). Kolluviale Sedimente sind hingegen prozessbedingt an entsprechende Reliefkonstellationen gebunden und weisen damit eine räumlich höher variable Schichtmächtigkeit auf (Richter 1965).

2 Methoden

Um den Bezug der Verbreitungsmuster zum Relief bzw. zu einzelnen Reliefparametern herzustellen und daraus kolluviale und periglaziäre Dynamik abzuleiten wurde das Untersuchungsgebiet auf einer Fläche von 16,5 ha nivelliertachymetrisch vermessen. Daraus wurde durch Punktkriegen ein Höhenmodell mit 5 m Rasterweite digitalisiert,

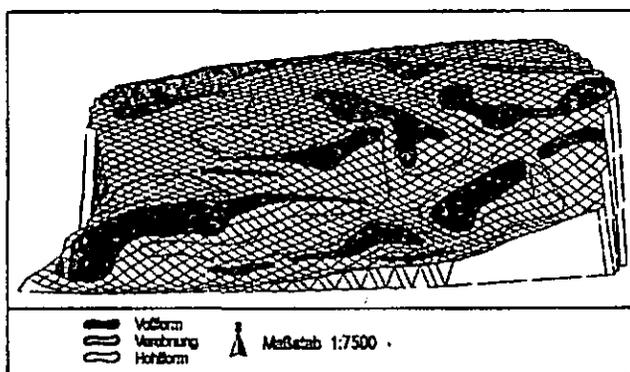


Abbildung 2: Reliefformen des Untersuchungsgebietes

Das Verbreitungsmuster des hauptlagenhaltigen Substrates zeigt eine hohe räumliche Variabilität und eine zum Teil unerwartet starke Ausrichtung nach dem Relief. Dabei sind Erosions- und Akkumulationsbereiche im Längsprofil stärker an relative Neigungsänderungen gebunden, als an die absolute Hangneigung. Der Reliefparameter Hangneigung tritt hier vor allem gegenüber der Vertikalwölbung und den Reliefformen in seiner Bedeutung zurück. Die räumliche Variabilität des hauptlagenhaltigen Substrates spricht hier für eine kolluviale Dynamik (Abb. 3).

¹Universität Giessen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Heinrich-Buff-Ring 26-32, Giessen.

²Philipps-Universität Marburg, Fachbereich Geographie, Deutschhausstr. 10, 35037 Marburg.

³Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Geographie, Physische Geographie, Löbdergraben 32, 07743 Jena.

In der weiteren Untersuchung konnten neben den Kolluvien am Unterhang und in der Tiefenlinie zahlreiche kleinräumige Verlagerungen nachgewiesen werden, so als scharf begrenzte Verfüllungen von Hangdellen, unterhalb von Hangkanten und vertikal konvexen Gefällsunstetigkeiten, oberhalb von Ackerrainen und in den Bereichen einer Vielzahl von Köhlermeilerpodien.

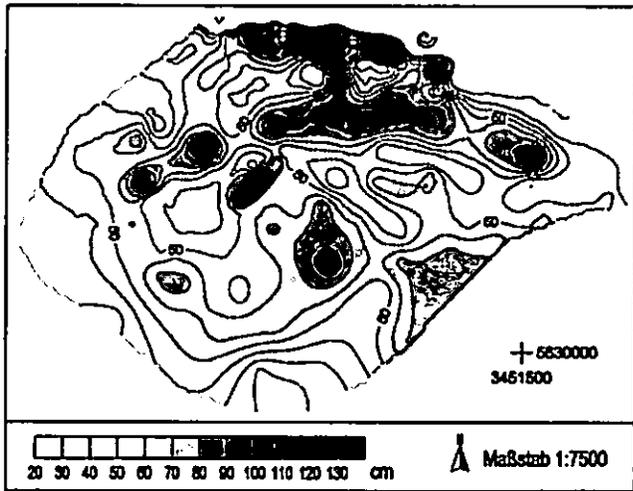


Abbildung 3: Berechnete Mächtigkeit des hauptlagenhaltigen Substrates

Die Bedeutung der kolluvialen Überprägung für die Funktionen des Bodens sind im Untersuchungsgebiet erheblich. So variiert die für die Gesamtmächtigkeit des hauptlagenhaltigen Substrates und nach KA4 berechnete nutzbare Feldkapazität von 20 mm auf den erodierten Standorten, bis hin zu 200 mm für die Kolluvien der Tiefenlinie, während sich die Werte im Fall einer ungestörten Situation zwischen 60-80 mm bewegen.



Abbildung 4: Schlackeplätze im Dietzhölztal (nach Jockenhövel 1995)

Die Aufnahme von anthropogenen Kleinformen, wie der Ackerraine, Böschungen, Platz- und Grubenmeiler bekräftigt den Tatbestand kolluvialer Umlagerungen. Ihre Bedeutung liegt in ihrer räumlichen Anordnung und flächenhaften Präsenz, so dass auf der gesamten Untersuchungsfläche kleinräumige Umlagerungen zum Teil auf engstem Raum vorzufinden sind. In einem weiteren Zusammenhang sind sie als Zeugnisse einer erosionsfördernden Nutzung anzusehen. Sie sind im Untersuchungsgebiet auf Köhlerei und Acker-

nutzung zurückzuführen und im Untersuchungsraum des Dietzhölzetales eng mit der Rennfeuerherstellung der hochmittelalterlichen Waldschmiedezeit verknüpft (Jockenhövel 1995). Die Verbreitung der Schlackeplätze im Dietzhölztal (Abb. 4) gibt einen Eindruck davon, mit welcher Präsenz mit der untersuchten kolluvialen Dynamik unter Wald zu rechnen ist.

4 Fazit

In dieser Untersuchung wurde eine Methode zur Differenzierung zwischen Hauptlage und Kolluvium angewandt, welche deren räumliche Verbreitungsmuster mit einzelnen Reliefparametern in Beziehung setzt. Sie war im Untersuchungsgebiet geeignet die sich überlagernden kolluvialen und periglaziären Dynamiken im Gelände voneinander zu trennen. Ohne zusätzliche weitere Indizien zur Ausweisung von Kolluvien, die in dieser Untersuchung der Verifizierung der Methode dienten, ist eine Aussage über Schichtgrenzen für ein singuläres Profil nicht möglich.

Die anthropogenen Kleinformen und kolluvialen Sedimentkörper, deren stoffliche Zusammensetzung und der Tatbestand der Erosion stellen Geoarchive eines ehemaligen Nutzungssystems dar.

5 Literatur

ALTERMANN, M.; (1993): Gliederung pleistozäner Lagen. In: *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 72, 825-828.

FIELDS, M.; PERROTT, K.W.; (1966): The nature of allophanes in soils. In: *3. NZ J. Sci.*, 9, 623-629.

JOCKENHÖVEL, A.; (1995a): Archäometallurgische Forschungen an der Oberen Dill und Dietzhölze (Lahn-Dill-Kreis): Das „Dietzhölztal-Projekt (DHT)“. In: Pinsker, B.; (Hrsg.); (1995): *Eisenland. Zu den Wurzeln der nas-sauischen Eisenindustrie.* Wiesbaden.

RICHTER, G.; (1965): Bodenerosion. Schäden und gefährdete Gebiete in der Bundesrepublik Deutschland. In: *Forschungen zur deutschen Landeskunde*, Bd.152a.

SAUER, D.; (2002): *Genese, Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen im Rheinischen Schiefergebirge anhand von Beispielen aus Westerwald, Hunsrück und Eifel.* Diss.. Philipps-Universität Marburg.

SEMMEL, A.; (1994): Gliederung der Solifluktsdecken in deutschen Mittelgebirgen - noch ein Problem der Wiedervereinigung?. In: *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 74, 29-34.

GIS Anwendung zur Bestimmung der Wind-erosionsgefährdung in Brandenburg

Roger Funk, Detlef Deumlich Jörg Steidl und Lidia Völker¹

1. Einleitung

Für die Erarbeitung von Landnutzungsplänen sind zuverlässige Angaben über reale Gefährdungspotentiale unerlässlich. Nur so lassen sich langfristig ökologisch und ökonomisch sinnvoll Schutzstrategien ableiten und umsetzen. Schutzmaßnahmen gegen Winderosion umfassen allgemeine acker- und pflanzenbauliche als auch strukturelle Verfahren wie Schlagteilung oder die Anlage von Windschutzhecken. Die Entscheidung darüber, welches Verfahren den Anforderungen des Bodenschutzes nach § 17 des Bundesbodenschutzgesetzes am besten entspricht, sollte sämtliche, die Erosionsgefährdung beeinflussenden Kriterien berücksichtigen. Für Deutschland wurden in Niedersachsen (Thiermann et al. 2000) und Brandenburg (Funk et al. 2001) Verfahren entwickelt, um die Winderosionsgefährdung im regionalen Maßstab zu bewerten. Beide werden in der DIN 19706 „Bodenbeschaffenheit – Ermittlung der Erosionsgefährdung durch Wind“ zusammenfasst, so dass in Kürze ein einheitliches Bewertungsschema zur Verfügung stehen wird.

In Brandenburg besteht auf grund der vorherrschenden sandigen Böden und den trockenen klimatischen Bedingungen eine erhöhte Winderosionsgefahr. Basierend auf diesen natürlichen Gegebenheiten gelten nach bisheriger Einschätzung zirka 40 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen als anfällig gegenüber der Winderosion (Frielinghaus & Schmidt, 1993). Im Frühjahr kommt es in Brandenburg regelmäßig zu Bodenverwehungen. Dies ist zum einen den klimatischen Verhältnissen geschuldet: der März hat das höchste Monatsmittel der Windgeschwindigkeit mit 5.0 m/s, bei einem Jahresmittel von 4.4 m/s. Zum anderen finden die Bearbeitungsmaßnahmen der Frühjahrsbestellung statt. Die Äcker sind in dieser Zeit aufgrund der Saatbettbereitung in einem feinkrümeligen Zustand, der den angreifenden Kräften des Windes nur wenig Widerstand entgegenzusetzen vermag. Andererseits ist Brandenburg für die Vielgestaltigkeit seiner Landschaft bekannt. Seen, Flüsse und Kleingewässer, ausgedehnte Wälder, Alleen und Strauchgehölze prägen die Landschaft. Jedes dieser Strukturelemente verringert die bodennahe Windgeschwindigkeit und zeigt im Lee eine windbremsende Wirkung, die bis zum 30-fachen seiner Höhe betragen kann (Nägeli 1943). Auch die Ausrichtung einer Hecke hat Einfluss auf den effektiven Schutzbereich und sollte am besten quer zur Hauptwindrichtung sein. Da in Brandenburg West- und Ostwinde am häufigsten auftreten, sind Hecken mit Nord-Süd Orientierung somit am günstigsten.

Wesentlichen Anteil an der Güte einer Prognose im Landesmaßstab hat der vorhandene Datenbestand. Für Brandenburg liegen sowohl die "Mittelmaßstäbige Landwirtschaftliche Standortkartierung" (MMK) als auch die "Biotoptypen- und Landnutzungskartierung" flächendeckend digitalisiert vor. Beide wurden für diese Studie in ein 10 x 10 m - Raster überführt, so dass eine punktuell sehr genaue und fein gegliederte Analyse der Winderosionsgefährdung in Brandenburg erarbeitet werden konnte. Selbst Solitärbäume und Saumstreifen mit Höhen von ca. 1 m finden bei dieser Auflösung noch Berücksichtigung.

2. Material und Methoden

Auf Grundlage der "Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Kartierung" (MMK) wurde im ersten Schritt die potentielle Winderosionsgefährdung für das Bundesland Brandenburg ermittelt. Aus der Verknüpfung von Substrat- und Hydromorphieflächentypen wurden vier Gefährdungsstufen ausgewiesen (Lieberoth et al. 1983). Die Darstellung der potentiellen Winderosionsgefährdung basiert auf den Polygonen der MMK. Diese wurden nachfolgend in ein Rasterformat umgewandelt dessen Pixelgröße in der Natur einer Kantenlänge von 10 x 10 m entspricht. Diese Transformation führte zu leichten Veränderungen an der Gesamtfläche Brandenburgs im GIS, verglichen mit der Katasterfläche betragen diese Abweichungen jedoch nur 0.5 %.

Als weitere Informationsebene wurde die "Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg" (Luftbild Brandenburg 1992) genutzt. In ihr sind alle Landschaftselemente als Linien oder Polygone enthalten und detailliert beschrieben. Alle für die Winderosion relevanten Landschaftselemente wurden entsprechend ihrer Beschreibung mit einer Höhe versehen. Insgesamt können mehrere tausend Typisierungen von Landschaftselementen unterschieden werden. Auch diese Daten wurden in ein 10 x 10 m Raster überführt und die vergebenen Höhen als Attribut ergänzt. Um den Einfluss der einzelnen Landschaftselemente hinsichtlich des Windschutzes zu ermitteln, wurde die "hill shade procedure" aus ArcInfo benutzt. Hierbei wirft jedes Element einen Schatten, der so gesetzt wurde, dass er in der jeweiligen Beleuchtungsrichtung (entspricht der Windrichtung) dem 25-fachen seiner Höhe entspricht und in der entgegengesetzten Richtung dem 5-fachen der Höhe (Abb. 1).

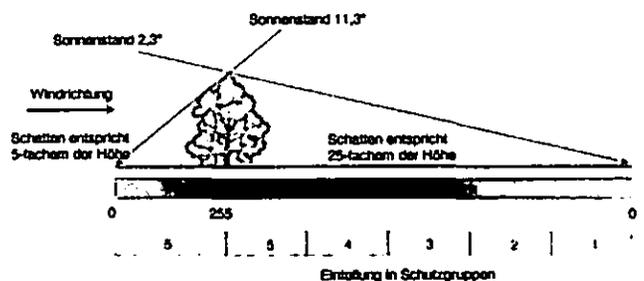


Abb. 1: Schema der Ermittlung der Schutzbereiche vor und hinter Hecken

¹ ZALF Müncheberg, 15374 Müncheberg

Insgesamt wurden die Berechnungen für 8 Richtungen (45°-Sektoren, N, NO, O...) durchgeführt und als einzelne Layer abgelegt. Die Intensität der Schatten wurde, vom Landschaftselement beginnend, von schwarz nach weiß eingefärbt, um Abstufungen in der Schutzwirkung zu ermöglichen. Die numerischen Werte der Graustufen wurden danach mit der relativen Häufigkeit des Auftretens von Wind mit mehr als 8 m/s gewichtet. Abschließend wurden die Ergebnisse klassifiziert und in 5 Schutzgruppen zusammengefasst (sehr gut - gering). Da in Brandenburg Westwinde überwiegen, erhalten somit die Schutzbereiche auf der Ostseite von Hindernissen eine größere Wichtung, als beispielsweise die südlich gelegenen. Die Schutzwirkung von Hecken kann dadurch auch bezüglich ihrer Ausrichtung zur Hauptwindrichtung quantifiziert werden.

Die insgesamt acht Dateien, die sich aus der separaten Berechnung einer jeden Windrichtung ergaben, wurden abschließend noch in einer Datei zusammengefasst. Durch die Überlappung der Schutzbereiche bei verschiedenen Beleuchtungs- (Wind-) -richtungen ergibt sich hierbei eine nochmalige Differenzierung der Schutzwirkung von Hecken oder anderen Landschaftselementen.

Als letzter Schritt erfolgte die Verschneidung der Inhalte der Karten der potentiellen Winderosionsgefährdung mit denen der Windschutzwirkung von Landschaftselementen.

3. Ergebnisse

Es zeigt sich, dass bei Einbeziehung der Landschaftsstruktur die winderosionsgefährdete Fläche in Brandenburg stark zurückgeht und sich eine insgesamt gute Ausstattung mit Strukturelementen zeigt. Die Problemgebiete bleiben jedoch auch weiterhin prägnant. Insgesamt wechseln 35 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche von starker und mittlerer Erosionsgefährdung in die Klassen geringer und ohne Erosionsgefährdung. Innerhalb der Klasse 'starke Erosionsgefährdung' verringert sich der Flächenanteil sogar um 57 %.

Die Verschneidung der Karten der potentiellen Winderosionsgefährdung mit den Karten der Schutzbereiche im Umfeld von Landschaftselementen ergibt die in Tabelle 1 dargestellte neue Verteilung winderosionsgefährdeter Flächen in Brandenburg.

Tab. 1: Anteil winderosionsgefährdeter Fläche in Brandenburg in Abhängigkeit von der Bewertungsmethode (alle Angaben in ha)

	MMK	Struktur	+/-
Ohne	359.030	533.202	+ 174.172
Gering	76.398	501.633	+ 425.235
Mittel	546.520	327.421	- 219.099
Stark	674.623	289.801	- 384.822
Keine LN	1.263.462	1.267.885	
Gesamt	2.920.034	2.919.942	

4. Schlussfolgerungen

Mit vorliegender Studie wurden die wesentlichsten Einflussfaktoren (Boden, Wind, Landschaft) auf die potentielle Winderosionsgefährdung in Brandenburg zum ersten Mal gemeinsam ausgewertet. Diese komplexe Analyse zeigt im Vergleich zu der Bewertung nach den MMK-Algorithmen eine deutliche Verminderung in der winderosionsgefährdeten Fläche und führt somit zu einer wesentlich besseren Bewertung realer Gefährdungspotentiale im Landesmaßstab. Dies verdeutlicht zudem den Einfluss der Landschaftsstruktur auf die Winderosion, welche deshalb in regionalen Analysen zum Erosionsrisiko stets Berücksichtigung finden sollte.

Die räumliche Auflösung im 10 x 10 m - Raster ist sehr hoch und erfasst im einzelnen sogar die Wirkung von Solitäräumen bzw. Landschaftselementen von geringer Höhe (z.B. Saumstreifen, 1 m).

Für kleinere Landschaftsausschnitte ist es möglich, anhand von Szenarien die Wirkung zusätzlicher Strukturelemente zu bestimmen oder durch genauere Bonituren die Schutzbereiche hinter den Hecken in Abhängigkeit von deren Dichte zu variieren.

Eine Validierung der zugeordneten Höhen zu den einzelnen Landschaftselementen konnte bisher nur anhand von Stichproben erfolgen, erbrachte aber gute Übereinstimmungen.

5. Literatur

Frielinghaus, M., Schmidt R., 1993. Onsite and Off-site damages by erosion in landscapes of east Germany. Farm Land Erosion. In: Wicherek, S. (Ed.), Template Plains Environment and Hills. Elsevier Science Publishers B.V., 47-49.

Funk, R., Deumlich, D. und Steidl, J., 2001: GIS application to estimate the wind erosion risk in the Federal State of Brandenburg. In: Soil Erosion for the 21st Century, Proceedings of the International Symposium, January 3-5, 2001, Honolulu, Hawaii, 400-403.

Lieberoth, I., u. a., 1983: Auswertungsrichtlinie MMK, Stand 1983. Akad. Landwirtsch. DDR, Bereich Bodenkunde/Fernerkundung, Eberswalde.

Luftbild Brandenburg, 1992: Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg aus CIR-Luftbildern. Stand : 1992, Luftbild Brandenburg Gesellschaft für Luftbildinterpretation mbH.

Nägeli, W., 1943: Untersuchungen über die Windverhältnisse im Bereich von Windschutzstreifen. Mitt. der Schweiz. Anst. f. forstl. Versuchswesen, Bd. 23, S. 223.

Thiermann, A., Sbresny, J. und Schäfer, W., 2000: Ermittlung der Erosionsgefährdung durch Wind, Mitteilungen der Dt. Bodenkdl. Gesell., 92, 104-107.

Integrierte Modellierung von Flusseinzugsgebieten zur Entwicklung von Strategien für den nachhaltigen Gewässerschutz

Thomas Gaiser und Karl Stahr¹

Einleitung

Die EU Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) schreibt im Artikel 7 die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen für Flusseinzugsgebiete vor. Ziel der Bewirtschaftungspläne ist die Verbesserung bzw. Erhaltung der biologischen, chemischen und physikalische Qualität von Oberflächen- und Grundwässern nach den Vorgaben der WRRL unter Berücksichtigung aller signifikanten Belastungen und anthropogenen Einwirkungen sowie einer Analyse der Wirtschaftlichkeit der Wassernutzung.

Integrierte regionale Modellierung - Ein Instrument zur Durchführung der WRRL?

Integrierte regionale Modellierung ist ein relativ neuer Ansatz, der die Erstellung von Bewirtschaftungsplänen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten in der Größenordnung von 10^3 bis 10^5 km² im Rahmen der EU Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) unterstützen soll. Integrierte Regionalmodelle sind Instrumente zur Verbindung von ökologischem und sozio-ökonomischem Wissen auf regionaler Ebene. In den letzten Jahren wurden von verschiedenen Arbeitsgruppen derartige Modelle oder Modellansätze entwickelt. In den meisten Modellansätzen wurden einzelne Teilmodelle, die Komponenten oder Teilprozesse des Gesamtsystems beschreiben miteinander verknüpft. Die Kopplung der Teilmodelle kann sowohl sequentiell (einfache Modell- oder Datenkopplung) als auch interaktiv (parallele Ausführung unter Berücksichtigung von Rückkopplungen zwischen den Teilmodellen) erfolgen. Bei den verknüpften Teilmodellen werden zum Teil statische Modelle mit i.d.R. geringen Datenansprüchen, zum Teil aber auch dynamische Modelle mit einer Vielzahl von Eingabe- und Kontrollparametern verwendet.

Zu der Klasse der integrierten (bio-ökonomischen) Regionalmodelle mit einfacher Daten- bzw. Modellkopplung gehören:

- IWRMS - Integrated Water Resources Management System (IWRMS 2001)

- REGIS - Regional Climate Change Impact and Response Studies (Loveland 2001)
- SFB 299 - Landnutzungskonzepte für periphere Regionen (Weber et al. 2001)
- MOSDEL - Model for sustainable development of land and water use (Printz et al. 2003)

Als Beispiele für Modelle mit interaktiver Modellkopplung, die verstärkt Wechselwirkungen zwischen Systemprozessen abbilden, können genannt werden:

- SIM - Semi-arid Integrated Model (Krol et al. 2003)
- GLOWA-DANUBE: in Entwicklung (<http://www.glowa.org>)

Aktuelle Probleme bei der Entwicklung von Integrierten Regionalmodellen

Trotz erster Erfolge bei der Entwicklung und Anwendung von Regionalmodellen sind z.T. noch erhebliche Defizite und Probleme zu bewältigen. Dazu zählen:

- (1) Die für die Kopplung zur Verfügung stehenden Teilmodelle sind oft Punktmodelle, die nur für bestimmte Randbedingungen entwickelt und validiert wurden, nun aber in der Fläche für die unterschiedlichsten Bedingungen eingesetzt werden müssen
- (2) Der Datenbedarf bezüglich räumlicher und zeitlicher Auflösung sowie die Ansprüche an die Qualität der Daten ist enorm hoch
- (3) Es mangelt an konsistenten Datensätzen zur Validierung der Gesamtmodelle
- (4) Daraus ergibt sich ein hohes Maß an modell- und/oder datenbedingten Unsicherheiten in den Modellergebnissen

Was können die Bodenwissenschaften beitragen?

Den Böden, deren Verbreitung und Eigenschaften bezüglich Landnutzung und Wasserhaushalt kommt eine besondere Bedeutung in der Einzugsgebietsmodellierung zu. Daher können die Bodenwissenschaften mit ihrer Vielfalt an Fachdisziplinen, die gewohnt sind auf den unterschiedlichsten Maßstabebenen zu arbeiten, erheblich zur Entwicklung und Verbesserung regionaler Modelle für die Bewirtschaftung von Flusseinzugsgebieten beitragen. Für die Überwindung modellbedingter Unsicherheiten sollte von Seiten der Bodenwissenschaften weiter an der Überprüfung und Verbesserung von Wasser- und Stofftransportmodellen auf regionaler Ebene gearbeitet werden.

¹ Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, tgaiser@uni-hohenheim.de

Hinsichtlich der Verbesserung der Datengrundlage und insbesondere der Datenqualität sollten folgende Arbeitsschwerpunkte weiter verfolgt werden:

- Erarbeitung von Pedotransferfunktionen für unterschiedliche Fragestellungen
- Erstellung von Bodeninformationssystemen zur Bereitstellung von Bodendaten in unterschiedlicher räumlicher Auflösung
- Methodenentwicklung für die Überbrückung von Skalenübergängen

Methodenentwicklung für die Überbrückung von Skalenübergängen

Bei der Betrachtung von Flusseinzugsgebieten liegen Informationen über Landnutzung und Bodenverbreitung häufig in unterschiedlicher räumlicher Auflösung vor. Oft sind nur mittelmassstäbige Karten zur Bodenverbreitung verfügbar, aus denen nur Informationen über die Vergesellschaftung einzelner Bodentypen abzuleiten sind, nicht aber deren exakte räumliche Lage. Jedoch ist für die Berechnung des Wasser- und Stofftransports in der Landschaft eine eindeutige Zuordnung der Landnutzungsklassen zu den einzelnen Bodentypen erforderlich, solange keine grossmassstäbigen Karten verfügbar sind. Dafür müssen Zuordnungsregeln entwickelt werden. Der Einfluß der Anwendung solcher Zuordnungsregeln auf die Zuordnung der Landnutzungs-klassen "Ackernutzung" zu fünf verschiedenen Bodenklassen wird in Tab. 1 gezeigt.

Tab. 1: Vergleich des Anteils sechs verschiedener Bodentypen an der ackerbauliche genutzten Fläche in Abhängigkeit von der Zuordnungsregel

Boden-typ	Zuordnungsregel: Verteilung nach Eignung	Zuordnungsregel: Gleichverteilung
N	1.2	1.2
1	1.0	4.4
2	15.9	32.9
3	16.8	22.6
4	19.5	9.6
5	45.5	29.3

Bereitstellung von detaillierten Bodendaten

Bodeninformationssysteme können durch geeignete Datenmodelle Inputparameter in aggregierter oder disaggregierter Form auf verschiedenen räumlichen Skalen liefern. In Abbildung 1 wird die Auswirkung der Verwendung unterschiedlich hochaufgelöster Bodeninformation auf die berechneten mittleren Austräge an Nitrat im Sickerwasser bzw. Phosphat im Oberflächenabfluss unter Maisanbau aufgezeigt.

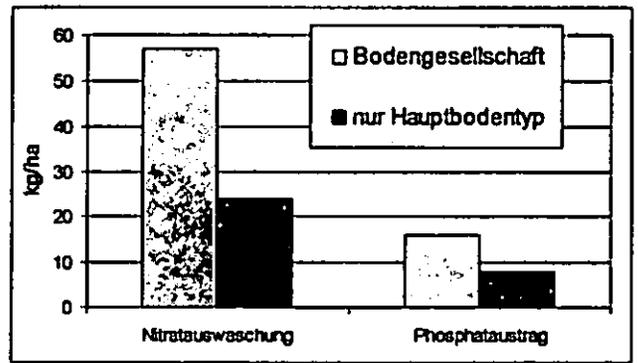


Abb. 1: Auswirkung der Auflösung des Inputparameters Boden auf den berechneten mittleren Austrag an Nitrat im Sickerwasser und Phosphat im Oberflächen wasser aus Maisanbauflächen (kg/ha) in einem Gebiet von 150.000 km² (Modellergebnisse des Simulationsmodells EPIC (2000))

Schlussfolgerungen und Ausblick

Das Konzept der integrierten regionalen Modellierung kann die Entwicklung von Strategien für den nachhaltigen Gewässerschutz im Sinne der EU WRRL unterstützen. Es besteht jedoch noch erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf :

- (1) Bei der Validierung von Teilmodellen innerhalb der integrierten Modelle (standortsbezogen und regional)
- (2) der Validierung der Integrierten Gesamtmodelle
- (3) Bereitstellung von Inputdaten in hinreichender räumlicher und zeitlicher Auflösung

Referenzen

Weber, A., Fohrer, N. and Möller, D. (2001): Long-term land use changes in a mesoscale watershed due to socio-economic factors-effects on landscape structures and functions. *Ecological modelling* 140:125-140.
 IWRMS (2001): The development of an innovative computer based Integrated Water Resources Management System (IWRMS). (<http://www.iwrms.uni-jena.de/>)
 Krol, M.S., Jaeger, A.-K. and Bronstert, A. (2003): Integrated modeling of climate change impacts in Northeastern Brazil. In: Gaiser, T., Krol, M., Frischkorn, H. and de Araújo, J.C. (Eds.), 2003. *Global Change and Regional Impacts: Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in Semi-Arid Northeast Brazil*. Springer Verlag, Heidelberg. p. 43-56.
 Loveland, P. (2001): *Regional Climate Change Impact and Response Studies in East Anglia and North West England (RegIS)*. Cranfield University Silsoe. <http://www.silsoe.cranfield.ac.uk/iwe/projects/regis/>
 Printz, A.; Lang, R. (2003): The GIS based model for sustainable development of land use (MOSDEL). In: Gaiser, T., Krol, M., Frischkorn, H. and de Araújo, J.C. (Eds.), 2003. *Global Change and Regional Impacts: Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in Semi-Arid Northeast Brazil*. Springer Verlag, Heidelberg. p. 57-78.

Leicht zu erhebende Kennwerte als Indikatoren für den Stickstoffstatus von Waldböden im Rahmen des vorsorgenden Bodenschutzes am Beispiel der Stickstoffinventur bayerischer Waldböden

A. Gensior¹, K.-H. Mellert² und C. Kölling¹

1 Einleitung

Die Stickstoffinventur Bayerischer Waldböden wurde im Rahmen des vom Bayerischen Staatsministeriums für Landwirtschaft und Forsten finanzierten Projektes - „Regionale Übersicht über den Stickstoffstatus und das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern“ durchgeführt. Es geht um das Problem der Stickstoffsättigung. Durch die ständigen atmosphärischen Stickstoffeinträge wurde in vielen Waldökosystemen der einstige Stickstoffmangel in Überfluß verkehrt. Dadurch übersteigt das Stickstoffangebot im Boden z.T. vielfach das Nutzungs- und Speichervermögen der Wälder mit der Folge von Bodenversauerung, Nährstoffungleichgewichten und Nitratauswaschung. Die zunehmende Stickstoffsättigung der Wälder stellt somit eines der zentralen forstlichen Umweltprobleme der nächsten Jahrzehnte dar, betrifft es über den engeren Bereich Boden und Wald hinaus, auch den Gewässerschutz, die Luftreinhaltung, den Klima- und Naturschutz sowie die Landwirtschaft. Die bisherigen Erkenntnisse zum Problemfeld der Stickstoffsättigung beruhen auf verhältnismäßig wenigen stichprobenartigen Punktmessungen. Flächenbezogene Informationen zum Stickstoffstatus werden im Rahmen des sanierenden und vorbeugenden Bodenschutzes und ganz allgemein des Umweltschutzes jedoch dringend benötigt, als Grundlage planungs- und handlungsrelevanter Entscheidungen zur

- Risikoabschätzung bzw. Gefahrenabwehr
- angepassten Wald- bzw. Flächenbewirtschaftung
- Erarbeitung von Handlungsanweisungen und Maßnahmen im Rahmen des Natur-, Umwelt- und Immissionschutz.

Die vorliegende Stichprobeninventur soll eine Beitrag sein, diese Kenntnislücke zu schliessen. Ziel der Inventur war es einen landesweiten Überblick über den Stickstoffstatus der bayerischen Waldböden zu schaffen bzw. Aussagen über das Ausmaß und den qualitativen Fortschritt der Stickstoffsättigung derselben zu ermöglichen. Als primärer Indikator zur Feststellung von Stickstoffsättigung wurde bei der Inventur die Nitratkonzentration im Boden unterhalb des Hauptwurzelsraums herangezogen. Dabei wurde vorausgesetzt, dass unter unbelasteten Verhältnissen N im Mangel und unterhalb des Hauptwurzelsraums mit keinen bzw. nur verschwindend geringen Nitratkonzentrationen zu rechnen ist, da alles Nitrat durch die Pflanzenwurzeln aufgenommen und für die Stickstoffernährung der Pflanzen „verbraucht“ wird.

2 Methodik

Die Stickstoffinventur wurde insgesamt an 399 Standorten durchgeführt. Die 22 bayerischen Waldklimastationen wurden zusätzlich in das Programm aufgenommen,

zur Einordnung der erhobenen Nitratkonzentrationen in den jahreszeitlichen Verlauf, als auch zur Kontrolle und Validierung der Methodik und Ergebnisse. Die Standorte wurden mittels GPS im Gelände aufgesucht. Die Aufnahme-situation, horizontbezogene Daten und die Profilkennzeichnung erfolgte nach KA 4 (AG BODEN 1994). Die Gewinnung der Bodenproben wurde nach der Arbeitsanleitung der BZE (BMLF 1994) durchgeführt. Beprobte wurden Auflage (L, F, Oh), A-Horizont und die Tiefenstufen 0 - 30 cm, 30 - 60 cm, 60 - 100 cm. Außerdem wurden bestandes- und vegetationskundliche Parameter erfasst. In den Bodenproben erfolgte die Messung von Nitrat und Ammonium (in 0,0125 M CaCl₂-Extrakten), EC und pH am Tag der Probennahme, an den feldfrischen Proben vor Ort. C/N, Wassergehalt und D_B wurden im Labor ermittelt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelsraumes ist linkssteil (Abb. 1).

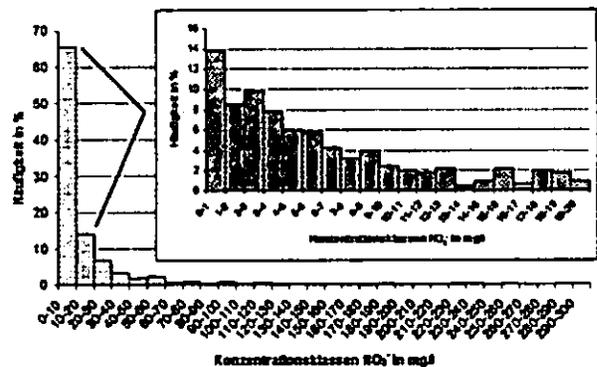


Abb. 1 Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung bayerischer Waldböden unterhalb des Hauptwurzelsraums (N = 399)

In der Klasse bis 10 mg/l Nitrat finden sich 65,5 % der untersuchten Standorte wieder, bis 50 mg/l 92 %. Die restlichen 8 % weisen Spitzenwerte bis nahezu 300 mg/l auf. Abb. 14 zeigt weiter, dass die Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen bis 20 mg/l ebenfalls linkssteil ist und die Klasse von 0 - 1 mg/l, mit 13,8 % aller aufgenommenen Standorte, die meisten Einzelwerte enthält. In 33 Fällen konnte kein Nitrat unterhalb des Hauptwurzelsraumes nachgewiesen werden, wodurch die Konzentration 0 mg/l, mit 8,3 %, der häufigste Einzelwert der Erhebung ist. Bis 2 mg/l Nitrat wurden in 22,3 %, bis 5 mg/l in 45,8 % der Fälle gemessen.

In Abb. 2 wurden die bei der Nitratinventur ermittelten Nitratkonzentrationen den langjährigen monatlichen Nitratkonzentrationen in den Saugkerzen ausgewählter Waldklimastationen gegenübergestellt. Es wird deutlich, dass die Werte der Inventur sich sehr gut in den jeweiligen Verlauf der Kurven einfügen, die Extraktionsmethode somit offensichtlich sehr gut geeignet ist, die Nitratkonzentrationen im Boden auf dem jeweiligen Niveau zu erfassen. Die Ausnahme bildet Bodenwöhr, ein sandiger Kiefernstandort. Hier sind die Konzentrationen insgesamt sehr gering, was z.T. auf die jahrzehntelange Streunutzung zurückzuführen ist.

¹LWF, Am Hochanger 11, D-85634 Freising

e-mail: koe@lwf.uni-muenchen.de

²FAL, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig

e-mail: andreas.gensior@fal.de

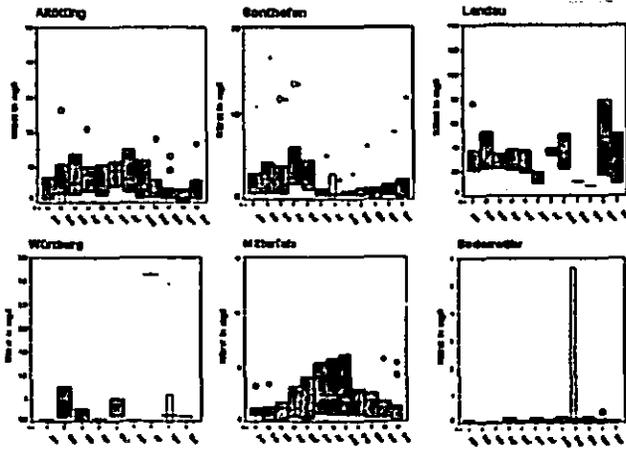


Abb. 2 Langjähriger Jahresgang der Nitratkonzentrationen (mg/l) in 60 - 100 cm Bodentiefe ausgesuchter Waldklimastationen im Vergleich mit den Ergebnissen der Nitraistudie (□)

Durch diese sind die Bestände besonders stickstoffhungrig und halten die Stickstoffeinträge effektiv zurück. Zum anderen bedingen sich diese und vor allem die starke Streuung der Werte in bodenphysikalischen Ursachen. So müssen bei stark sandigen Böden zur Beurteilung des Stickstoffstatus, auch bei geringen Nitratkonzentrationen zusätzliche Parameter zur Beurteilung herangezogen werden, wie z.B. das C/N-Verhältnis. So fanden sich auf gleichartigen Standorten C/N-Verhältnisse im Rohhumus von < 20, was trotz kaum nachweisbarer Nitratkonzentrationen ein eindeutiges Indiz für Stickstoffsättigung ist.

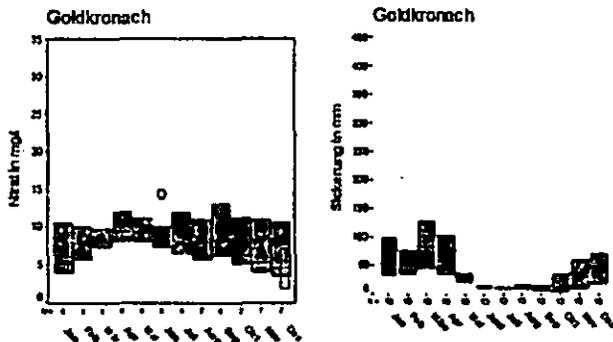


Abb. 3 Nitratkonzentrationen (mg/l; Ergebnisse der Nitrainventur) und Sickerwassermengen (mm) in 60 - 100 cm Bodentiefe an der WKS Goldkronach (1996 - 2001).

Abb. 2 verdeutlicht des weiteren, dass die zeitliche Variabilität der Nitratkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelraumes sehr groß ist, was selbst eine qualitative Bewertung von Stickstoffsättigung erschwert. Abb. 3 verdeutlicht dies am Beispiel der WKS Goldkronach, wo zusätzlich die Sickerwassermenge im Jahresverlauf dargestellt ist. Es zeigt sich, dass zum Zeitpunkt der Inventur die Nitratkonzentrationen mit 4,77 mg/l im Jahresverlauf am geringsten, die Sickerwassermengen jedoch relativ groß sind, somit auch die Nitratfrachten. Wie sind relativ geringe Konzentrationen von < 5 mg/l vor dem Hintergrund der Ausgangsthese nun zu beurteilen? Oder generell gesagt, wo liegt der Schwellenwert für eine qualitative Feststellung für Stickstoffsättigung anhand von Nitratkonzentrationen, da eine Quantifizierung nur unter Einarbeitung der zeitlichen Variabilität und der Sickerung möglich ist?

Ausgehend von der These, dass unbelastete Wälder keinen oder nur sehr wenig Stickstoff über den Boden verlieren, kamen BLOCK et al. 2000 zu dem Schluß, dass Stickstoffausträge von 5 kg/ha*a erheblich sind und weisen Böden mit N-Austrägen bis 5 kg/ha*a als unbelastet, mit 5-15kg/ha*a als gesättigt auf niedrigem Niveau, mit >15 kg/ha*a als gesättigt auf hohem Niveau aus. Beziehen wir diese Stickstoffmengen auf unterschiedliche Sickerwassermengen, so ergeben sich für die Schwellenwerte die in Abb. 4 dargestellten Nitratkonzentrationsverläufe. Je geringer die Sickerwassermenge desto größer muß folgerichtig die Nitratkonzentration sein, um die jeweilige Grenze zu überschreiten. In Abb. 4 wurden zusätzlich die Werte der WKS Goldkronach eingearbeitet. Es zeigt sich, dass trotz z.T. sehr geringer Jahresdurchschnittskonzentrationen von 3,5 mg/l die Nitratausträge deutlich über der Schwelle von 5 kg N/ha*a lagen ($7,1 \pm 3,5$ kg N/ha*a). In sehr trockenen Jahren führen zwar relativ hohe Konzentrationen nicht zur Überschreitung des Schwellenwertes, wenn sich akkumuliertes Nitrat jedoch schon unterhalb des Wurzelraumes befindet, wird es bei genügender Sickerung (z.B. im folgenden Frühjahr) zusammen mit der aktuellen Nitratfracht ausgewaschen.

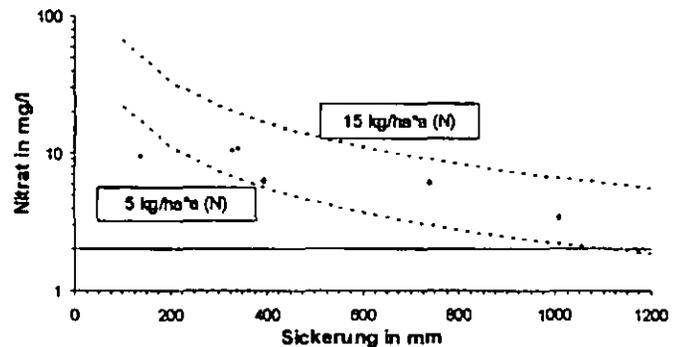


Abb. 4 Umrechnung von Stickstofffrachten (Nkg/ha*a) in Nitratkonzentrationen (mg/l) bei gegebenen Sickerwassermengen (mm) sowie Sickerwassermenge und mittlere Nitratkonzentrationen (●) der WKS Goldkronach (1996 - 2001)

Aus all dem ist zu schließen, dass die Nitratkonzentrationen unterhalb des Hauptwurzelraumes als qualitativer Indikator für Stickstoffsättigung sehr gut geeignet ist, wenn ein an am Bodenwasserhaushalt orientierter Schwellenwert verwendet wird. Für das regenreiche Inventurjahr 2002 ist ein relativ niedriger Schwellenwert anzusetzen. Für eine erste Schätzung gehen wir von 2-3 mg/l Nitrat aus. Mehr als zwei Drittel der bayerischen Standorte hätten demnach die Schwelle zur N-Sättigung bereits überschritten.

4 Literatur

ARBEITSGRUPPE BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 4), 4. Aufl.; S. 392; Hannover
 BLOCK, J., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K.J., V. WILPERT, K., WOLFF, B. (2000) Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenversauerung und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoff-sättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Arbeitskreis C der Bund-Länder-Arbeits-gruppe "Level II" / Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BML), 1 - 167
 BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1994): Bundesweite Bodenzustands-erhebung im Wald (BZE), Arbeitsanleitung, 2. Aufl.; S. 158; Bonn

Auswirkungen einer gesunden Ernährung insbesondere mit tierischen Nahrungsmitteln auf den Umweltschutz unter besonderer Berücksichtigung des Boden- und Gewässerschutzes

Klaus Isermann und Renate Isermann

Problemstellung: Stellvertretend für die Überflussländer verursachen insbesondere der zu hohe Verzehr tierischer Nahrungsmittel in Deutschland (1997) (über-)ernährungs(-mit)bedingte Gesundheitsschäden wie jene von Kreislauf, Krebs, Diabetes etc. mit 667 000 bereits 78% aller jährlichen Todesfälle von 860 000, zudem einhergehend mit einem Anteil der übergewichtigen Bevölkerung (BMI > 25) von 48% (1999) (DGE 2000, DESTATIS 2001). Dies äußert sich an einem über den Bedarf hinausgehenden Konsum der Bevölkerung an Eiweiß, Fett und Energie von jeweils 66,36 und 14% bei jeweiligen tierischen Anteilen von 60,60 bzw. 35%. Dadurch werden (sehr gut belegt durch die Krankenkassen) Krankheitskosten von 130 Mrd. DM/a verursacht (DGE 2000, UBA 2002, TAB 2002, van der Ploeg 2002), welche ca. der Hälfte der Ausgaben der gesetzlichen Krankenkassen von 253 Mrd. DM/a (2001) entsprechen sowie während 1993 bis 2001 mit 1164 Mrd. DM dem 10fachen der während dieser Zeit angefallenen Kostensteigerungen im Krankheitswesen von 114 Mrd. DM. Hinzu kommen durch Überbeanspruchung der Landwirtschaft als Produzenten insbesondere von tierischen Nahrungsmitteln durch den Verbraucher (weniger gut belegte) nachsorgebewertete Umweltschäden der Landwirtschaft wie Erosion und durch zu hohe Radlasten verursachte Versiegelung ihrer Böden, sowie ausgelöst durch Emissionen an reaktiven Verbindungen des C, N, P (und S) bewirkte Versauerung, Treibhauseffekt, stratosphärische Ozonzerstörung (Abb.1), Eutrophierung, Beeinträchtigung von Flora und Fauna, von nochmals 100 Mrd. DM/a (UPI 1995, Isermann und Isermann 1999, Isermann 2003). Insgesamt bewirkt der Ernährungsbereich mit Produktion und Konsumtion von Nahrungsmitteln also bei einer Brutto-Schadenschöpfung von 230 Mrd. DM/a und einer Brutto-Wertschöpfung von 21+44=65 Mrd. DM/a eine Netto-Schadenschöpfung von 165 Mrd. DM/a an der Mitwelt, Umwelt und Nachwelt.

Methodik: Andererseits geht aus entsprechenden Bilanzierungen hervor, dass Minderungen dieser Emissionen der Landwirtschaft z.B. von Deutschland im Zeitraum 1990/99 kaum oder nicht eintraten mit Ausnahme dort, wo bei den Minderungen der CH₄- (23%) und NH₃-Emissionen (-16%) aber auch des P-Überschusses (-33%) die den NBL auferlegte Reduzierung der Viehbestände von ca. -60% irreführend diese Minderungen für die Landwirtschaft von „Deutschland“ insgesamt angerechnet wurde wie z.B. im UN/ECE Göteborg -Protokoll 1999 (UBA 2002, Isermann 2002).

Lösungsansätze (Nachhaltigkeitsszenario): Ausgerichtet nunmehr am Suffizienzprinzip der Nachhaltigkeit und somit an einer nachhaltigen, d.h. hier nur noch bedarfsorientierten Tier-Konsumtion (anstelle von bisher 0,17

nummehr 0,10 GV/E a) und -Produktion (anstelle von bisher 0,88 nunmehr 0,51 GV/LF a und auf der Grundlage von betriebsspezifisch maximal tolerierbaren 1 GV/ha versorgbarer LF a (Vgl.: 2000: 42% aller Betriebe > 1 GV/ha LF!) bedarf es, gemessen am gegenwärtigen (1999/2000) Viehbestand von 14,3 Mio. GV, dann nur noch einem um -43% (Vgl. EU(15) -58%!) auf 8,2 Mio. GV reduziertem Viehbestand. Unter weitgehender Einsparung o.e. (über-)ernährungs(-mit)bedingter Krankheitskosten von 130 Mrd. DM/a lassen sich so ursachenorientiert bereits 60-70% der Emissionen an reaktiven Verbindungen des C, N, P (und S) der Landwirtschaft vermeiden und somit Umweltschäden von 60-70 Mrd. DM/a. Belegbar ist bzw. wird dies an den positiven Auswirkungen des Kollapses der Landwirtschaft nach 1989 bei dennoch ausreichender Humanernährung der betreffenden Länder in Osteuropa auf jene Einträge in die naturnahen Ökosysteme, sofern dort die Ertragspotentiale der Böden der Landwirtschaft langfristig auf die nunmehr bedarfsorientierte Produktion ausgerichtet und auch ausgeschöpft wurde bzw. wird. - Flankierend begleitet durch Schaffung nunmehr optimaler Zustände der organischen Bodensubstanz (OBS) der Landwirtschaft und durch beste verfügbare Technik (BVT) lassen sich durch bedarfsorientierte Konsumtion und Produktion (insbesondere von tierischen) Nahrungsmitteln die Einträge an reaktiven Verbindungen des C, N, P (und S) aus dem Ernährungsbereich in die naturnahen Ökosysteme ursachenorientiert und hinreichend entsprechend ihrer Belastbarkeit nach Maßgabe der kritischen Eintragsraten und -konzentrationen mindern. Futtermittel-Importe und -Exporte erübrigen sich gänzlich. Die Nährstoff-Effizienz der Landwirtschaft erhöht sich um ca. das 2fache und ca. 20-30% der LF wird frei z.B. für die Produktion von Bioenergie, die Aufforstung und für den Hochwasserschutz. - Umgesetzt soll diese nachhaltige Ernährung zugleich durch Außenhandelsschutz und Verbrauchssteuern auf tierische Nahrungsmittel, insbesondere auf Fleisch in Höhe der bisherigen Subventionen „für die Landwirtschaft“ von 27,5 Mrd. DM/a, welche aber der Landwirtschaft nun in voller Höhe zukommen sollen und über deren Verwendung sie selbst entscheidet. Über solche, nicht wie bisher billige, sondern nunmehr aus ökologischer, sozialer und ökonomischer Sicht preiswerte Agrarprodukte lässt sich die Einkommenssituation der Landwirtschaft trotz geringerer Produktion hinreichend verbessern (Abb. 2).

Diesen o.e. Lösungsansätzen stehen die Lösungsaussichten (Prognosen oder Politik-Szenarien) aufgrund der aktuellen nichtnachhaltigen (inter-)nationalen Ernährungs-, Agrar-, Umwelt-, Handels- und Energie-Politik sowie ihrer entsprechenden Gesetzgebung (noch) entgegen (z.B. WTO und EU mit Agenda 2000, im Gegensatz zur Agenda 21 von Rio 1992) (Isermann und Isermann 2000, 2001, UBA 2002, van der Ploeg 2002).

Die o.e. Nachhaltigkeits- bzw. Politiksznarien sind u.a. Szenarien-Bestandteile des Bereiches Ernährung des Projektes daNUBs im 5. EU-Rahmenprogramm (EVK-CT-2000-00051/2/2001 bis 1/2005)]

Literatur (Auszug): Ploeg, van der (2002): Konservierende Bodenbearbeitung, Hochwasserschutz und eine zukünftige Agrarpolitik-Projektüberlegungen. Manuskript DBU-Symposium, 19 S. -Büro für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag/Berlin (TAB 2002): Entwicklungstendenzen von Nahrungsmittelangebot und -nachfrage und ihre Folgen, Arbeitsbericht Nr. 81, 380S. -Umweltbundesamt (UBA 2001): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland, Erich-Schmidt-Verlag Berlin, 513S.

Weitere Literatur kann bei den Autoren angefordert werden.

Preparation and performance of ecotoxicological test methods under practical conditions

- a project overview and first results -

V. Jessen-Hesse¹, K. Terytze¹, J. Römbke², S. Jänsch², A. Eisenträger³, P. Filzek³, E. Grabert⁴, S. Hüttner⁵, K. Hund-Rinke⁶, J.P. Jander⁷, H. Neumann-Hensel⁸

Introduction

The German Federal Soil Protection Act (BBodSchG) names groundwater and soil, in its function as a habitat for soil organisms and plants, as major targets for protection. The Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance determined soil values for priority contaminants. However, for an assessment of contaminated soils or soil materials referencing just a few pollutants is not sufficient. In contrast, the application of ecotoxicological tests enables the integrated evaluation of all pollutants. Such an approach requires one to discriminate between the assessment of an impairment of the soil as a habitat for soil organisms and plants and the assessment of the water extractable toxic potential (soil is the protective medium for groundwater). Since the beginning of the 1990s, there have been intense efforts at both the national and international (e.g. EU, ISO) level to develop suitable and standardised test methods for appraising both soil habitat and groundwater protection (Fig. 1).

Therefore, the aim of the ERNTE joint research project is to improve the assessment of soil quality by application of ecotoxicological tests under practical conditions (i.e. routine use). Results of former BMBF research projects (e.g. the project "Ecotoxicological Test Batteries") are considered in this context.



Fig. 1: Testing a method for the measurement of microbial respiration as part of on-site-analysis (Subproject (SP 2))

The research project is divided into three sub-projects (SPs):

SP 1: "Validation of standardised test systems and coordination of the joint research project"
ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim/Main
FU Berlin, FB Geowissenschaften, FU-ENVOG

SP 2: "Biological test procedures for assessing the quality of soils and soil materials during on-site-analysis":
SP 2.1: "Aqueous dischargeable toxic potential"
RWTH Aachen, Institute of Hygiene and Environmental Medicine, University Hospital, Aachen
RWTH; Dr. Bruno Lange GmbH & Co. KG, Düsseldorf
SP 2.2: "Microbial respiration activity"
IME Fraunhofer Institute for Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg BioMetric Systems, Weiterstadt

SP 2.3: "Software for automation and evaluation"
Hölle & Hüttner AG Informationstechnologie, Tübingen

SP 3: "Preparatory investigations for the development of a test kit for the solid contact test with *Arthrobacter globiformis*"
Dr. Fintelmann und Dr. Meyer Handels- und Umweltschutz-laboratorien GmbH, Hamburg; TU Hamburg Harburg, AB Umweltschutztechnik

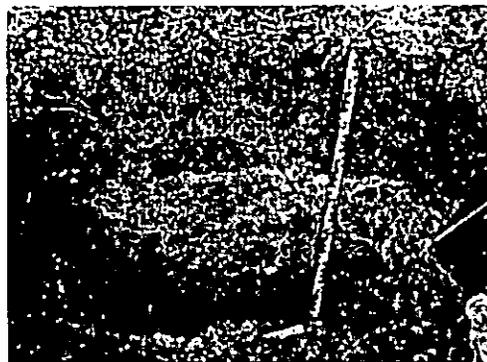


Fig. 2: Example for a reference soil: GO 1 (Deep-loam brown-soil)

Methods and First Results (SP 1)

The ecotoxicological test methods for were selected according to their ecological relevance, practicability and acceptance for the assessment of contaminated soils:

- Collembola, Reproduction Test (ISO No. 11267; 1999)
- Earthworm, Reproduction Test (ISO No. 11268-2; 1998)
- Chronic Plant Test (ISO/DIS No. 22030; 2002)

Six soils were selected in order to cover a broad range of biologically important properties like pH, grain size distribution and organic carbon content (Table 1; Figure 2). In addition, the selected soils represent major soil classes typical for Germany In parallel to these field soils the OECD Artificial Soil (mixture of 70% quartz sand, 20% kaolinite clay mineral and 10% sphagnum peat; pH = 6 ± 0.5; N content = 0.42% and the C/N ratio 44).

In order to determine the influence of the various soil properties on the results of ecotoxicological tests, two model chemicals have been selected: the heavy metal zinc and the organo-tin compound TBT-O (Tributylzinc-oxide). The results of two tests with TBT-O are given in Fig. 3 + 4.

¹FU Berlin, FB Geowissenschaften, FU-ENVOG, ²ECT Oekotoxikologie GmbH, Flörsheim/Main; ³RWTH Aachen, Institute of Hygiene and Environmental Medicine, University Hospital, Aachen University of Technology; ⁴Dr. Bruno Lange GmbH & CO. KG, Düsseldorf; ⁵Hölle & Hüttner AG Informationstechnologie, Tübingen;

⁶IME Fraunhofer Institute for Molecular Biology and Applied Ecology, Schmallenberg; ⁷BioMetric Systems GmbH, Weiterstadt; ⁸Dr. Fintelmann und Dr. Meyer Handels- und Umweltschutzlaboratorien GmbH, Hamburg

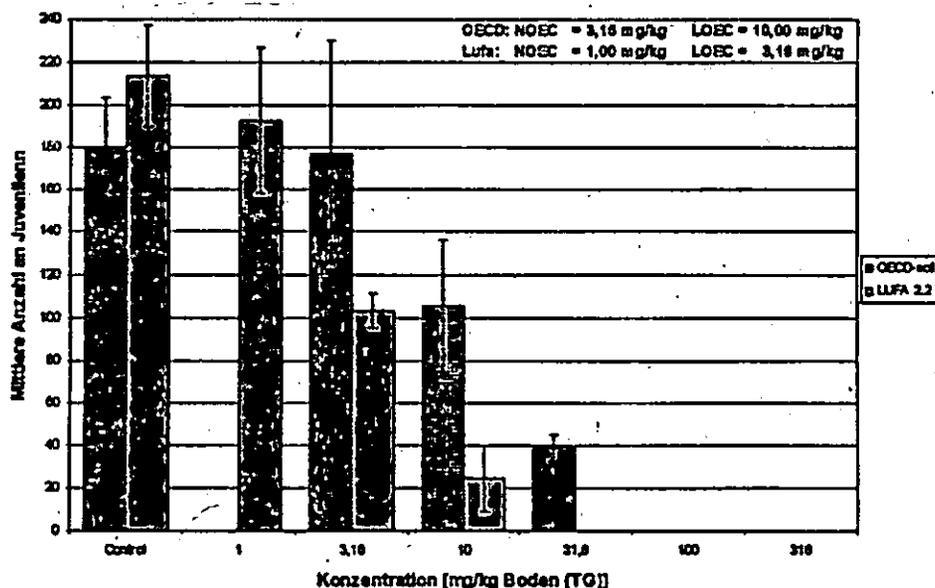


Fig. 3: Effects of TBT-O on the reproduction of the earthworm *E. fetida* in OECD and LUFA soil

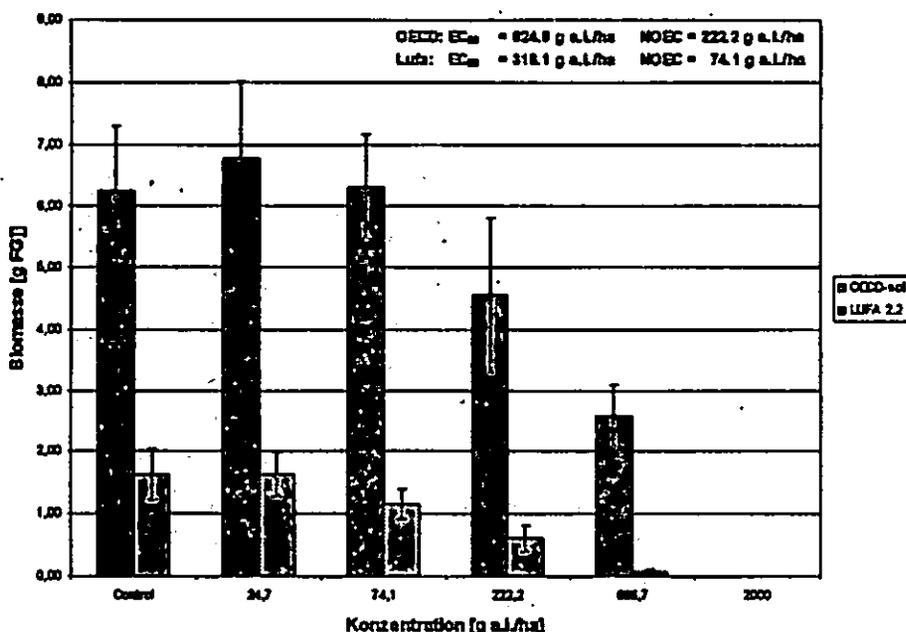


Fig. 4: Effects of TBT-O on the biomass of the plant *B. rapa* in OECD and LUFA soil

Discussion and Outlook

As expected, the effects of the model substance TBT-O depend strongly on the test substrate. In all cases they are more pronounced in the sandy LUFA 2.2 soil compared to the OECD artificial soil with its high content of organic material (usually by a factor of three). Finally, data gained in this part (SP 1) of the ERNTE project will be compared with those (e.g. microbiological) data coming from other sub-projects within ERNTE.

The results of the joint research project will be precise recommendations for the routine use of ecotoxicological test methods in addition to existing physico-chemical and chemical methods for the assessment of soil quality. This includes the establishment of the respective prerequisites by further standardisation of test systems. In addition a guidance paper on the assessment of soil quality by routinely using ecotoxicological test systems will be provided.

Contact:

Jörg Römbke, ECT Ökotoxikologie GmbH; Böttgerstr. 2-14; 65439 Flörsheim/M; Germany
email: j-roembke@ect.de; Tel.: ++49 (0) 6145-9564-30;
Fax: ++49 (0) 6145-9564-99
<http://www.ecotox.info/ernte>

Acknowledgements

This work is supported by the German Federal Ministry for Education and Research (BMBF); Project No. 0330300.

Supported by



Bodendegradation durch Wassererosion in der Feuchtsavanne Benins, Westafrika

B. Junge*, A. Skowronek*

1. Einleitung

IMPETUS (Integratives Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser) ist ein interdisziplinäres Projekt, das die natürliche Verfügbarkeit von Süßwasser in den afrikanischen Ländern Benin und Marokko untersucht. In der ersten Projektphase sind Wissenschaftler verschiedener Disziplinen damit beschäftigt, Aspekte des hydrologischen Zyklus zu erforschen. Für den Bodenkundler besteht u.a. die Aufgabe, die Böden des in der Feuchtsavanne gelegenen Untersuchungsgebietes zu kartieren und zu analysieren. Ein weiteres Ziel ist die Erfassung der aktuellen Bodenerosion, um Aussagen über den Verlust des Wasserspeichers und mögliche Folgen für die Landwirtschaft zu treffen. Für die Abschätzung der Bodenerosion wird außerdem der potentielle Abtrag nach der Universal Soil Loss Equation (USLE) von WISCHMEIER & SMITH (1978) ermittelt.

2. Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet des Flusses Aguima (9°6'N, 1°56'E) liegt ca. 100 km westlich der Stadt Parakou nahe der Ortschaft Doguè. Es umfasst eine Fläche von ca. 30 km² und liegt auf einer Höhe von 250 - 300 m ü. N.N. Die Landschaft ist durch ein flachwelliges Pediplain-Relief gekennzeichnet, dessen Untergrund aus Migmatiten bzw. Sapolithen des präkambrischen westafrikanischen Schildes und dessen Oberfläche aus schuttreichen und sandigen Pediseditimenten des Quartärs bestehen (FÖLSTER 1983). Nach TROLL & PAFEN (1964) liegt Zentralbenin in der Tropenzone mit Feuchtsavannen-Klima (V2) und ist durch eine von März bis Oktober dauernde Regenzeit charakterisiert. Der mittlere Jahresniederschlag im Untersuchungsgebiet beträgt 1019 mm (Mittel der Jahre 1997 bis 2002), die Jahresdurchschnittstemperatur 24,4 °C. Landnutzung findet zum einen in Form von Ackerbau statt, wobei vorrangig Subsistenzwirtschaft durch Hackbau und Brandrodung betrieben wird. Des weiteren werden Viehhaltung und Holzfällung in der Savanne betrieben.

3. Methoden

Für die Messung des aktuellen Bodenabtrags durch Wasser wurden in den Jahren 2001 und 2002 Freilandparzellen von 10 m Länge und 1,6 m Breite in Feldern mit unterschiedlichen Kulturen (Baumwolle, Yams, Mais) und Anbausystemen (gefälleparallele und höhenlinienparallele Reihen, Erdhügel) installiert. Als Referenz dienten Flächen in der nur extensiv weidewirtschaftlich genutzten Savanne.

Die Messung des Oberflächenabflusses erfolgte volumetrisch und die Erfassung des Sediments mittels Wiegen getrockneter Mischproben (2 x 1 l) nach jedem Niederschlagsereignis.

Die bodenphysikalischen und -chemischen Analysen der Boden- und Sedimentproben wurden nach den Procedures for Soil Analysis (VAN REEUWIJK 1995) vorgenommen.

4. Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse der Erosionsmessungen zeigen einen signifikanten Einfluss von verschiedenen Anbaumethoden (KW-Test, $p < 0,01$) und Kulturen (KW-Test, $p < 0,05$) auf Oberflächenabfluss und Bodenabtrag (Abb. 1). Der höchste Abtrag wurde auf Baumwollfeldern mit gefälleparallel angelegten Reihen gemessen. Weniger Erosion trat auf Flächen mit Yams, der auf Erdhügeln angepflanzt wurde, und beim Anbau von Mais in höhenlinienparallel verlaufenden Reihen auf. In der Savanne konnte im Verlauf der Regenzeiten ebenfalls Bodenerosion gemessen werden, jedoch in einem vergleichsweise geringen Ausmaß. Die Erosion auf Flächen mit hangparallelen Reihen war wie erwartet am höchsten, da diese einen schnellen Abfluss des Oberflächenwassers ermöglichten und so den Abtransport von Bodenpartikeln erleichterten. Weiterhin bedeckten Baumwollpflanzen die Bodenoberfläche im Verlauf der Vegetationsperiode in geringerem Umfang (max. 35 %) als Mais (max. 60 %) und Yams (max. 40%), so dass erosive Niederschläge größere Schäden anrichten konnten. Von landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden im Jahre 2002 durchschnittlich 40 t ha⁻¹ Boden abgetragen, d.h. deutlich mehr als von der extensiv pastoral genutzten Savanne (3,4 t ha⁻¹).

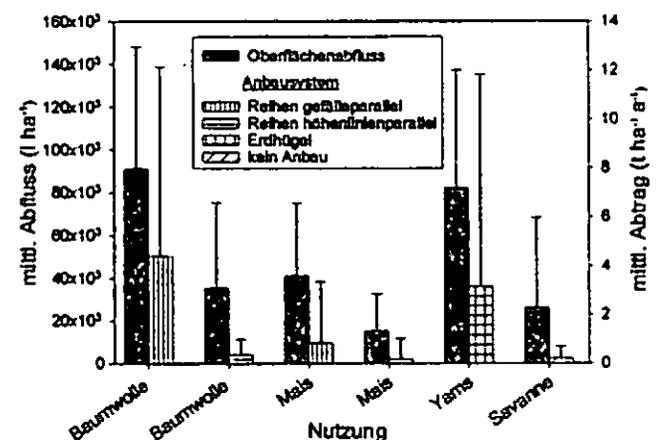


Abb. 1: Mittlerer Oberflächenabfluss und Bodenabtrag von Flächen unterschiedlicher Nutzung infolge ausgewählter erosiver Niederschlagsereignisse

On-site Schäden der Bodenerosion sind bereits auf den Ackerflächen feststellbar. Zum einen hat der langfristige kontinuierliche Bodenabtrag zur Abnahme der Bodenmächtigkeit, d.h. insbesondere der Mächtigkeit des sandigen Pediseditiments geführt.

* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nussallee 13, 53115 Bonn; junge@boden.uni-bonn.de

So beträgt die Mächtigkeit des Sediments in der Savanne durchschnittlich 33 cm (n = 9), während sie auf Feldern in der nahen Umgebung Doguès (n = 6) ca. 10 cm geringer ist. Auch weist die Anreicherung von Pedimentschutt auf der Bodenoberfläche von langjährig genutzten Standorten darauf hin, dass Material des sandigen Decksediments erodiert und Grobboden aus ursprünglich tiefer gelegenen Bodenbereichen freigelegt wurde.

Der kontinuierliche Abtrag von Bodenmaterial mit dem Oberflächenwasser führt neben dem Ernten und Abbrennen von Ernterrückständen ebenfalls zur chemischen Verarmung von landwirtschaftlich genutzten Flächen. Aus dem Vergleich ausgewählter bodenchemischer Kennwerte von Oberböden und erodierten Sedimenten derselben Standorte wird deutlich, dass letztere einen höheren Gehalt an Humus, Stickstoff und basischen Kationen aufweisen (Tab. 1).

Tab. 1: Vergleich bodenchemischer Parameter (Mittelwert ± Std.abw.) von Oberböden (n = 6) und erodierten Sedimenten (n = 46) derselben Standorte

Parameter	Oberboden	Sediment
C _{org} (%)	1,1 ± 0,3	2,9 ± 2,2
N (%)	0,1 ± 0,0	0,2 ± 0,2
Ca (cmol _c kg ⁻¹ B)	3,8 ± 1,0	4,2 ± 2,3
Mg (cmol _c kg ⁻¹ B)	0,2 ± 0,0	0,3 ± 0,2
K (cmol _c kg ⁻¹ B)	1,2 ± 0,1	2,0 ± 1,3

Auch die Gegenüberstellung von Savannen- und Ackerstandorten zeigt die signifikante Verarmung der Oberböden an organischer Substanz, Stickstoff, basischen Kationen und Phosphat. Die effektive Kationenaustauschkapazität, die Basensättigung und der pH-Wert nehmen ebenfalls infolge der ackerbaulichen Nutzung ab (ANOVA, p < 0,05, Tab. 2). Diese Form der Bodendegradierung langjährig genutzter Flächen wird von den ortsansässigen Bauern mit dem Ausdruck „Le Sol est fatigué!“ beschrieben.

Tab. 2: Vergleich bodenchemischer Parameter (Mittelwert ± Std.abw.) von Oberböden ausgewählter Savannen- (n = 15) und Ackerstandorte (n = 9)

Parameter	Savanne	Acker
Nutzung (Jahre)	0	ca. 150
C _{org} (%)	1,5 ± 0,5	1,2 ± 0,5
N (%)	0,08 ± 0,03	0,06 ± 0,02
Ca (cmol _c kg ⁻¹ B)	3,8 ± 1,4	3,0 ± 0,8
Mg (cmol _c kg ⁻¹ B)	1,7 ± 1,0	1,2 ± 0,4
K (cmol _c kg ⁻¹ B)	0,18 ± 0,06	0,16 ± 0,04
P (ppm)	9,6 ± 7,6	4,7 ± 2,6
KAKeff (cmol _c kg ⁻¹ B)	7,8 ± 2,3	5,8 ± 1,2
BS (%)	84,5 ± 12,0	71,8 ± 8,9
pH (CaCl ₂)	5,9 ± 0,1	5,7 ± 0,2

Die Berechnung der potentiellen Erosion nach der USLE und der Vergleich mit dem in ca. 100 km entfernt gelegenen Standort Alafiarou (VAN CAMPEN

1978) sind in Tab. 3 wiedergegeben. Die Erosivität der Niederschläge im Aguiama-Einzugsgebiet ist mit durchschnittlich 893 [N h⁻¹ a⁻¹] als hoch zu bewerten. Die Erodibilität der Savannen- und Ackerböden ist gering bis mäßig und entspricht der von ROOSE (1977) für Sols ferrugineux tropicaux lessivés ermittelten Erosionsanfälligkeit (K-Faktor 0,2 – 0,3 t h N⁻¹ ha⁻¹). Unterschiede liegen jedoch beim Topographie- und vor allem beim Bewirtschaftungsfaktor vor, so dass der ermittelte Bodenabtrag im Aguiama-Einzugsgebiet höher als am Vergleichsstandort ist.

Tab. 3: USLE-Faktoren zur Ermittlung des potentiellen Bodenabtrags

Faktor	Doguè	Alafiarou
R Erosivität [N h ⁻¹]	893	943
K Erodibilität [t h N ⁻¹ ha ⁻¹]	0,21 Savanne 0,29 Acker	0,2-0,3
LS Topographie	0,41	0,27
C Bedeckung, Bearbeitung	0,26	0,19
P Bodenschutz	0,5 - 1	1
A Bodenabtrag [t ha ⁻¹ a ⁻¹]	20 - 27	14 - 21

Auch der gemessene Bodenabtrag von ca. 40 t ha⁻¹ im Jahr 2002 ist bedeutend höher als der errechnete. Eine Ursache ist in der späten Aussaat der Kulturen zu sehen, was zur geringeren Bodenbedeckung und infolgedessen zum erhöhten Bodenabtrag zu Beginn der Vegetationsperiode geführt hat.

5. Schlussfolgerung

Die Ergebnisse der Erosionsmessungen lassen die Schlussfolgerung zu, dass Bodenabtrag durch die Wahl geeigneter Anbaumethoden, termingerechte Bodenbearbeitung und Aussaat reduziert werden kann.

Danksagung

Das Projekt IMPETUS wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), vom Ministerium für Wissenschaft und Forschung des Landes Nordrhein-Westfalen (MWF) und den Universitäten Köln und Bonn finanziell unterstützt.

Literatur

- FOLSTER, H. (1983): Bodenkunde Westafrika. Afrika-Kartenwerk. - Beih.W4: 101 S.; Berlin.
- ROOSE, E. (1977): Use of the Universal Soil Loss Equation to predict erosion in West - Africa. Soil Convers. Soc. Am., Spec. Pub. 21: 1270 - 1283.
- TROLL, C. & PAFFEN, K.-H. (1964): Karte der Jahreszeitenklimate der Erde. - Erdkunde 18: 5 - 28.
- VAN CAMPEN, W. (1978): Mesures d'érosion sur un sol ferrugineux tropical. Station Alafiarou, Parakou - Project d'Agro-Pédologie No. 185, 59 S.; Cotonou.
- VAN REEUWIJK, L.P. (1995): Procedures for Soil analysis. - 56 S.; Den Haag.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses. - USDA Agric. Handbook No. 537, 58 S.

Zeitliche Variabilität der Bodenerodierbarkeit durch Wind

Kirsten Kienzler¹ und Roger Funk²

Einleitung

Die Prozesse der Winderosion unterliegen auf einem Schlag einer hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität, welche durch verschiedene Bodenoberflächeneigenschaften wie die Oberflächenrauigkeit und die Korngrößenzusammensetzung des Bodenmaterials beeinflusst werden.

Daher war Ziel der Untersuchung, anhand eines erosionsgefährdeten Bodens die zeitliche Dynamik der Faktoren *Rauigkeit* und *Korngrößenzusammensetzung* der Bodenoberfläche zu untersuchen und ihren Einfluss auf die Erodierbarkeit, d.h. auf Transportmenge und Transportform, zu ermitteln.

Material und Methoden

Die Veränderungen der Erodierbarkeit hinsichtlich der Transportmenge wurden an einem sandigen Boden anhand von drei Abtragsereignissen im Windkanal (Funk, 2000) (siehe Abb.1) bei zwei verschiedenen Oberflächenrauigkeiten gemessen.

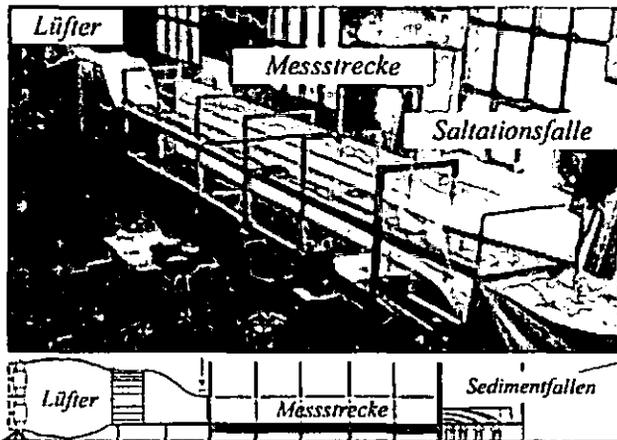


Abb.1: Windkanal des ZALF.

Die Korngrößenzusammensetzung wurde durch Trockensiebung und mit der Pipettmethode, der lichtelektrischen Extinktionsmessung (Schindler, 1993) und der Lasermessung (Paul, 1996) bestimmt. Da jedes Verfahren die

Kornfraktionen in unterschiedlich viele Klassen einteilte, wurden die Daten zu Vergleichszwecken zu acht Korngrößeklassen in Anlehnung an die Bodenkundliche Kartieranleitung (KA 4) (AG-Boden, 1996) zusammengefasst.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisse zeigten, dass die untersuchten Prozesse insgesamt einer hohen zeitlichen Dynamik unterlagen. Jede zeitliche Veränderung der Oberflächenbeschaffenheit hatte unmittelbaren Einfluss auf die Erodierbarkeit.

Transportmenge: In den drei aufeinander folgenden Erosionsereignissen wurde die Erosion von Bodenmaterial durch zunehmende Bodenstabilisierung gehemmt. Nur für das erste Erosionsereignis wirkte sich die unterschiedliche Oberflächenrauigkeit auf den Materialtransport aus (siehe Abb. 2). Bei ansonsten vergleichbaren Bedingungen wurde dabei die ausgeblasene Sedimentmenge durch Erhöhung der Rauigkeit um 1/3 verringert.

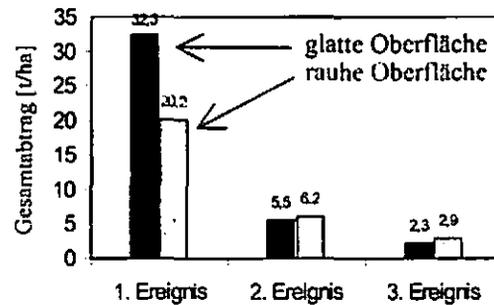


Abb.2: Veränderung des Bodenabtrags im Zuge von drei Erosionsereignissen bei glatter und rauher Oberflächenbeschaffenheit.

In > 10 cm Höhe über der Bodenoberfläche hatte die Beschaffenheit der Oberfläche keinen Einfluss auf den Abtrag mehr (siehe Abb. 3). Schon nach dem ersten Erosionsereignis waren Rauigkeit und Angebot an erodierbarem Material für die zwei Oberflächenrauigkeiten gleich.

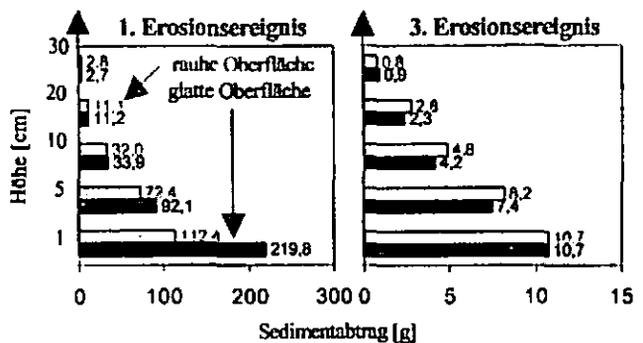


Abb.3: Sedimentabtrag in Abhängigkeit der Höhe und der Oberflächenrauigkeit für das 1. und 3. Erosionsereignis.

¹ Universität Bayreuth, LS Bodenkunde und Bodengeographie 95440 Bayreuth, e-mail: kirsten.kienzler@stud.uni-bayreuth.de

² Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, e-mail: funk@zalf.de

Die modellierten Rauigkeitselemente auf diesem Sandboden zerfielen schnell, so dass dies als Maßnahme für diesen Boden nur einen beschränkten Einfluss auf die Reduktion des Erosionspotenzials hat. Um die Erosionsgefährdung dieses Bodens auf diesem Wege dauerhaft zu senken, müsste die Rauigkeit durch regelmäßige Bodenbearbeitung aufrecht erhalten werden. *Transportform*: Die Erhöhung der Rauigkeit der Ausgangsoberfläche wirkte sich nur nach dem ersten Erosionsereignis auf die Korngrößenzusammensetzung des erodierten Materials aus. Je größer die Rauigkeit, desto kleiner war der mittlere Partikeldurchmesser (fS, ffS und U) des erodierten Materials nach dem ersten Abtragsereignis (Abb. 4). Mit jedem weiteren Erosionsereignis näherten sich die Korngrößenzusammensetzung der unterschiedlichen Versuche an.

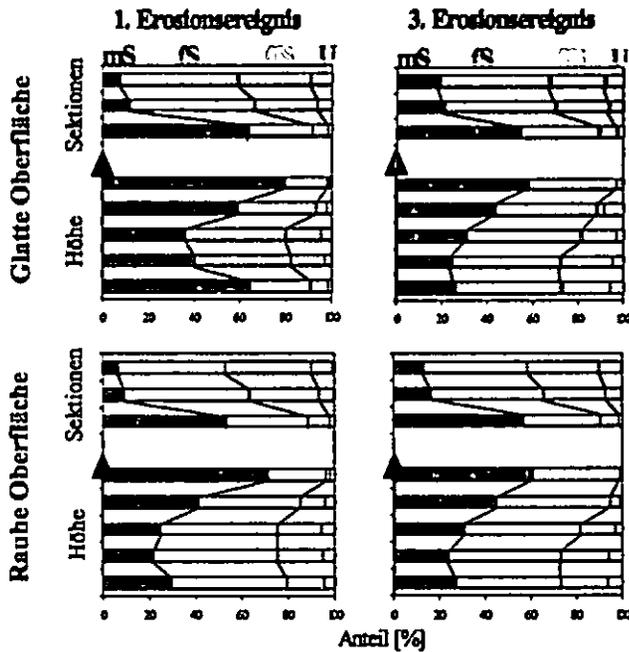


Abb.4: Veränderung der Korngrößenzusammensetzung mit der Höhe bei glatter und rauher Oberfläche für das 1. und 3. Erosionsereignis.

Für rauhere Oberflächen besteht die Gefahr höherer Staubverluste nach dem ersten Erosionsereignis.

Korngrößenzusammensetzung: Die standardmäßige Klassifizierung der Kornklassen nach der KA 4 erwies sich für Sandböden als zu grob (siehe Abb. 5), da sowohl die erodierbare als auch die nicht - erodierbare Fraktion in einer Kornklasse zusammengefasst werden (die Grenze liegt bei ca. 800 µm).

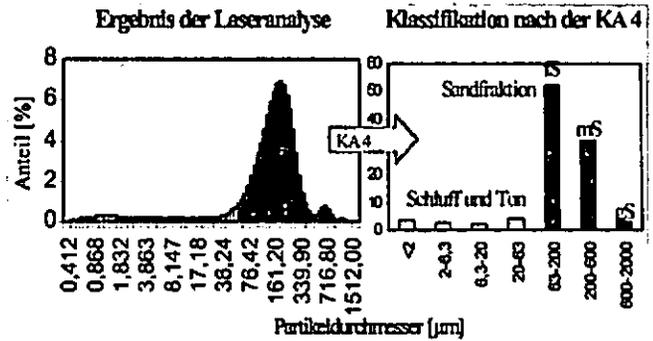


Abb.5: Ergebnisse der Korngrößenanalyse mit dem Laserverfahren und anschließende Einteilung in Kornklassen nach der KA 4.

Eine auf wenigen Klassen basierende Bestimmung des Erosionspotenzials einer sandigen Fläche unterschätzt somit die Erosionsgefährdung. Daher sollte für die Winderosion die Korngrößenklassifizierung erweitert werden (siehe Abb. 6).

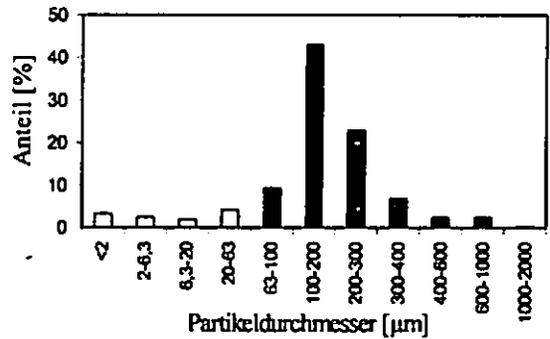


Abb.6: Vorschlag einer erweiterten Korngrößenklassifizierung für Sandböden.

Die erweiterte Klassifizierung bietet die Möglichkeit, das Erosionspotenzial von sandigen Ackerflächen besser zu bestimmen und sie als mögliche Quellflächen atmosphärischer Staubbelastung genauer auszuweisen.

Literatur

AG-Boden. (1996). Bodenkundliche Kartieranleitung 1994, berichtiger Nachdruck. 4.Aufl., Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter der Bundesrepublik Deutschland, Hannover. 392 S.

Funk, R. (2000). Vorstellung eines Windkanals für die Prozessforschung der Winderosion. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.*, 92:77-80.

Paul, R. (1996). Einsatz der Laser-Partikel-Messtechnik zur Rationalisierung der Korngrößenanalyse (Ergebnisse eines Methodenvergleiches). In: Konferenz forum part: Partikeltechnologie in der Bodenforschung, Firma Fritsche Laborgerätebau, Idar-Oberstein. pp. 1-22.[Online] Available by <http://www.fritsch.de/deutsch/deutsch.php?uid=3f211dd351b7e3ecc258ca3e8edc913cc81ae2b625074d0c&ulang=1>

Schindler, U. (1993). Entwicklung und Testung eines lichtelektrischen Korngrößenanalysegerätes und Einfluss der Dispergierung auf die Korngrößenanalyse. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.*, 72:227-230.

Spurenmetalle in den Waldböden des nordostdeutschen Tieflandes und ihre Ableitbarkeit aus der Bodenform

D. Kopp¹ und G. Böttcher²

1. Einleitung

Aus methodischer Sicht ist der Erkundungsstand über die Ausstattung der Böden des nordostdeutschen Tieflandes mit Spuren- oder Schwermetallen unbefriedigend. Die meisten Analysen stammen aus Proben der Ackerkrume oder der Humusdecke bei Waldböden, so dass man nicht zwischen natürlichem und menschgemachtem Anteil unterscheiden und somit die Einträge nicht bilanzieren kann. Die meisten Daten sind nicht auf Bodenprofile bis zu angemessener Tiefe beziehbar, und durch Masseprozent als Maßeinheit sind unterschiedlich profilierte Böden nicht miteinander vergleichbar. Bei solchem Vorgehen ist es kaum möglich, an Weiserböden gewonnen Befunde auf größere Flächen zu übertragen.

Der Methodenansatz, über den wir hier berichten, hat zum Ziel, die genannten Nachteile zu überwinden und die Spurenmetallausstattung streng gefasster Stamm-Bodenformen zu erkunden und trennbar davon die Ausstattung des technogen leicht beeinflussbaren Oberbodens.

Dazu wurden aus 73 Bodenaufnahmepunkten, die innerhalb einer Studie zur Bodenzustandsentwicklung in den bewaldeten Naturräumen Mecklenburg-Vorpommerns u.a. auf den Spurenmetallstatus untersucht wurden, 11 Weiserböden zur vertieften Untersuchung ausgewählt. Sie wurden im Labor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie in Güstrow bis 160 cm Tiefe horizontal- bzw. schichtenweise auf Spurenmetalle als Gesamtgehalt untersucht und zugleich auf begleitende geo- und pedogene Definitionsmerkmale der Bodenformen, die als Ableitmerkmale für Spurenmetalle in Frage kommen.

An Spurenmetallen wurden 20 untersucht, die sich nach ihrer Stellung im Periodensystem der Elemente wie folgt gruppieren lassen:

- Alkali- und Erdalkalimetalle
 - Zn Zink
 - *Ga Gallium
 - Rb - Rubidium Y Yttrium
 - Sr - Strontium Zr Zirkon
 - Ba - Barium Nb Niob
- Übergangsmetalle
 - Cd Cadmium
 - *Sc Scandium - Lanthanoide, Actinoide
 - V Vanadium *La Lanthan
 - Cr Chrom *Ce Cer
 - Co Cobalt *U Uran
 - Ni Nickel *Th Thorium
 - *Cu Kupfer - Pb Blei

Die mit einem Sternchen versehenen 7 Elemente hatten zu mehr als 80 % Werte unter der Nachweisgrenze, so dass an den 11 Weiserböden noch keine Aussage zu gewinnen war. Somit blieben 13 Spurenmetalle für die weitere Auswertung.

Zur Anbindung an laboranalytische Merkmale der Stamm-Bodenform dient das übliche Analysenspektrum der forstlichen Standortserkundung aus der Untersuchung zur Bodenzustandsentwicklung (siehe Abschnitt 2.2 bei Kopp u. Autorengem. 1996). Davon wurden herangezogen: Ct und Austauschkapazität als S+H sowie pH_{KCl}. Statt der bisher üblichen Bestimmung des Gesamtgehaltes an K, Mg, Ca und P im HF-Aufschluß wurde im Labor des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, der Gesamtgehalt an 10 Makroelementen bestimmt und zwar in der Ausdrucksform als Oxid: K₂O, MgO, CaO, Na₂O, TiO₂, Fe₂O₃, Al₂O₃, MnO, P₂O₅ und SiO₂. Davon sind besonders K₂O, MgO und CaO bestimmend für die Anbindung an die Bodenform.

Die Analysenverfahren sind im Originalbericht nachgewiesen, der sich im Druck befindet (Kopp und Böttcher 2003).

2. Spurenmetallausstattung der Weiserböden in Abhängigkeit von ihren Stammeigenschaften

Unter Stammeigenschaften verstehen wir - beim Boden und beim Naturraum als Ganzem - die menschlich schwer beeinflussbaren,

¹ Dömitzer Str. 20, 19303 Tewswoos

² Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Güstrow

vorwiegend geogenen Eigenschaften. Die Erkundung der Stammeigenschaften ist somit auf die naturgegebenen Unterschiede in der Spurenmetallausstattung unserer Böden gerichtet. Erst im Abschnitt 3 wird nach den anthropogenen Abweichungen gefragt.

2.1 Spurenmetall- und Makroelementausstattung aus Vorratsvergleich

Wie eingangs betont, lassen sich Böden unterschiedlicher Profilgliederung vergleichbar auf quantifizierbare Merkmale nur über Vorratswerte für festgelegte Blocktiefen kennzeichnen. Das gilt auch für die Spurenmetalle und die als Ableitbasis dienenden Makroelemente. Als Blocktiefen wählen wir 0...160 cm ab Mineralbodenoberfläche und zusätzlich, um auch Böden mit nahem Grundwasser einbeziehen zu können, die Blocktiefe 0...120 cm.

Aus Tabelle 1 ergeben sich für die 11 Weiserböden die Vorratskorrelationen zwischen 12 auswertbaren Spurenmetallen und den als Leitmerkmal dienenden Makroelementen. Von den Makroelementen sind K₂O, MgO, CaO und P₂O₅ die wichtigsten, weil sie - als lithochemische KMgCaP-Serie - zu den Definitionsmerkmalen der anhydromorphen und semihydromorphen Bodenformen gehören und somit für Spurenmetalle mit gesicherter Korrelation als Leitmerkmale die Ableitbarkeit aus der Bodenform (genau: Stamm-Bodenform) versprechen.

Nach Tabelle 1 korrelieren bis auf Zirkon (Zr) alle anderen 11 Spurenmetalle in beiden Bodentiefen mit mehreren der genannten Makroelemente. Das gilt auch, wenn man diese Aussage auf die zur Definition der Bodenformen dienenden richtet: auf K₂O, MgO, CaO und P₂O₅. Mit abnehmender Rangfolge sind mit den Makroelementen im Block bis 160 cm korreliert: Rb, Ba und Cd, Sr, Nb, Y, Zn, Co und Cr, Pb, und V. Im Block 0...120 cm ist die Rangfolge ähnlich; die Anzahl gut gesicherter und gesicherter Korrelationen ist etwas geringer.

Betrachtet man Tabelle 1 von den zur Ableitung in Frage kommenden Makroelementen her, so erweisen sie sich aussagefähig für die Bodentiefe 0...160 cm in der Rangfolge: Al₂O₃, MgO, P₂O₅, Fe₂O₃ und K₂O, Na₂O, CaO, MnO und TiO₂. In der Bodentiefe 0...120 cm ist die Rangfolge ähnlich, die Anzahl gut gesicherter und gesicherter Korrelationen aber geringer.

Die in Tabelle 1 aufgeführten Korrelationen werden für beide Blocktiefen in der internen Datei - *Diagramme zu Vorratskorrelationen zwischen Spurenmetallen und Leitmerkmalen der Stamm-Bodenform* veranschaulicht und mit Funktionsdaten nachgewiesen. In die Blocktiefe bis 120 cm gehen alle Weiserböden ein, in jener bis 160 cm entfallen die Bodenformen mit flurnahem Grundwasser, weil sie nicht so tief aufgeschlossen sind.

Mit der Ableitung des Spurenmetallvorrates aus dem Vorrat an K₂O, MgO, CaO und P₂O₅ bei den anhydromorphen und semihydromorphen Feinbodenformen werden etwa 80 % der Tieflandsfläche erfasst. Für die stärker hydromorphen Böden ist eine Ableitung aus der Bodenform nur mit Einschränkung möglich.

2.2 Spurenmetall- und Makroelementausstattung aus Vergleich an Lagenproben

Zur Absicherung der Vorratskorrelationen wurden die Korrelationen der Masseprozent zwischen den gleichen Spurenmetallen und Makrochorenelementen an allen humusarmen Mineralbodenproben berechnet. Allgemein liegen die Bestimmtheitsmaße niedriger als bei den Vorratskorrelationen. Trotzdem werden die Vorratskorrelationen bestätigt und auch die fehlende Korrelation beim Zr.

2.3 Tiefenverteilung der Spurenmetalle im Vergleich mit tiefendifferenzierten Leitmerkmalen

Aus Vergleich von Tiefenkurven der 10 Makroelemente mit den Tiefenkurven der Spurenmetalle sind folgende Ableitungen möglich: aus der Tiefenkurve von für die Tiefenkurve von.....

- aus K₂O für Ba,Rb
- aus MgO für Ba, Y, Sr, Rb sowie Nb und V
- von P₂O₅ zu sowie Pb, Cd
- aus Fe₂O₃ V, Nb,Rb,Y,Ba,Sr,Zn sowie Co,Cr
- aus Al₂O₃ Rb, Y, Ba, Nb, Sr, V, Zn, Co
- aus Cl Pb sowie Zn, Cd
- aus S+H Pb, Zn, Cd
- aus pH Sr

3. Spurenmetallausstattung der Weiserböden in Abhängigkeit von ihren Zustandseigenschaften

Wie bei den Eigenschaften der Bodenform allgemein soll auch bei den Spurenmetallen der wandelbare Anteil als Zustandseigenschaft erfasst werden. Die Leitmerkmale der Bodenform für diesen Zustandsanteil müssen Eigenschaften der Humusform sein, vor allem der Analysenbefund aus der Humusaufgabe, zusätzlich der Befund aus dem oberen Teil des A-Horizontes. Dabei kommt es darauf an, den technogenen Anteil von dem nicht aus Fremdstoffeinfluss stammenden Anteil zu trennen. Eine solche Trennung kann derzeit nur vorsichtig versucht werden.

Wie zuvor bei der Ableitung der Spurenmetalle aus der Stamm-Bodenform beginnt auch hier die Ableitung aus der Humusform mit dem Vorratsvergleich und setzt sich dann durch Vergleich in Masseprozenten fort. Allgemein ist die Ableitung der Spurenmetalle aus der Humusform unsicherer als zuvor aus der Stamm-Bodenform. Bei 7 der 11 Weiserböden besteht Kontenninationsverdacht durch technogenen Eintrag. Näheres dazu bei Kopp und Böttcher 2003.

4. Zur verallgemeinernden Kennzeichnung der Bodenformen nach der Spurenmetallausstattung

Die zuvor an 11 Weiserböden dargelegte Suche nach Zusammenhängen zwischen Spurenmetallausstattung und Merkmalen der Bodenform sollen nun - über die Weiserböden hinaus - für eine Auswahl von verbreiteten Bodenformen verallgemeinert werden. Einer solchen Verallgemeinerung liegen Merkmalsspiegel für Standortformen zu Grunde, in denen auch die Merkmale der Bodenform enthalten sind. Ein Beispiel solcher Merkmalsspiegel mit dem Auszug für die Bodenform wird bei Kopp und Böttcher 2003 gezeigt.

Derartige Ableitungen aus Merkmalsspiegeln führen zu einer Übersicht über die Spurenmetallausstattung des Bodenformenspektrums als Stammeigenschaft. Diese Ausstattung ist ein anspruchsvoller Hintergrundwert. Tabelle 2 zeigt den Versuch einer solchen Kennzeichnung an einer Auswahl anhydromorpher Böden des nordost-deutschen Tieflandes, die den 11 Weiserböden dieser Studie nahe stehen. Ihre Spanne reicht von Bodenformen der Nährkraftstufe R-

Reich bis zu Formen der Nährkraftstufe A-Arm. Entsprechend weit ist auch die Wertespanne aller 11 Spurenmetalle. Auf derartige Tabellen wäre künftig jeder Untersuchungsbe-fund zu beziehen mit der Aussage, welcher Vorratsanteil Stammeigenschaft ist und welcher Anteil anthropogen veränderter Zustand.

5. Ausblick

Ziel der weiteren Arbeit muss es sein, für das Bodenformen-spektrum des nordostdeutschen Tieflandes flächendeckend die Ausstattung mit Spurenmetallen als Vorrat zu erkunden. Dabei sind drei Aussageebenen anzustreben:

- die Ausstattung der Stamm-Bodenformen mit Spurenmetallen als Stammeigenschaft
- die durch Humusformenunterschiede auf gleicher Stamm-Bodenform bedingten Abweichungen unter eintragsarmen Verhältnissen
- die technogenen Abweichungen von der Kombination aus Stamm- und Zustands-Bodenform.

Die Spurenmetallausstattung der beiden erstgenannten Ebenen läßt sich - wie in diesem Bericht als ein erster Versuch - aus Gesetzmäßigkeiten in den Zusammenhängen zwischen den Definitionsmerkmalen der Bodenform und der Spurenmetallausstattung an einem begrenzten Netz von Weiserböden ableiten. Die dritte Ebene kann nur aus Laboranalysen an einem nicht zu weitmaschigen Probenahmernetz gewonnen werden, möglichst unterstützt durch Emissionsmodelle für Emitenten von Spurenmetallen. Erkundungsergebnisse der dritten Ebene können aber nur befriedigend interpretiert werden, wenn sie auf die Ausstattung aus den beiden erstgenannten Ebenen beziehbar sind.

Die Ausstattung der Stamm-Bodenform mit Spurenmetallen gilt auch für Ackerböden, sofern Überformungen durch Ab- und Auftrag als besondere Bodenformen berücksichtigt werden. Wir haben vor, diese Untersuchung unter Einbeziehung der nach gleicher Analytik untersuchten Dauerbeobachtungsflächen des mecklenburg-vorpommerschen Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie gemeinsam mit den Bearbeitern fortzusetzen.

Mit der hier vorgestellten Methode eröffnet sich die Möglichkeit, mit den Spurenmetallen als Stammeigenschaft die Verbreitung echter Hintergrundwerte zu bestimmen.

Hinweis: Eine ausführliche Fassung mit Literaturnachweis ist unter gleichem Titel im Druck in Heft 3/03 des Archivs für Naturschutz und Landschaftsforschung. Verlag Dr. Kessel, Remagen

Tabelle 1. Vorratskorrelationen zwischen Spurenmetallen und Makroelementen Vorratskorrelationen bis 160 cm

	Rb	Sr	Ba	V	Cr	Co	Zn	Y	Zr	Nb	Cd	Pb
K ₂ O	0,985	0,858	0,990	0,676	0,768	0,710	0,746	0,812	0,036	0,868	0,826	0,774
MgO	0,947	0,929	0,914	0,709	0,883	0,905	0,896	0,919	0,032	0,844	0,932	0,832
CaO	0,928	0,950	0,971	0,622	0,574	0,539	0,550	0,779	0,128	0,996	0,903	0,549
Na ₂ O	0,816	0,905	0,811	0,562	0,690	0,790	0,919	0,736	0,004	0,417	0,877	0,910
Fe ₂ O ₃	0,953	0,907	0,940	0,767	0,847	0,889	0,922	0,946	0,066	0,859	0,904	0,872
Al ₂ O ₃	0,989	0,910	0,972	0,704	0,864	0,822	0,868	0,914	0,037	0,881	0,889	0,859
MnO	0,690	0,703	0,659	0,566	0,672	0,732	0,940	0,770	0,042	0,370	0,703	0,789
P ₂ O ₅	0,822	0,880	0,800	0,735	0,810	0,907	0,843	0,843	0,060	0,671	0,911	0,708
TiO ₂	0,717	0,592	0,784	0,974	0,615	0,734	0,592	0,740	0,424	0,969	0,615	0,584

Tabelle 2. Spurenmetallausstattung einer Auswahl anhydromorpher Bodenformen als Ableitung aus der Bodenform

Stamm-Bodenform (Auswahl)	Humus-					Ausstattung mit Spurenmetallen als Vorrat in kg/ha (Auswahl)												
	Form ¹					Rb		Sr		Cr		Zn		Cd		Pb		
	Hauptform	Feinform	Lo-	K	Ka-	Kör-	Nähr-	bis	bis	bis	bis	bis	bis	bis	bis	Bis		
	Form	kal-	Mg	rb-	nun-	kraft-	160	120	160	120	160	120	160	120	160	120		
	na-	Ca-	tie-	ng	stufe													
	me	fe																
Lehm-Fahlerde	Dg	I	fl		R'''	Mu...Mo	1580	1190	2810	1850	560	460	970	730	3,5	2,4	310	240
						RM							+3	+3	+0,1	+0,1	+4	+4
Sand-Braunerde	Ft	I	m	t	M''''	Mo	780	590	1200	890	170	160	460	340	0,8	0,7	200	160
						RM,Ro							+3	+3	+0,1	+0,1	+4	+4

Using of Magnetic Susceptibility as an Ecological Tracer for Preventive and Sanitative Actions in Soil Protection

T. Magiera and Z. Strzyszc

Introduction

Many different indicators are using for preventive and sanitative actions in soil protection (heavy metals, organic matter, factors influenced acidification, nutrients and PAH's content) (Gunreben 2001). Determination of all these parameters in chemical laboratory is expensive and time consuming. In the field condition it is almost impossible and only proxy data can be obtained. It is important to find the possibility of field assessment for some critical parameters that are crucial for ecological site assessment (e.g. heavy metals and PAH's). In Poland, the studies on topsoil magnetic susceptibility are carried out since 1988. The enhanced topsoil susceptibility is a result of dust-fall produced and emitted by different branches of industry and so-called "low emission" being an effect of coal burning for heating purposes. Industrial and urban dusts contain ferrimagnetic minerals (magnetite, maghemite, and large scope of intermediate phases).

Ferrimagnetic phase of industrial dusts is connected with heavy metals (Hullet et al. 1980, Strzyszc 1993, Strzyszc et al. 1996). Correlation between magnetic susceptibility and heavy metal content in industrial dusts as well as correlation between topsoil magnetic susceptibility and total dust-fall and Zn or Pb content in dust is significantly high (Strzyszc & Magiera 1998). The highest correlation values were observed in areas with high annual dust-fall over 200 g/m², but also in some cases in areas with lower annual dust-fall 30 - 100 g/m² such relationship occurred (Strzyszc & Bednarek 2003).

Materials and Methods

Over 100 samples of metallurgical and cement dusts (from different technological processes) as well as fly ashes after hard and brown coal combustion collected in area of former Katowice and Opole Province were examined (Strzyszc 1995). Initially the low frequency magnetic susceptibility was measured using the MS2B "Bartington" magnetic sensor. Heavy metal content was determined after extraction in aqua regia using AAS methodology. Later, topsoil samples collected from forests of the same area were treated in HNO₃ according to the same procedure (VSB0 1987). The obtained data were analyzed using Pearson

correlation to calculate the correlation coefficient between magnetic susceptibility and heavy metal content in both dusts and soils.

Results

Magnetic susceptibility (χ) is different in dependently of a kind of industrial dusts (Tab. 1), being the result of wide range of magnetic mineral content in raw materials and additives used in technological processes and the high diversity of processes themselves. The lowest correlation is observed between χ and heavy metal content in cement dust. The main sources of magnetic minerals in cement dust are additives used to improve some technological parameters of final product. It could be fly ashes, metallurgical wastes or clays with different content of heavy metals. The Zn content in fly ashes after hard coal combustion during the cement production is between 70 and 3110 mg/kg, and Pb content between 30 and 870 mg/kg (Strzyszc & Magiera 1998). On the basis of χ values and immission parameters from former Katowice Province the correlation coefficient between the two parameters was calculated (Tab. 2). Considerable low correlation between χ and Fe content is due to different contribution of ferro- and ferrimagnetic minerals in total Fe content. The paramagnetic or antiferromagnetic minerals as hematite ($60 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$) and goethite ($70 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$) exhibit considerable lower χ value than magnetite ($50\,000 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$) or maghaemite ($40\,000 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$). In some dust samples even α -Fe with extremely high χ ($20\,000\,000 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$) was noticed.

In topsoil the measured χ and heavy metal content are related to total dust-fall (Tab. 3). The χ value $> 30 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ can indicate that the content of at least one heavy metal can be above of threshold value established by VSB0. Most frequently it is lead. It will be supposed that for χ below $30 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ the thread of heavy metal contamination is low and accurate chemical analysis are not necessary. In case of χ between 30 and $50 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ there is the medium thread and chemical analysis for some common heavy metals (Zn, Pb, Cd) content are recommended. In case of $\chi > 50 \times 10^{-8} \text{ m}^3/\text{kg}$ detailed geochemical study should be obligatory.

The results were confirmed during soil study in Toruń area, where the average annual dust-fall in winter season of 1987/88 was between 16 and 50 g/m² and actually is 13 - 30 g/m² (Strzyszc & Bednarek 2003).

Taking into consideration the fact that measurement of magnetic susceptibility can be provided directly in the field and is fully connected with modern GPS system the method can be apply to fast determination of areas with potential thread of

heavy metal contamination. Current study concerns relationship between χ and heavy PAHs concentration. In case of positive correlation between these two parameters also the fast assessment of PAH's content in topsoil could be possible.

Such fast proxy method is a very important tool for local administration and potential investors for the land use planning and management, especially in industrial or post-industrial areas. This parameter together with accurate GPS system can be also used as an indicator for soil monitoring system.

Conclusions

Magnetic susceptibility as an easy detectable geophysical parameter is the most promising field indicator of heavy metal thread in ecological study of soils influenced by anthropogenic dust pollution. Field magnetometry is actually the most economically efficient proxy method for ecological site assessment.

References

Gunreben M., (2001). Vorsorgeorientierte Bodenqualitätsziele. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 96, 725-726.

Hulett L. D., Weinberger A., J., Northcutt K., J., Ferguson M., (1980). Chemical species in fly ash from coal-burning power plant., Science, 210, 1356-1358

Strzyszczyk Z.: (1993) Magnetic susceptibility of soils in the areas influenced by industrial emission. Soil Monitoring, Ed. Schulin R., Desaulles A., Birkhauser Verlag Basel, p. 155-269.

Strzyszczyk Z., (1995) Gehalt an Ferromagnetika in der von der Immission der Zementindustrie in der Wojewodschaft Opole beeinflussten Boden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 76, 1477-1480.

Strzyszczyk Z., Magiera T.: (1998) Heavy Metal Contamination and Magnetic Susceptibility in Soils of Southern Poland. Physics and Chemistry of the Earth, Vol. 23, No 9-10, ss 1127-1131.

Strzyszczyk Z., Bednarek R.: (2003) Magnetic susceptibility and heavy metal content in upper horizons of forest soil in areas with low pollution influx. (in press).

VSBo: Verwendung über Schadstoffe in Böden. - Bundesamt für Umweltschutz, Bern, 1987.

Tab.1. Correlation coefficients between specific magnetic susceptibility (χ) and heavy metal content in dusts.

	Metallurgical dust	Fly ash	Cement dust
n	9	35	13
Fe	0.842	0.990	0.978
Mn	0.812	0.975	0.741
Zn	0.998	0.820	0.265
Pb	0.968	0.710	0.519
Cd	-	0.490	0.653
Ni	0.911	0.213	0.261
Cu	-	0.040	0.221
χ	21 - 45816	508 - 3605	9 - 1620
χ_{mean}	13776	1526	363

Tab.2. Correlation coefficients (r) between specific magnetic susceptibility (χ) and some immissions parameters in former Katowice Province.

	Immision (t/a)					
	dust fall	suspended dust	Fe fall	Zn fall	Pb fall	Cd fall
r	0.677	0.656	0.440	0.590	0.600	0.540

Tab. 3. Correlation coefficients between magnetic susceptibility (χ) and Zn and Pb content in relation to increasing magnetic susceptibility and dust fall.

χ ($\times 10^{-4} \text{ m}^3/\text{kg}$)	Dust fall ($\text{g}/\text{m}^2/\text{a}$)	Correlation χ - Zn	Correlation χ - Pb
23	4	0.195	0.147
44	50	0.226	0.794
116	227	0.992	0.980
203	352	0.993	0.981
457	457	0.985	0.977

Konzeption und Einsatz eines portablen Windtunnels zur Erfassung des Staubemissionspotentials von Oberflächen im Sahelgebiet.

Maurer, T.¹; Herrmann, L.; Gaiser, T.; Mounkaila, M.; Stahr, K.

Einleitung

Windtunnel sind unverzichtbare Werkzeuge in der Winderosionsforschung. Die meisten Datensätze die bestehenden Winderosionsmodellen zugrunde liegen wurden unter kontrollierten Bedingungen in Windkanälen gewonnen. Dabei kamen meist stationäre Windkanäle zum Einsatz. Um natürliche Oberflächen unter kontrollierten Bedingungen zu untersuchen werden kleinere, mobile Windtunnel eingesetzt.

Im Rahmen des Deutschen Klimaforschungsprojekts DEKLIM wurde von der KLIMEX-Arbeitsgruppe am Institut für Bodenkunde und Standortslehre der Universität Hohenheim ein mobiler Windtunnel gebaut. Entwicklung und Aufbau werden im Folgenden beschrieben.

Aerodynamische Anforderungen und technische Grenzen

Ein Windtunnel zur Prozessforschung in der Winderosion muss spezifischen aerodynamischen und physikalischen Mindestanforderungen genügen. Wichtigster Aspekt ist die Schaffung einer natürlichen bodennahen Grenzschicht (boundary layer), innerhalb derer ein vertikaler Austausch von Impulsen und Partikeln möglich ist. Ein weiterer wichtiger Gesichtspunkt ist der Ausschluss von unerwünschten Turbulenzen (außerhalb der Grenzschicht). Solche Turbulenzen entstehen v.a. durch Verwirbelungen der Rotorblätter des winderzeugenden Gebläses. Durch Umkehrung der Windrichtung (ansaugender Windkanal) oder durch Vorschaltung eines Diffusors bzw. Gleichrichters können diese Turbulenzen aber weitgehend ausgeschlossen werden.

Um eine naturnahe Ausprägung der Saltation (die die Emission suspendierter Staubpartikel initiiert) zu gewährleisten, sind weitere Faktoren zu berücksichtigen. Dabei spielt als physikalische Größe die Froude-Zahl $F=U^2/gH$

eine wichtige Rolle. Wie bereits Owen & Gilette (1985) nachgewiesen haben, spielen bei $F < 20$ die begrenzenden Effekte der Kanalhöhe keine Rolle mehr wodurch eine weitgehend konstante Ausprägung der Schubspannungsgeschwindigkeit (friction velocity) u. gewährleistet ist. Schließlich ist die Ausbildung eines energetischen Gleichgewichtszustands innerhalb der bodennahen Schicht der saltierenden Partikel von Bedeutung. Da sich dieses Gleichgewicht erst nach einer gewissen Vorlaufstrecke einstellt (deren Länge je nach Autor zwischen 10 und 15m liegt) ist die Kanallänge ein Kriterium bei der Konzeption von Windtunneln.

Die Simulation von großräumigen Turbulenzen (Böen), die einen nicht unwesentlichen Beitrag zur Winderosion leisten, ist bisher technisch nicht machbar. Weitere limitierende Faktoren – insbesondere bei der Planung von portablen Windtunneln – sind die Leistungsfähigkeit der in Frage kommenden Gebläse und Ventilatoren die Dimension und das Gewicht des Windtunnels.

Spezifische Anforderungen des Projekts

Neben den allgemeingültigen physikalischen Anforderungen fließen auch spezifische Fragestellungen mit in die Planung ein. Im vorliegenden Fall sollen die Staubemissionspotentiale verschiedener Oberflächen gemessen werden. Dazu ist eine höhenaufgelöste Probenahme der in Suspension gebrachten Partikel geplant. Gleichzeitig soll ein dynamisches Windprofil mitgemessen werden. Ferner sind bei jeder Oberfläche die wichtigsten relevanten Parameter wie z.B. Grenzgeschwindigkeit u_t und Rauigkeitslänge z_0 zu ermitteln. Das Saltationsverhalten soll ebenfalls untersucht werden. Gegebenenfalls sollen auf bestimmten Oberflächen zusätzliche saltierende Partikel in den Kanal eingebracht werden können. Aus unter isokinetischen Bedingungen gewonnenen Filterproben sollen außerdem Mineralogie und Formfaktoren der emittierten Staubpartikel bestimmt werden. Diese Werte spielen eine bedeutende Rolle bei der Klimawirksamkeit von Krustenaerosolen.

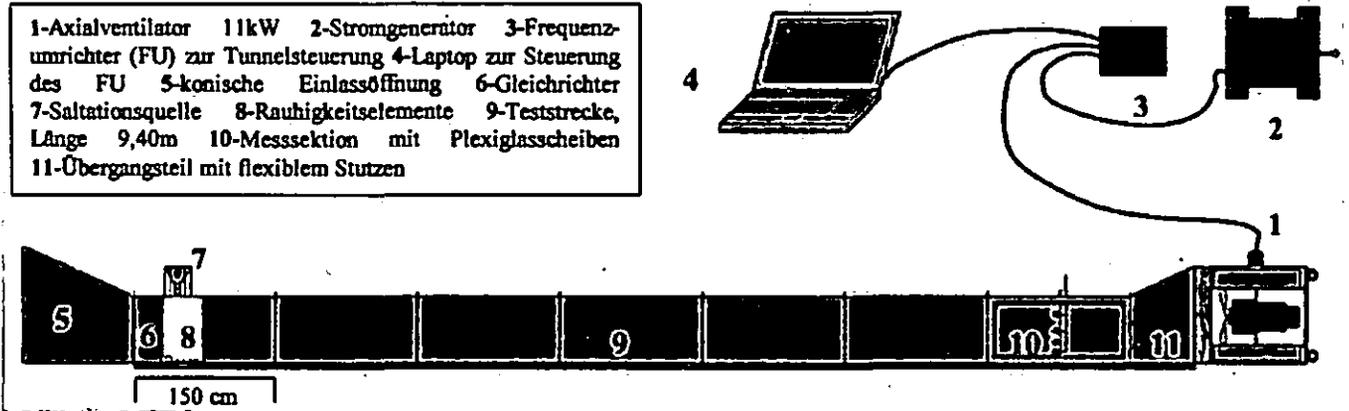


Abbildung 1: Schematische Seitenansicht des Windkanals mit Antrieb und Steuerungselementen. Der erzeugte Luftstrom fließt von links nach rechts.

Aufbau des Kanals

Der Windkanal besteht aus verschraubbaren Elementen aus Aluminiumblech. Die Höhe beträgt 70cm, die Breite 60cm. Die Länge der Teststrecke beläuft sich auf 940cm. Der Luftstrom im Kanal wird durch einen Axialventilator mit 11kW Leistung durch Ansaugen erzeugt. Damit können innerhalb des Kanals stufenlos Geschwindigkeiten von bis zu 16ms^{-1} erreicht werden. Der Luftstrom wird durch eine konische Ansaugöffnung komprimiert und durch einen Gleichrichter geleitet. Durch entsprechende Abdeckung der Röhren im Gleichrichter und den Einbau von Rauigkeitselementen kann ein natürliches logarithmisches Windprofil vormodelliert werden. Die Instrumente und Probenahmegeräte befinden sich am Ende der Teststrecke in einem mit Plexiglasscheiben ausgestatteten Tunnelsegment.

Messinstrumente und Sampler

Für die höhenaufgelöste Probenahme werden MWAC-Catcher verwendet, die in einem quasi logarithmischen Vertikalprofil angeordnet sind. Die Windprofilmessung erfolgt über Staudruckrohre, die die Differenz aus Strömungsdruck und statischem Druck an Differenzdrucksonden weiterleiten. Diese übersetzen das physikalische Signal in eine Ausgangsspannung, die über einen Datenlogger an einen Laptopcomputer ausgegeben wird. Die korrekte Funktion der Staudruckrohre und Messsonden wurde mit einem Hitzdrahtanemometer überprüft. Mit einem bodennah angebrachten Saltiphon wird die Flusssichte der saltierenden Partikel bestimmt. Akustische Signale werden dabei in elektrische Impulse umgewandelt und über einen Datenlogger an den Computer

weitergeleitet. Die isokinetische Probenahme wird mit einem Filterhalter und einer daran angeschlossenen Vakuumpumpe realisiert.

Einsatz im Gelände

Der für die unmittelbare Zukunft geplante Geländeeinsatz des Windtunnels wird auf einem ausgedehnten Transekt in der Republik Niger stattfinden. Die Auswahl der zu beprobenden Flächen erfolgt über preliminär klassifizierte Landsat 5-Szenen und vor Ort anhand von Dominanz und Reliefparametern.

Ausblick

Die gewonnenen Punktdaten werden zunächst regionalisiert und mit anderen Datensätzen wie z.B. dem NDVI verschnitten. So können z.B. durch Kenntnis der Vegetationsdynamik realistische Zukunftsszenarien hinsichtlich der Intensität der Staubemissionen im Sahelraum erstellt werden. Innerhalb des DEKLIM-Projekts ermöglichen die empirisch gewonnenen Werte eine Validierung von Staubemissionsmodellen auf regionaler Ebene. Dies wird in Zusammenarbeit mit dem MPI für Geophysik in Jena stattfinden. Daneben werden die Erkenntnisse der mineralogisch-physikalischen Eigenschaften der direkt an den Quellen gewonnenen Staubpartikel eine Bewertung ihrer Klimawirksamkeit zulassen. Diese Daten werden zusammen mit dem Staubemissionsmodell mittelfristig zur Verbesserung globaler Klimamodelle beitragen.

Literatur

OWEN, P.G.; GILLETTE, D. (1985): Wind tunnel constraint on saltation. Proc. of the International Workshop the Physics of Blown Sand. University Aarhus, vol. 2, 253-269.

Nachhaltige Landnutzung im Weißenstädter Becken - woher kommt der Phosphor?

M.Mertens¹, C.Hartmann² und B.Huwe¹

1 Einleitung

Durch überhöhte Phosphor-Einträge verursachte Algenblüten sind einer der Hauptgründe für Badeverbote an Freizeitseen in Mitteleuropa. Bei Unterschreitung der 1 Meter-Mindestsichttiefe (EU-Badegewässer-Richtlinie) ist von einem erhöhten Risiko der Ausscheidung gesundheitsschädlicher Mycotoxine durch Blaualgen auszugehen.

Sanierungsmaßnahmen an Badegewässern können nur dann zielgerichtet erfolgen, wenn die ursächliche und die räumliche Verteilung der Phosphor-Belastungen bekannt ist.

2 Untersuchungsgebiet, Ausgangslage

Der 50 ha große Weißenstädter See ist ein typischer eutropher Flachsee mit ganzjähriger Vollzirkulation. Bei einer Wassertiefe von maximal 3 m erwärmt sich das Wasser im Sommer rasch. 1976 wurde der von der Eger gespeiste See an der Stelle eines mittelalterlichen Karpfenteichs angestaut. Der Weißenstädter See liegt im Fichtelgebirge in Nordost-Bayern auf 613 m ü. NN und hat ein Einzugsgebiet von 30 km². 2/3 des Einzugsgebiets sind Fichtenforst, nur 11% Ackerland, der Rest Grünland. Insgesamt 190 Fischteiche entwässern in den See. Ausgangsgestein im Gebiet ist basenarmer Granit, der bis zu 30 m tief verwittert ist. Die Waldböden sind durch hohe SO₂ und NO_x Einträge stark versauert (pH-Werte z.T. < 3). Nach Algenblüte und Fischsterben 1991 wurde der See zum ersten Mal komplett abgefischt. In den 90er Jahren erfolgte der Anschluss aller Ortsteile im Einzugsgebiet an die zentrale Ringkanalisation. Dadurch wurden die punktuellen P-Einträge auf ein Minimum abgesenkt. Trotz dieser Maßnahmen sind die P-Konzentrationen mit durchschnittlich 50 µg P/l immer noch zu hoch.

3 Messprogramm

Nach Auswertung der verfügbaren Daten (von insgesamt 9 Institutionen) zu den P-Konzentrationen und -Frachten der Seezuläufe und des Sees seit 1976 wurden die Zuflüsse sowie der Abfluss des Sees von Dezember 2001 bis März 2003 sowohl ereignisbezogen als auch monatlich auf die verschiedenen P-Fractionen untersucht. Die Auswertung der P_{GESAMT}-Messdaten erfolgte getrennt nach Niedrigwasser, auflaufendem bzw. ablaufendem Hochwasser. Das Verhältnis von P_{ORTHO} und P_{GEFILTERT} zu P_{GESAMT} gibt zusätzlich Auskunft darüber, in welchem Umfang Bodenerosion vor der Probenahme stattgefunden hat. Dadurch konnten sowohl die Spitzenwerte bei Hochwasser als auch die Mittelwerte bei Niedrigwasser erfasst werden. Darüber hinaus wurden Interviews mit den Teichwirten zur Erfassung der relevanten P-Bilanzgrößen geführt.

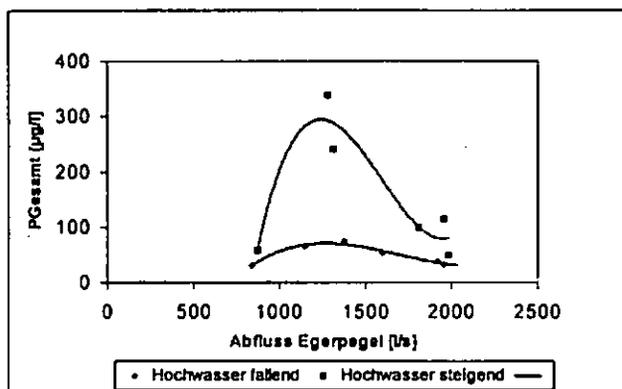
4 Ergebnisse

Erwartungsgemäß liegen die P_{GESAMT}-Gehalte der Vorfluter bei auflaufendem Hochwasser deutlich höher als bei ablaufendem Hochwasser oder Niedrigwasser (siehe Abb. 1). Dies wird auf die höhere und dadurch erosionswirksame Fließgeschwindigkeit zu Beginn eines Hochwasser-Ereignisses zurückgeführt. Die P_{GESAMT}-Gehalte steigen, ausgehend vom Mittelwert bei Niedrigwasser von 43 µg P/l zunächst steil an, bis ab etwa 1200 l/s Abfluss (Egerpegel) die Flussaue überschwemmt wird. Dadurch nimmt die Fließgeschwindigkeit ab und der an Bodenpartikel gebundene Phosphor sedimentiert in der Aue ab. Die Folge sind niedrigere P-Konzentrationen bei noch höheren Abflüssen. Für die Abschätzung der Jahresfrachten des Hauptvorfluters Eger bei Hochwasser wurde daher eine Regression über ein Polynom 3. Grades verwendet. Ohne Berücksichtigung der Hochwasserphasen wäre es zu einer deutlichen Fehleinschätzung der erosionsbedingten P-Austräge gekommen.

¹ Universität Bayreuth, Geo II, Universitätsstr. 30, 95447 Bayreuth, marion.mertens@uni-bayreuth.de

² GeoTeam GmbH, 95444 Bayreuth, Wilhelmsplatz 7

Abbildung 1: P_{GESAMT}-Gehalte der Eger am Egerpegel in Abhängigkeit von der Abflussmenge bei auf- bzw. ablaufendem Hochwasser (Zeitraum: 12/01 – 3/03)



Die Verrechnung der P-Messdaten mit den stündlichen Abflussmessungen am Egerpegel, die Umrechnung auf das Gesamt-Einzugsgebiet und den Bezugszeitraum 1996-2002 ergeben die in Tabelle 1 dargestellten Ergebnisse. Demnach stammt knapp die Hälfte der P-Einträge in den Weißenstädter See von Hochwasser-Ereignissen und ist damit dem zentralen Problemkreis Bodenerosion zuzuordnen. In etwa derselbe Anteil wird über Grundwasser und Bäche aus Waldgebieten ausgetragen. Zum Vergleich sind in Tabelle 1 die Ergebnisse der P-Studie Eixendorfer Stausee der Bayer. Landwirtschaftsverwaltung (KREMB et al. 2001) dargestellt. Während sich die erosionsbedingten P-Austräge in der gleichen Größenordnung bewegen, sind im Weißenstädter Becken insbesondere die Austräge aus punktuellen Quellen geringer und die Austräge unter Wald deutlich höher.

4 Schlussfolgerungen

Durch konsequente Grünlandnutzung der Flussauen, Optimierung der P-Düngung und Einhaltung ungedüngter Randstreifen zu Gewässern und Gräben können die P-Austräge aus Böden noch deutlich verringert werden. Der Transport von erodiertem Bodenmaterial im Zuge von Hochwasserereignissen kann abgemildert werden durch Wiederherstellung funktionsfähiger Überschwemmungsbereiche oberhalb des Sees. Dort wo eine Verbesserung der Gewässerstruktur kurzfristig nicht möglich ist, kann ggf. die Rückhaltefunktion vorhandener Fischteiche im Oberlauf genutzt werden. Die Ursachen für die hohen P-Austräge unter Wald werden derzeit noch untersucht, um Empfehlungen für forstliche Bewirtschaftungsmaßnahmen entwickeln zu können.

Literatur

KREMB, S., HONISCH, M., RASCHBACHER, S. (2001): Ursachen von Phosphatbelastungen der Landwirtschaft in Seen mit Acker- und Grünlandnutzung im Einzugsgebiet und Umsetzung von Maßnahmen zur Verringerung des Eintrags am Eixendorfer Stausee (Lkr. Schwandorf). Bayer. Landesanstalt für Landwirtschaft, 126 S.

Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Bundesstiftung Umwelt für ihre Unterstützung (Az 17681).

Tabelle 1: Herkunftsvergleich der P-Einträge in den Weißenstädter See und den Eixendorfer Stausee

Einzugsgebiet	Weißenstädter See (32 km ²)		Eixendorfer Stausee (410 km ²)	
	Anteil (%)	P-Menge (kg/km ² ·a)	Anteil (%)	P-Menge (kg/km ² ·a)
Verkehrsflächen ohne Kanalisation	3,5	-	3	-
Siedlungsflächen, Abwasser	0,6	-	26	-
Teichwirtschaft	±0	±0	<1	329
Forstwirtschaft	46	20	4	5,7
Landwirtschaft, davon				
Erosion/Abschwemmung	44	111	44	137
Drainagen	6	15	16	49
Mittel		27,7		78,3

Analyse von Standortbedingungen in der Flußbaue der Oder als Grundlage für einen schonenden Umgang mit Boden und Landschaft

Lothar Müller^a, Uwe Schindler^a, Thomas Kaiser^b, Axel Behrendt^c, Monika Frielinghaus^a

Einleitung

Flußbauern können Bewohner benachbarter Gebiete vor Hochwasser schützen und Habitate bewahrenswerter Lebensgemeinschaften sein. Dazu bedarf es intakter Böden und der Kenntnis ablaufender Prozesse und möglicher Gefährdungspotentiale.

Anlaß der Analyse waren geplante Deichrückverlegungen im Bereich des Oderbruchs. Der bestehende Sophienthaler Polder (500ha, Abb.1) sollte aufgegeben und wieder in das permanente Überflutungsregime der Oder einbezogen werden. Wir erkannten, daß wenig über die Standortverhältnisse und möglichen Auswirkungen eines solchen Eingriffs bekannt war und stellten uns folgende Fragen:

Welche Standortfaktoren beeinflussen die Bodeneigenschaften maßgeblich?

Welche diagnostischen Möglichkeiten sind effektiv?

Welche Beziehungen bestehen zwischen Böden und Vegetation?

Welche Gefährdungspotentiale sind vorhanden?

Beeinflußt vorhandene Polderung die floristische Artenvielfalt?

Material und Methoden

Untersucht wurden etwa 800 ha Flußbaue und Polder. Anhand mehrerer Transekte (Abb. 1) wurden maßgebliche Boden- und Standortfaktoren an insgesamt 74 Meßpunkten ermittelt (Felddiagnose und Laboranalysen der Böden).

Untersucht wurden topographische (Geländehöhe), pedologische (Substrat, Reaktion, Feuchte, Dichte, Festigkeit) und hydrologische (Grundwasserstand, Überflutungswahrscheinlichkeit) Faktoren. Darüberhinaus wurde das Vorkommen von Pflanzen zur Indikation der Standortverhältnisse, zur Charakterisierung der Habitatfunktion der Böden sowie die oberirdische Biomasse zur Kennzeichnung des Stoffumsatzes erfaßt. Etwa die Hälfte dieser Meßpunkte lag im Polder, die anderen befanden sich in der benachbarten rezenten Aue. Aufgrund der anhand von Relief und Vegetation erkennbaren extrem kleinräumigen Heterogenität der Standortverhältnisse wurde an weiteren 360 Meßpunkten mit rein felddiagnostischen Verfahren gearbeitet (AG Boden, 1994). Maßgebliche Parameter dieser Aufnahme waren Bodenart, Grundwasserflurabstand und Artenlisten der Vegetation. Das Grundwasserregime war seit 1990 im zweiwöchigen Meßrhythmus erfaßt worden. Daraus konnten Grundwasserflurabstände und Überflutungswahrscheinlichkeiten für jeden Meßpunkt abgeschätzt werden. An drei Meßpunkten wurde ein Screening der Schwermetallgehalte des Oberbodens vorgenommen.

Ergebnisse

Das in der Aue gelegene Transekt 3 (Abb. 2) zeigt beispielhaft den Verlauf des Reliefs und das Wasseregime zwischen Deich und Fluß. Erkennbar sind Alluvionen (Flutmulden, Flutrinnen, Überflutungsebene, Flachdünen), und damit assoziiert auch Bodenformen.

Leibniz - Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

^a Institut für Bodenlandschaftsforschung

^b Institut für Landnutzungsforschung und Landschaftsökologie

^c Forschungsstation Paulinenaue

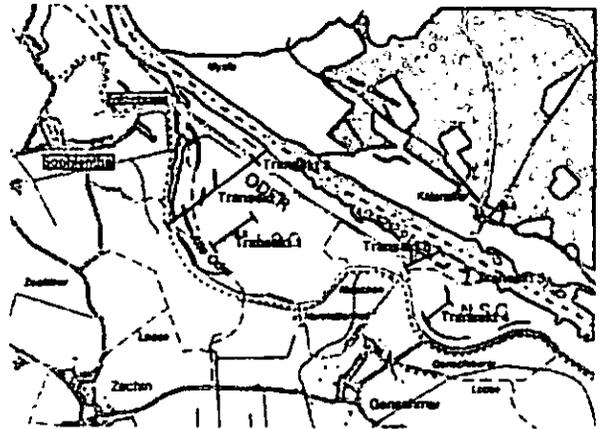


Abb.1: Lage des Gebietes und der Transekte

Es dominieren Naßgleye, im Bereich der Gewässerränder und des Flusses sind Rohböden verbreitet. Im Gebiet überwiegen sandige und geschichtete, sandunterlagerte Böden. Der Anteil von Lehmkerfen und Tonen ist geringer (ca. 15%).

Die Amplitude des Wasserstandes beträgt in der Aue etwa 4 m und wird im westlich gelegenen Polder auf etwa 1,5 m abgeschwächt.

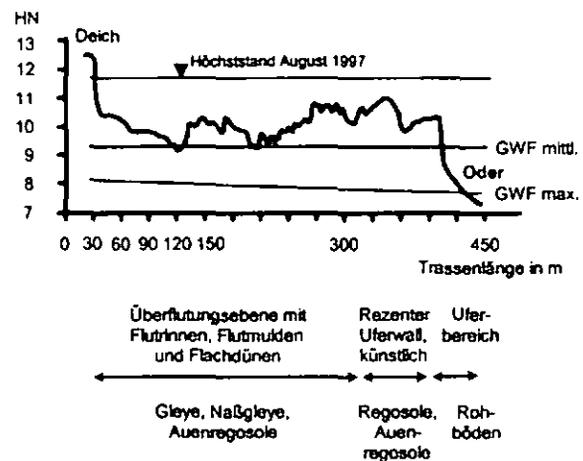


Abb. 2: Transekt 3

Tabelle 1 zeigt das Zusammenwirken maßgeblicher Standortfaktoren anhand der Ladungswerte einer Hauptkomponentenanalyse. Diese Analyse ermöglicht die Bildung von Parameterkomplexen (Komponenten) anhand der Struktur des multivariaten Datensatzes. Hohe Ladungswerte weisen auf einen hohen Einfluß des Parameters innerhalb der Komponente. Negative Vorzeichen zeigen negative Korrelationen an. Die Bedeutung der Komponenten nimmt in der gelisteten Reihenfolge ab; die Komponente 1-3 erklären bereits mehr als 80 % der Variabilität des Datensatzes.

Komponente 1 wird durch Parameter des Substrates dominiert, Komponente 2 durch Kennwerte der Bodenfestigkeit, und Komponente 3 durch Parameter der Grundwasseramplitude und der geodätischen Höhe. Grundwasserflurabstand und Überflutungswahrscheinlichkeit als ursächlich sehr maßgebliche Parameter sind mit mittleren bis hohen Ladungswerten an den Hauptkomponenten beteiligt. Sie haben die Entwicklung der Böden geprägt und sind auch für aktuelle Eigenschaften der Standorte wie Trittfestigkeit, Biomassebildung und Anzahl von Pflanzenarten maßgeblich.

Tabelle 1: Ladungen der Hauptkomponentenanalyse
(n=74, Varimax Rotation mit Kaiser-Normalisierung)

Parameter	Komponenten				
	1	2	3	4	5
Bodenart	0,82				
Basensättigung	0,83				
Organische Substanz	0,79				
KAK pot.	0,79				
GWF (Mittelwert)	-0,66	0,45			
Überflutungswahrscheinlichkeit	0,57	-0,53			
GWF (Stichtag)	-0,45	0,41			
Tritt-Festigkeit (KEW)		0,82			
Festigkeit des Oberbodens (DW)		0,81			
Anzahl Pflanzenarten		0,68			
Mittlere Feuchtestufe (F)		-0,62			
Grundwasseramplitude			0,82		
Geodätische Höhe	-0,45		0,72		
Bodenluftkapazität			0,66		
pH-Wert				0,78	
Oberirdische Biomasse	0,44			-0,62	
CN-Verhältnis					0,88
Leichtlösliches C (C _{HW})					0,67

Ladungswerte < 0,4 wurden aus Gründen der Übersicht nicht angezeigt

Unter den geprüften Diagnosemethoden erweisen sich Feldmethoden, insbesondere die Artenaufnahme der Vegetation, als sehr effektiv, da sie mit relativ geringem Aufwand als Klassifikatoren für relevante Objekte (z. B. lokale Bodeneinheiten, Alluvionen, Nutzungseinheiten) nutzbar sind.

Zur Beurteilung von Gefährdungspotentialen ist die Landschaftsfunktion wichtig. Das Gebiet hat primär dem Hochwasserschutz zu dienen. Wichtig ist auch die Erhaltung als Feuchthabitat. Eine schonende Graslandbewirtschaftung ist ebenfalls wünschenswert, denn sie gewährleistet einen Nutzungsaspekt und unterstützt den Hochwasserschutz.

Schwermetallbelastung. Einer Nutzungsfunktion ist auf längere Sicht die teilweise kritische Belastung der sorptionsstärkeren Böden mit Schwermetallen abträglich. (Tabelle 2).

Tabelle 2: Gehalte an einigen Schwermetallen (ppm)

Herkunft	As	Cr	Zn	Pb	Co	Cd	Ni	Cu
Profil G1/3, 15 cm, Auen-Regosol, Sand	5	13	101	36	3	0,5	6	10
T5, Senke, 15 cm, Auenlehm	26	78	337	173	9	2,0	23	73
T 5, 0-3 mm nach Hochwasser 1997	18	45	467	673	11	1,8	22	66
Lubza, 0-5 mm nach Hochwasser (Weber u. a., 1998)		16	499	50		1,0	36	
Hintergrundwerte Brandenburger Böden, Median der Datei PRODAT	2	15	32	14	5	0,1	4	4

Die Metalle stammen aus historischem Bergbau, sind an die in den Bühnenfeldern liegenden Schlämme gebunden, werden bei turbulenter Strömung der Hochwässer suspendiert und in der Aue abgelagert. Verglichen mit den Werten anderer Flüsse wie Elbe und Rhein sind die Werte der Tabelle 2 eher niedrig, die teilweise

Grenzwertüberschreitung wird jedoch bei ernsthaftem Hochwasser Probleme bereiten, insbesondere Image-Probleme. Wasser und Wind waren geogenetisch maßgebliche Faktoren und bestimmen in Kombination mit der Nutzung auch die aktuellen stofflichen Gefährdungspotentiale: Schadstoffkontamination der Überflutungsbereiche und Eutrophierung aller Böden. Verglichen mit anderen Standorten sind die nichtstofflichen Belastungspotentiale in der Aue als gering zu beurteilen.

Eine schonende Bewirtschaftung (nur extensive Beweidung oder einschürige Wiese, keine Graslanderneuerung, keine Düngung) ist für die bewirtschaftenden Agrarbetriebe sowohl in der Aue als auch beim Grasland im Polder seit Jahren gute Praxis.

Hinsichtlich der Beurteilung von Polder und rezenter Aue bestehen bei einigen Bodenkennwerten signifikante Unterschiede. Das sind die erhöhte Trittfestigkeit, die stärkere Versauerung und die höheren Anteile leicht löslicher organischer Substanz der Oberböden im Polder. Ursache sind das veränderte Überflutungsregime und geringere Stoffeinträge.

Aufgrund des intensiven Drängewasserzustromes, der auf größeren Flächen zu winterlichen Überflutungen führt, in Kombination mit wechsellückigen Verhältnissen, kommt auch im Polder die Mehrzahl der typischen Stromtalpflanzen vor. Die mittlere Artenzahl je Aufnahmepunkt (10 m²) ist aufgrund fehlender Düngung im Polder signifikant höher, die Anzahl seltener Arten und die oberirdische pflanzliche Biomasse ist jedoch gleich (Tabelle 3).

Tabelle 3: Vegetation und pflanzliche Biomasse im Polder und in der Aue

	Anzahl Meßpunkte	Biomasse (2001) TrM, dt/ha	Mittlere Artenanzahl	Anzahl Rote-Liste-Arten
Polder	125	64,3	8,3 *	1,4
Aue	173	61,6	5,7	1,4
Deich/Dünen	25	26,0 *	5,8	1,6

*signifikante Abweichung bei $\alpha=0,05$

Deich und Dünen weisen besonders seltene und schützenswerte Arten auf wie flachblättrige Mannstreu (*Eryngium planum*) oder langblättrigen Blauweiderich (*Pseudotsimum longifolium*).

Schlußfolgerungen

- Felddiagnostisch leicht erfassbare Merkmale wie Substrat, Grundwasserstand und Artenaufnahme der Vegetation sind als Standortindikatoren effektiv anwendbar.
- Aktuelle stoffliche Gefährdungspotentiale sind Schadstoffkontamination der Überflutungsbereiche und Eutrophierung aller Böden.
- Kulturtechnische Maßnahmen wie Deichbau und Polderung in Kombination mit extensiver Nutzung haben zu einer Aufwertung der Landschaft geführt.
- Die Böden im Polder sind geringer schadstoffbelastet und besser bewirtschaftbar.
- Der untersuchte drängewasserbeeinflusste Polder ist ein pflanzenökologisch wertvoller Standort, sofern er schonend bewirtschaftet und nicht gedüngt wird. Die floristische Biodiversität ist dort höher als in der rezenter Aue.

Die Beseitigung des Polders zugunsten der Wiederherstellung eines Überflutungsregimes wäre im Untersuchungsgebiet ein negativ zu bewertender Eingriff in Böden und Landschaft.

Literatur

AG Boden. 1994. Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Auflage, 392 S., Hannover 1994.

Weber, J., J. Drozd and M. Licznar (1998): Characteristics of soils subjected to flood in July 1997 at the region of Lubza district - situation after 5 month. In: International Seminar: Alleviating the needs of specific rural areas damaged by the summer floods 1997. Lublin and Wroclaw 24-29.03. 1998.

Zunahme der Bodenerosion von Ackerflächen im Winterhalbjahr?

Volker Prasuhn

Einleitung

Als erosionsgefährdete Kulturen werden in erster Linie die Sommerkulturen Mais, Rüben und Kartoffeln angesehen. Diese haben zum einen eine lange Entwicklungszeit bis sie einen schützenden Bodenbedeckungsgrad erreicht haben, zum anderen ist die Erosivität der Niederschläge zu dieser Zeit relativ hoch. Entsprechend hoch sind auch die C-Faktoren der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) dieser Kulturen (Mais: 0,241, Rüben: 0,194, Kartoffeln: 0,197) im Vergleich zu Winterweizen (Getreide: 0,032, SCHWERTMANN et al. 1990). Wegen der hohen Erosionsgefährdung sind verschiedene konservierende Bodenbearbeitungsverfahren (Direktsaat, Streifenfrässaat, Mulchsaat) für Mais und Rüben zur Praxisreife entwickelt worden und werden zunehmend eingesetzt, während es beim Winterweizen derzeit kaum wirksame (mit >30% Mulchbedeckung) konservierende Bodenbearbeitungsverfahren gibt.

In letzter Zeit häufen sich Berichte über gravierende Erosionsschäden im Winterhalbjahr in den Medien und wissenschaftlichen Publikationen. Hat es eine Verlagerung der Bodenerosion vom Sommer- zum Winterhalbjahr gegeben oder ist es nur Zufall?

Methodik

Seit 1998 werden in einem Testgebiet im Schweizerischen Mittelland regelmässig Erosionsschadenskartierungen im Feld durchgeführt (PRASUHN & GRÜNIG 2001). Das Testgebiet umfasst rund 265 ha mit 210 Ackerschlägen und ist typisch für Ackerbauregionen in der Schweiz. Es wurde bereits zwischen 1987 und 1989 mittels Erosionsschadenskartierungen untersucht. Die Erosionsschadenskartierungen finden ereignisbezogen (rund 10-20 mal pro Jahr) statt. Es werden Rillenerosion und flächenhafte Erosion erfasst. Neben den Erosionsschäden werden die Landnutzung und die eingesetzten Bodenbearbeitungsverfahren regelmässig aufgenommen.

Resultate

Gemäss Modellberechnungen (mittels regional ange-

passter ABAG) hat die Erosionsgefährdung im Testgebiet von 1987-89 bis 1998-2003 um 27%, gemäss Erosionsschadenskartierungen um 15% abgenommen. Die Ergebnisse der Erosionsschadenskartierungen von 1998-2003 zeigen, dass die Bodenerosionsschäden zu rund 60% im Winterhalbjahr und zu 40% im Sommerhalbjahr stattgefunden haben, während es in der Periode 1987-1989 umgekehrt war (Abb. 1). Die Erosion hat im Sommerhalbjahr also massiv abgenommen (-46%), im Winterhalbjahr dagegen zugenommen (+43%). Vor allem Winterweizen war nach der Saat in den Monaten Oktober/November sehr erosionsanfällig. Dabei waren weniger erosive Starkregen erosionsauslösend als vielmehr langandauernde Niederschläge auf bereits vollständig gesättigte Böden.

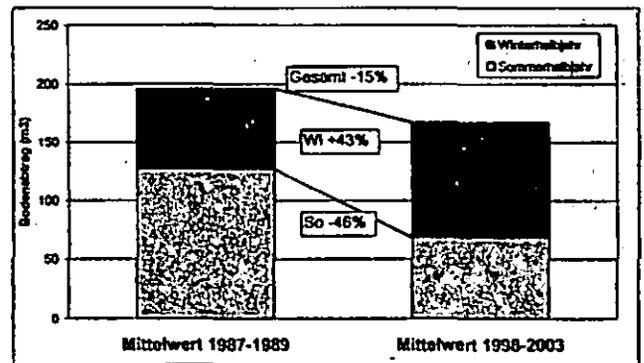


Abb. 1: Mittlere Bodenabträge gemäss Erosionsschadenskartierungen.

Als Ursache für eine mögliche Verschiebung der Erosionsgefährdung vom Sommer- ins Winterhalbjahr kommen vor allem zwei Möglichkeiten in Betracht: Im Rahmen des globalen Klimawandels haben sich die Niederschlagsverhältnisse verändert oder beim Anbau der Kulturen haben sich Veränderungen ergeben (Fruchtfolge, Bodenbearbeitungsverfahren).

Der Einfluss des globalen Klimawandels kann bisher nicht eindeutig belegt werden. Zwar zeigt die Analyse langfristiger Datenreihen (1900-2000) sowohl eine signifikante Zunahme der Niederschlagsmengen (20-30%) (SCHMIDLI et al. 2002) als auch der Häufigkeit intensiver Niederschlagsereignisse (FREI & SCHÄR 2001) im Herbst und Winter für die Alpennordseite. Kürzere Datenreihen (1980-2000) aus dem Testgebiet zeigen aufgrund der hohen Variabilität aber nur einen nicht signifikanten Trend zur Zunahme der Herbst- und Winterniederschläge.

Bei den Fruchtfolgen hat es keinen gravierenden Wandel in den letzten 20 Jahren gegeben. Die prozentualen Anteile der Hauptkulturen sind weitgehend gleich geblieben (Ausnahme: Abnahme der

Volker Prasuhn

Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Gruppe Gewässerschutz
CH-8046 Zürich-Reckenholz,
volker.prasuhn@fal.admin.ch

Kartoffelanbaufläche). Im Winterhalbjahr werden dagegen anstelle von Schwarzbrache vermehrt Zwischenkulturen angebaut, was eine Verminderung der Bodenerosion zur Folge haben sollte.

Bei der Bodenbearbeitung hat es dagegen massive Veränderungen gegeben. Bei den erosionsanfälligen Sommerkulturen Mais und Rüben werden zunehmend konservierende Bodenbearbeitungsverfahren (Direkt-, Streifenfräs-, Mulchsaat) eingesetzt (Mais rund 40% und Rüben rund 25%), was zu einer deutlichen Abnahme der Erosion geführt hat. Die kartierten mittleren Bodenabträge betragen bei Mais 0,49 t/ha und Jahr, bei Rüben 0,33 t/ha und Jahr (Abb. 2). Beim Anbau von Kartoffeln gibt es bisher keine praxistauglichen konservierenden Bodenbearbeitungsverfahren. Die mittleren Bodenabträge liegen mit 1,60 t/ha und Jahr entsprechend hoch und machen rund 45% der Erosionsschäden im Sommerhalbjahr aus.

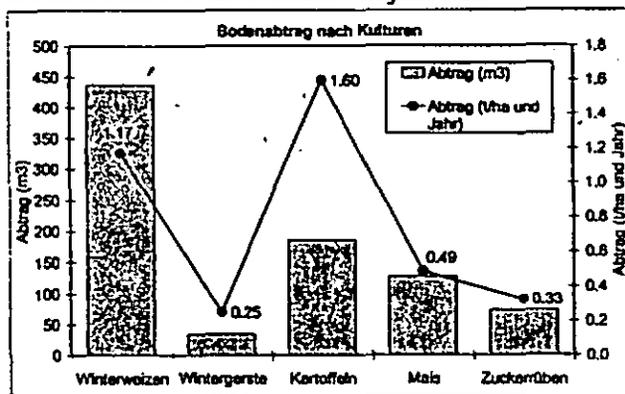


Abb. 2: Bodenabträge der wichtigsten Kulturen des Testgebietes über die Periode 1998-2003.

Die Saat von Winterweizen erfolgt vorwiegend nach Kartoffeln, Rüben oder Mais. Bei der Ernte von Kartoffeln erfolgt eine extrem starke Bodendurchmischung und -lockerung, was die Böden besonders erosionsanfällig macht. Entsprechend wurden die höchsten Bodenabträge bei Winterweizen nach Kartoffeln (>20 t/ha und Jahr) gefunden.

Die Ernte von Zuckerrüben und Mais erfolgt mit zunehmend schwereren Maschinen bei z.T. ungünstigen (feuchten) Bodenbedingungen, was zu Bodenverdichtungen und -strukturschäden führt. Die Saat von Winterweizen nach Zuckerrüben und Mais wird zwar z.T. auch pfluglos gemacht, ist aber aufgrund der geringen Ernterückstände nicht als konservierend zu bezeichnen. Der späte Saatzeitpunkt von Winterweizen bei häufig ungünstigen Bodenbedingungen führt nur zu einer minimalen Bodenbedeckung im Herbst/Winter. Die kartierten mittleren Bodenabträge für Winterweizen liegen daher mit 1,17 t/ha und Jahr vergleichsweise hoch und machen aufgrund des hohen Flächenanteils 44% aller Erosionsschäden aus.

Schlussfolgerungen

- Die Bodenerosionsgefährdung im Testgebiet hat gemäss Modellrechnungen und Erosionsschadenskartierungen gegenüber 1987-89 insgesamt abgenommen. Dies beruht auf dem vermehrten Anbau von Zwischenkulturen im Winter und auf der Zunahme konservierender Bodenbearbeitungsverfahren bei den Sommerkulturen Mais und Zuckerrüben.
- Der prozentuale Anteil an Wintererosion hat gegenüber der Sommererosion deutlich zugenommen. Ob dies infolge der Witterungsvariabilität zufällig ist oder eine Trendwende darstellt, kann nicht abschliessend beantwortet werden.
- Beim Anbau von Mais und Zuckerrüben wurden praxistaugliche Verfahren zur konservierenden Bodenbearbeitung entwickelt und werden inzwischen weiträumig eingesetzt, beim Anbau von Kartoffeln und Winterweizen fehlen wirksame Verfahren.
- Die kartierten mittleren Bodenabträge von Winterweizen über 6 Jahre übersteigen diejenigen von Mais oder Zuckerrüben deutlich, im Gegensatz zu den C-Faktoren der ABAG, wo Mais und Zuckerrüben deutlich höher eingestuft werden.
- Winterweizen könnte sich in Zukunft neben Kartoffeln als die Problemkultur bezüglich Bodenerosion entwickeln, da die Anbaufläche vergleichsweise gross ist, Winterweizen in der Fruchtfolge nach Kulturen kommt, die bei der Ernte eine starke Bodenbelastung verursachen und wenig Ernterückstände hinterlassen und weil sich ein Trend zur Zunahme der Herbst- und Winterniederschläge im Rahmen globaler Klimaveränderungen abzeichnet.
- Entsprechend sind Forschung und Beratung gefordert, für den Anbau von Winterweizen geeignete Alternativen zu entwickeln.

Literatur:

- FREI, C. & C. SCHÄR (2001): Detection probability of trends in rare events: theory and application to heavy precipitation in the alpine region. – *J. Climate* 14, 1568-1584.
- PRASUHN, V. & K. GRÜNIG (2001): Evaluation der Ökomassnahmen: Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion. – *Schriftenreihe der FAL* 37, Zürich-Reckenholz, 152 S.
- SCHMIDLI, J., SCHMUTZ, C., FREI, C., WANNER, H. & C. SCHÄR (2002): Mesoscale precipitation variability in the region of the European alps during the 20th century. – *Intern. J. Climatology* 22, 1049-1074.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & M. KAINZ (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. – Stuttgart, 64 S.

Pilotberatungsprojekt zur Verminderung von Bodenerosion durch gute fachliche Praxis

W. Schäfer¹, A. Thiermann¹, K. Severin²,
T. Mosimann³, S. Sanders³, J. Brunotte⁴

Veranlassung

Bodenabträge durch Erosion sind gemäß den Anforderungen der „guten fachlichen Praxis“ (§ 17 BbodSchG) möglichst zu vermeiden. Das Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL, 2001) hat diese Grundsätze in der Broschüre „Gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung“ weiter konkretisiert.

Umsetzung in Niedersachsen

Die gute fachliche Praxis soll in Niedersachsen durch Beratung umgesetzt werden, hierfür wird ein Beratungsziel / Bodenqualitätsstandard definiert, werden Informationsgrundlagen und Instrumente zur Ausweisung von Gebieten mit Handlungsbedarf erstellt sowie Handlungsempfehlungen formuliert.

Kriterien für Handlungsempfehlungen

Für die Ausgestaltung der Grundsätze und Handlungsempfehlungen werden vom Praktiker und Berater einfach durchführbare und reproduzierbare Methoden benötigt. Die Handlungsempfehlungen sind an der schlag-spezifischen Einschätzung der aktuellen Gefährdungssituation auszurichten.

Definiert werden die Handlungsempfehlungen durch ein Miteinander von Forschung, Wissenschaft, Beratung und Praxis, um eine größtmögliche Akzeptanz zu erreichen.

Des Weiteren sollten die Handlungsempfehlungen folgende Anforderungen gewährleisten:

- Sie sollten an den Standort angepasst sein.
- Sie müssen wissenschaftlich anerkannt sein.
- Sie müssen in der Praxis durchführbar und als notwendig anerkannt sein.
- Sie müssen wirtschaftlich tragbar sein.
- Sie müssen mit landesweit verfügbaren Daten zu ermitteln sein.
- Sie müssen dem sachkundigen Anwender zugänglich sein.
- Sie müssen mit Schätzmodellen überprüfbar sein.

Umsetzung des Erosionsschutzes

Auf der Planungsebene liegen bereits Auswertungskarten zur potenziellen Erosionsgefährdung bzw. natürlichen Erosionsdisposition, erarbeitet nach ABAG im Niedersächsischen Bodeninformationssystem NIBIS vor. Diese Karten wurden auf Grundlage von Niederschlagscharakteristik, Hangcharakteristik und Bodenart des Oberbodens im Maßstab 1:50.000 für das Land Niedersachsen erstellt.

Seit Herbst 2001 wird in Zusammenarbeit der Projektpartner Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (NLFb), Landwirtschaftskammer Hannover, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL Braunschweig) und dem Geographischen Institut der Universität Hannover im Rahmen eines vom Niedersächsischen Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten geförderten Pilotprojektes an der Umsetzung einer Methode zur schlagspezifischen Beurteilung der aktuellen Erosionsgefährdung gearbeitet.

An fünf repräsentativen Untersuchungsgebieten in Niedersachsen wird ein Konzept zur schrittweisen Annäherung an das für Niedersachsen definierte Bodenqualitätszielkonzept „Bodenerosion“ entwickelt und erprobt (erschieden in der Reihe: Nachhaltiges Niedersachsen – Heft 23, 2003). Hierfür werden Ackerschläge mit Handlungsbedarf auf Basis des Bodenqualitätsstandards ermittelt, es werden Handlungsempfehlungen formuliert und Beratungsgrundlagen zur Verfügung gestellt sowie Maßnahmenpläne erstellt, die individuell in den Betrieben umgesetzt werden.

Die Handlungsempfehlungen sind zu unterscheiden in solche, die bereits heute im Betrieb machbar sind und solchen, die mittel- oder langfristig im Betrieb anwendbar sind. Die

¹ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung / Bodentechnologisches Institut Bremen, Friedrich-Missler Str. 46-50, 28211 Bremen (w.schaefer@nlfb.de, annette.thiermann@nlfb.de)

² Landwirtschaftskammer Hannover, Johannsenstr. 10, 30159 Hannover (severin@lawikhan.de)

³ Universität Hannover, Abteilung Physische Geographie und Landschaftsökologie, Schneiderberg 50, 30167 Hannover (mosimann@geog.uni-hannover.de, sanders@geog.uni-hannover.de)

⁴ Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Institut für Betriebstechnik und Bauvorschrift, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig (joachim.brunotte@fal.de)

konservierende Bodenbearbeitung nimmt innerhalb der Empfehlungen eine Schlüsselstellung ein.

Des Weiteren werden Berater und interessierte Landwirte für den Erosionsschutz, d.h. im Umgang mit dem Schlüssel „*Bodenerosion selber abschätzen*“ (MOSIMANN & SANDERS, 2003) geschult.

Beratungsziel

Ziel des Pilotberatungsprojektes ist es, ein einheitliches, aufeinander abgestimmtes Beratungskonzept zur Praxisreife zu bringen.

Für eine schlagspezifische Beurteilung der Erosionsgefährdung wird das Toleranzgrenzenkonzept in der Modifikation nach MOSIMANN (1995) angewendet, da durch diese

Methode eine schrittweise Annäherung an das Beratungsziel ermöglicht wird. Weiterhin kann durch die Einteilung in Gefährdungsstufen auf eine Angabe der Bodenabträge in t/ha verzichtet werden.

Das Konzept beinhaltet vier Gefährdungsstufen:

- Stufe 0 = Bodenfruchtbarkeit nicht gefährdet
- Stufe 1 = Bodenfruchtbarkeit kurzfristig nicht gefährdet
- Stufe 2 = Bodenfruchtbarkeit gefährdet, Schutzmaßnahmen erforderlich
- Stufe 3 = Bodenfruchtbarkeit stark gefährdet, Schutzmaßnahmen sehr dringlich

Das Beratungsziel ist Gefährdungsstufe 1 – Bodenfruchtbarkeit ist kurzfristig nicht gefährdet.

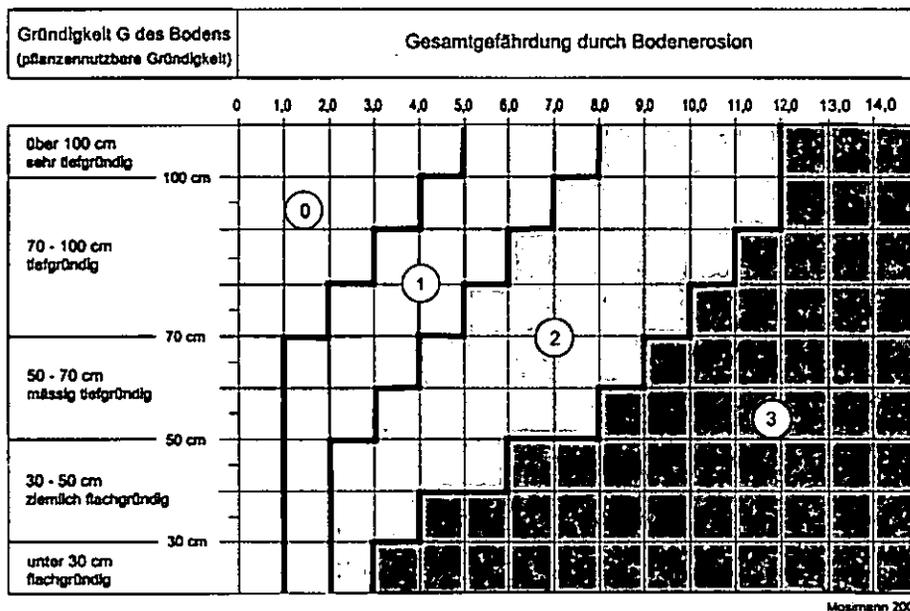


Abb. 1: Nomogramm zur Ableitung der Gefährdungsstufen der Bodenfruchtbarkeit (Mosimann, 1995)

Ausblick

Die im Rahmen des Pilotberatungsprojektes gewonnenen Erkenntnisse können ebenfalls als Entscheidungsgrundlage für weitere Vorsorge- oder Schutzmaßnahmen eingesetzt werden.

Literatur

BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2001): Gute fachliche Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Bonn.

MOSIMANN, T. (1995): Schätzung der Bodenerosion in der Praxis und Beurteilung der Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit durch Bodenabtrag. In: Handbuch Bodenschutz. Hrsg. von D. ROSENKRANZ et al., Teil 4070, Berlin.

MOSIMANN, T. & SANDERS, S. (2003): Bodenerosion selber abschätzen. Ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater in Niedersachsen. Hannover. (Bezug: Landwirtschaftskammer Hannover)

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (Hrsg.) (2003): Schrifteneihe Nachhaltiges Niedersachsen - Heft 23: Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen. Teil 1: Bodenerosion und Bodenversiegelung.

Vorratsbasierte digitale Bodenbelastungskarte für das Stadtgebiet von Essen

Schilli, C.; M. Hütter; P. Reinirkens *

Einleitung

Das Land Nordrhein-Westfalen fördert die Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten (BBK) zur flächenhaften Darstellung von stofflichen Bodenbelastungen durch Schwermetalle, PAK und PCB in naturnahen Böden. Diese Karten können nach § 5 Abs. 2 des LbodSchG NRW zur Erfassung von Verdachtsflächen auf "schädliche Bodenveränderung" verwendet werden. Die Schadstoffvorräte werden derzeit in BBKs nicht dargestellt. Erst vorratsbasierte Karten machen jedoch interökosystemare Vergleiche der Bodenbelastung sowie Abschätzungen der Nachhaltigkeit von Stoffausträgen und des Schadstoffangebotes möglich. Das bestehende BBK-Verfahren (LUA 2000) wird so erweitert, dass aussagekräftige Karten zu den Vorräten an Bodenschadstoffen erzeugt werden können. Am Beispiel der Stadt Essen (Ruhrgebiet) wird gezeigt, dass erst durch die kombinierte Interpretation von Stoffgehalten und -vorräten Bodenbelastungen umfassend interpretiert werden können.

Untersuchte Flächen

Die Untersuchung beschränkt sich auf naturnahe Böden der Nutzungen Wald, Grünland und Ackerland (Karte 1) mit den Ausgangssubstraten „Löss“ oder „Hauptlage“ (Gemenge karbonisches Festgestein mit Löss).

Untersuchte Stoffe / Herkunft

Es werden die Stoffgehalte und -vorräte von Blei und Cadmium der betrachteten Flächen dargestellt. Die geogenen Grundgehalte von „Löss“ und „Hauptlage“ liegen für Blei bei 13 mg/kg bzw. 24 mg/kg, für Cadmium bei 0,25 mg/kg bzw. 0,23 mg/kg. Blei wird in naturnahen Böden im Untersuchungsgebiet vorrangig durch Deposition von Luftschadstoffen zugeführt. Für Cadmium gilt dies nur für Waldböden; auf landwirtschaftlich (lw.) genutzten Böden wird Cadmium zusätzlich durch P-haltige Mineraldünger oder Klärschlämme eingetragen. Die vertikale Verteilung der beiden Stoffe ist hauptsächlich eine abhängige Größe der Bioturbation, des pH-Milieus und des Gehaltes an Sorptionsträgern.

Datengrundlage und Analytik

Als Datengrundlagen zu den Schadstoffgehalten der Böden standen die Informationen der BBK-Untersuchung (ISB 2002) und eigener Untersuchungen (Schilli 2002) zur Verfügung, um für 101 Standorte Schwermetallgesamtgehalte und die Rohdichte trocken bis 30 cm Mineralbodentiefe zu berechnen. Der Aufschluss der Schwermetalle erfolgte für alle Mineralböden im Königswasser, für Humusaufgaben zum Teil im HNO₃-Druckaufschluss.

Stoffgehalte von Blei und Cadmium

Die höchsten Stoffgehalte von Blei findet man in den Auflagen der bis in den Al-Pufferbereich versauerten Waldböden mit biotisch inaktivem Moder oder Rohhumus. Die Konzentration erreicht im Median 423 mg/kg. Maxima treten auf exponierten Standorten der Hauptlage unter alten Waldbeständen auf. Deutlich niedriger liegen die Pb-Gehalte auf Grünlandstandorten (71 mg/kg), gefolgt von Ackerböden (49 mg/kg) mit tiefreichender Stoffverteilung durch Bodenbearbeitung.

Auch beim Cadmium finden sich die höchsten Gehalte in den Auflagen der Waldböden. Die Mediane der Wald- (0,93 mg/mg) und Grünlandflächen (0,95 mg/kg) liegen jedoch auf einem ähnlichen Niveau (Ackerland 0,81 mg/kg). Die Gründe dafür liegen in den zusätzlichen Cd-Eintragsquellen in Agrarökosysteme und in dem durch Kalkung stabilisierten pH-Wert, der den Austrag von Cadmium mindert.

Stoffvorräte von Blei und Cadmium – Berechnung und Ergebnisse

Der berechnete Stoffvorrat der einzelnen Standorte wurde auf eine einheitliche Feinbodenmasse (1g/cm³) bezogen. Dazu wurde der Vorrat an Schadstoffen bis zur Mineralbodentiefe von 30 cm berechnet und durch die mittlere Trockenraumdichte geteilt. Somit zeigt der errechnete Wert den zu erwartenden Stoffvorrat in 1kg Feinboden (Mischprobe der oberen drei Dezimetern Mineralboden, inkl. Auflagehumus) an. Durch den Bezug der Schadstoffmassen auf eine einheitliche Masse an Feinboden kann erstmalig der im BBK-Verfahren vernachlässigte Effekt einer ökosystemspezifischen vertikalen Stoffverteilung ausgemerzt werden. Die höchsten Pb-Vorräte sind in Lössböden unter Wald zu finden. Die lw. genutzten Flächen zeigen Maxima in den Äckern der Hauptlage, während die der Lössgebiete die niedrigsten Vorräte aller untersuchten Flächen aufweisen. Die Vorräte der Waldböden der Hauptlagen liegen auf dem Niveau der Acker- und Grünlandböden (Tabelle 1). Auffällig ist, dass die Cd-Vorräte im lw. genutzten Böden ca. 6 mal höher sind als die der Waldböden. Die Abweichungen der Vorräte der lw. Flächen untereinander sind beim Cadmium marginal und liegen, genau wie der Vorratsunterschied der Wälder, im Bereich von Analyseungenauigkeiten. Die Verteilung innerhalb der lw. genutzten Flächen entspricht der des Bleis (Tabelle 1).

Interpretation

Die Erhöhung der Vorräte der Hauptlagenareale verglichen mit den Lössböden (Ausnahme Pb in Wäldern) beruht auf der expositionsbedingten höheren Lage im Relief und der damit verbundenen größeren Menge an atmosphärischer Deposition. Die hohen Pb-vorräte in den Wäldern sind im niedrigen Grenz-pH-Wert für die beginnende Mobilisierung von Blei begründet. Das deponierte Blei wird in einem deutlich geringeren Maße mobil und kann somit oberflächennah wenigstens teilweise gespeichert werden. Eine Stoffverlagerung wird an der Vielzahl der nur in Hauptlagen zu findenden podsoligen Böden deutlich. So können die geringeren Vorräte der Hauptlage erklärt werden.

Die geringeren Cd-Vorräte der Wälder, die im Verhältnis zu den lw. genutzten Flächen nur 1/6 so hoch sind, sind neben der anderen Eintragungssituation auch durch Auswaschung im sauren Bodenmilieu zu erklären. Wie die Cd-Konzentrationen der Tiefenstufe 5-30 cm zeigen (Median 0,10 mg/kg), findet innerhalb dieser Tiefe keine erneute Akkumulation von Cadmium statt.

Die identischen Mediane der pH-Werte der Ackerflächen auf Löss- und Hauptlagenstandorten (pH 5,6) weisen zusätzlich daraufhin, dass keine abweichenden Austräge durch pH-bedingte Mobilität zu erwarten sind. Bei postulierte ähnlichem Pflanzenbestand der Äcker kann nicht von einem möglichen Vegetationseffekt ausgegangen werden. Somit müssen die Einträge die relevante Größe für die Mengenunterschiede der Schadstoffe sein. Beim Pb und Cd finden sich auf den Grünlandflächen höhere Vorräte als auf den Ackerflächen im Löss (Tabelle 1). Die größere Masse an organischer Substanz im Oberboden und die damit verbundene höhere potentielle KAK in Grünlandböden ermöglicht hier eine verstärkte Sorption.

Räumlicher Vergleich von Bodengehalten und Bodenvorräten
Karte 3 ist entscheidend von der Nutzung geprägt, da in den Wäldern die hohen Werte der Auflagen dargestellt werden. Ein erkennbarer Zusammenhang zwischen Nutzung (Karte 1) und Pb-Vorrat ist in Karte 5 nicht sehr deutlich ausgeprägt, kann jedoch durch eine andere Klassifizierung örtlich aufgelöst werden. Beim Vergleich der Gehalts- und Vorratskarte sind höhere Gehalte nicht selten in Gebieten geringerer Vorräte auszumachen. Während die Darstellung der Cd-Vorräte merklich von der Nutzung der jeweiligen Flächen geprägt ist, zeigt sich in den Konzentrationskarten ein einheitlicheres Bild. Abgesehen von den durch die wechselnde Nutzung bedingten Vorratsunterschieden und wenigen lokalen Erhöhungen ist aber auch in den Vorratskarten ein relativ einheitliches Niveau der Cd-Vorräte (<0,3 mg/dm³ Wald und 0,6-1,2 mg/dm³ lw. Flächen) erkennbar.

Schlussfolgerungen: Die Vorratskarten liefern vor allem im Hinblick auf potentielle Schadstoffausträge und deren Nachhaltigkeit ins Grundwasser neue Informationen, welche aus den Ge-

* ISB Institut für Stadtökologie und Bodenschutz - Dr. Peter Reinirkens GbR, Alfred-Herrhausen-Strasse 44, 58455 Witten, www.isb-reinirkens.de

haltskarten alleine nicht gewonnen werden können. Durch die Kombination aus Vorrats- und Gehaltskarten zeigt sich, welche der untersuchten Böden (bis 30cm Mineralbodentiefe) noch eine

Senkenfunktion für Schadstoffe besitzen. Ein Verbinden der Informationen aus beiden Karten ermöglicht auch die Abschätzung der Nachhaltigkeit des Schadstoffangebotes für Pflanzen. Die Vorratskarte hat im Gegensatz zur Gehaltskarte jedoch bislang keine rechtliche Auswirkung (vgl. BBodSchV).

Karte 1: Karte der Flächennutzung



Flächennutzung
 Ackerland: Ausschlussflächen 0 0,5; 1km
 Grünland Flächen der
 Wald/Forst Detailbetrachtung

	Pb	Cd
Wald/Löss	59,2	0,13
Wald/Hauptlage	48,0	0,14
Grünland/Löss	50,7	0,81
Acker/Löss	46,0	0,79
Acker/Hauptlage	54,0	0,85

Tabelle 1: Mediane der erwarteten Vorräte von 1dm³ (Mischproben bis 30 cm Mineralbodentiefe) in mg

Literatur

ISB (Hrsg.) (2002): Digitale Bodenbelastungskarte der Stadt Essen. - unveröffentlichtes Gutachten im Auftrag der Stadt Essen
 LUA NRW - Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2000): Leitfaden zur Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten - Teil I: Außenbereiche -; Merkblätter Nr.24, Essen
 Schilli, C. (2002): Flächenhafte Darstellung von Schadstoffvorräten in naturnahen Böden, berechnet auf der Grundlage der digitalen Bodenbelastungskarte der Stadt Essen,- unveröffentlichte Diplomarbeit an der Ruhr-Universität-Bochum

Stoffvorräte von Cd (Karte 2) und Pb (Karte 4) in 1dm³ (Mischprobe bis 30 cm Mineralbodentiefe)



Cadmium

Ausschlussflächen
 < 0,5 mg/dm³
 0,5 - 0,65 mg/dm³
 0,65 - 0,8 mg/dm³
 > 0,8 mg/dm³

Ausschnitt der digitalen Bodenbelastungskarte von Cd (Karte 3) und Pb (Karte 5)



Ausschlussflächen
 < 0,7 mg/kg
 0,7 - 0,9 mg/kg
 0,9 - 1,1 mg/kg
 > 1,1 mg/kg



Blei

Ausschlussflächen
 < 50 mg/dm³
 50 - 60 mg/dm³
 60 - 70 mg/dm³
 > 70 mg/dm³



Ausschlussflächen
 < 50 mg/kg
 50 - 125 mg/kg
 125 - 180 mg/kg
 > 180 mg/kg

Zum Einsatz kupferhaltiger Pflanzenschutzmittel im ökologischen Landbau aus der Sicht des Boden-, Pflanzen- und Verbraucherschutzes

Schleuß, U., Rexilius, L., Kiel¹

1. Einleitung

Ziel vorsorgender Bodenschutzstrategien ist u. a. die Vermeidung bzw. Reduzierung von diffusen und direkten Schadstoffeinträgen in Böden [1]. In der Bodennutzungskategorie „Landwirtschaft“ wird seitens der Bundesregierung dem ökologischen Landbau eine besondere Bedeutung in Bezug auf Nachhaltigkeit zugesprochen, da diese Form der Landbewirtschaftung einen sehr viel geringeren Pflanzenschutzmittel-(PSM)-Einsatz als die konventionelle Landwirtschaft erfordert. Daher zählt zu den wichtigsten umweltbezogenen Zielen der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie u. a. die Entwicklung des Anteils des ökologischen Landbaus an der Gesamtanbaufläche auf 20% bis 2010 [2]. Zum Stichtag 31.12.2002 wirtschafteten im Bundesgebiet 15626 Betriebe auf 696978 ha nach den Maßgaben dieser Form der Landbewirtschaftung, das entspricht 4% der landwirtschaftlichen Betriebe und 4,1% der landwirtschaftlich genutzten Fläche, allerdings mit deutlichen regionalen Unterschieden. Ein wesentlicher Kritikpunkt bei Pflanzenschutzmaßnahmen im ökologischen Landbau stellt der Einsatz Cu-haltiger PSM dar. Schon seit über 100 Jahren werden diese PSM vor allem im Obst-, Wein-, Hopfen- und Kartoffelanbau zur direkten Bekämpfung pilzlicher Schaderreger angewendet. Kupfer ist als Spurennährelement für Pflanzen, Tiere und den Menschen von essenzieller Bedeutung; so ist Cu beispielsweise Bestandteil verschiedener Enzyme und der Chloroplasten sowie für die Biosynthese von Lignin wichtig [3]. In größeren Mengen aufgenommen bzw. in höheren Gehalten in

Böden ist Cu allerdings als Schadstoff zu bewerten [4].

2. Rahmenbedingungen

BBodSchG (1999) und BBodSchV (2000) kommen hinsichtlich der Belange des Pflanzenschutzes nur zur Anwendung, soweit die mit dem PSM-Einsatz verbundenen Einwirkungen nicht durch die Vorschriften des Fachrechts (Pflanzenschutzgesetz = PflSchG) geregelt sind. Zweck des PflSchG (1998) ist neben dem Schutz von Pflanzen und -erzeugnissen vor Schadorganismen und nichtparasitären Beeinträchtigungen auch die Abwehr von Gefahren, die für die Gesundheit von Mensch, Tier und den Naturhaushalt entstehen können, d. h. PSM werden nur zugelassen, wenn keine nicht vertretbaren Auswirkungen zu besorgen sind. Das Bodenschutzrecht beinhaltet auch in seiner aktuellen Fassung keine Möglichkeit, den Terminus „nicht vertretbar“ einer Bewertung zu unterziehen.

Der ökologische Landbau ist in der EG-Öko-Verordnung 2091/91 geregelt [5]. In den dort niedergelegten Positivlisten werden die zur Erzeugung und Verarbeitung ökologischer Produkte verwendbaren Stoffe benannt, so im Anhang II, Teil B, zur Bekämpfung von Schadorganismen z. B. „Kupfer in Form von Kupferhydroxid, Kupferoxichlorid, (dreibasischem) Kupfersulfat und Kupferoxid“. Diese positiv gelisteten Stoffe dürfen in Deutschland nur angewendet werden, wenn sie in zugelassenen PSM enthalten sind und nur in dem von der Zulassung abgedeckten Anwendungsgebiet (Indikationsgebot). Die ursprünglich bis zum 31.03.2002 begrenzte Zulassung Cu-haltiger PSM wurde aufgrund fehlender Alternativen durch die EU mit der Verordnung 473/2002 vom 15.03.2002 für den ökologischen Landbau verlängert. Die Höchstaufwandmenge liegt nach den EU-Vorgaben bis zum 31.12.2005 bei jährlich 8 kg/ha Cu, danach bei 6 kg/ha Cu. Nach den Richtlinien der ökologischen Anbauverbände (z. B. Bioland, Naturland) sind maximal 3 kg Cu/ha zulässig. Der Einsatz Cu-haltiger PSM erfolgt z. Z. hauptsächlich gegen *Phytophthora*

¹ Amt für ländliche Räume Kiel, Westring 383, 24118 Kiel, E-Mail: uwe.schleuss@pfs.alr-kiel.landsh.de

infestans in Kartoffeln, *Plasmopara viticola* in Weinreben, *Pseudoperonospora humuli* in Hopfen und *Venturia inaequalis* in Kernobst.

3. Probleme und Bewertung

Die langjährige Anwendung Cu-haltiger PSM führt als Folge der sehr starken Bindung an die organische Substanz zu einer unerwünschten Cu-Akkumulation, was vor allem zu deutlich erhöhten Cu-Gehalten in Böden des Wein- und Hopfenanbaus geführt hat [6]. Bei den Bodenmikroorganismen werden eine Verschiebung des Artenspektrums und eine Verdrängung sensitiver Arten beobachtet; dabei reagieren Bakterien empfindlicher als Pilze [7]. Die Auswirkungen weisen - je nach Variabilität der Bodeneigenschaften - standörtliche Spezifika auf. Legt man die modernen Anbautechniken zugrunde, so lässt sich an der landwirtschaftlichen Praxis im ökologischen Landbau belegen, dass die zurzeit zugelassenen Aufwandmengen zu einer Anreicherung dieses Elements in den Böden führen müssen. Unter den Anbaubedingungen Schleswig-Holsteins wird der Kupfereinsatz nur im Kartoffelbau vorgenommen. Bei einer fünf- bzw. sechsgliedrigen Fruchtfolge ergeben sich daraus bei einer Aufwandmenge von 3.000 g/ha Cu in Kartoffeln umgerechnet Cu-Einträge von 500-600 g/ha und Jahr, denen durchschnittliche Cu-Entzüge durch Kulturpflanzen von 30-100 g/ha gegenüberstehen, d. h. es wird bei den hier in Rede stehenden Bedingungen mindestens das Sechsfache des Entzuges ausgebracht. Die Bekämpfung von Schadpilzen in Weinreben nach den ECOVIN-Richtlinien erlaubt eine jährliche Wirkstoffzufuhr von 3.000 g Cu/ha [8], bei den o. a. Entzugszahlen würde sich ein Saldo von mindestens 2.900 g Cu/ha ergeben, also annähernd das 29fache des Entzuges.

4. Schlussfolgerungen

Die Reduzierung ökologisch unerwünschter Nebenwirkungen muss zu einer deutlichen Senkung der Cu-Anwendungsmengen führen

bzw. zum Einsatz von PSM mit anderen Wirkstoffen, die ebenfalls unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus zugelassen sind. Ein Durchbruch hinsichtlich des Ersatzes Cu-haltiger PSM durch Zulassung Cu-freier Präparate mit vergleichbarer Wirksamkeit ist derzeit jedoch nicht erkennbar. Aus der Sicht der Pflanzenschutzanwender kann auf Kupfer als PSM-Wirkstoff im ökologischen Landbau noch nicht verzichtet werden. Hieraus erwachsen deutliche Zielkonflikte zu den Bestrebungen des vorsorgenden Bodenschutzes.

5. Literatur

- [1] Wissenschaftlicher Beirat Bodenschutz (2000): Wege zum vorsorgenden Bodenschutz. Bundestags-Drucksache 14/2834 vom 25.02.2000.
- [2] Umweltbundesamt (2003): Jahresbericht 2002. Berlin, 140 S.
- [3] Bergmann, W. (1993): Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Spektrum Akademischer Verlag, 835 S., 3. Aufl., Heidelberg.
- [4] Liebe, F. (1999): Spurenelemente in Böden und Pflanzen Nordrhein-Westfalens - Gehalte verschiedener chemischer Fraktionen in Böden und deren Beziehungen zur Bodenreaktion und den Gehalten in Pflanzen. Bonner Bodenkundliche Abhandlungen, 375 S.
- [5] Anonymus (1991): Verordnung (EWG) Nr. 2092/91 des Rates vom 24. Juni 1991 über den ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel (EG-Öko-Verordnung) und entsprechende Ergänzungsverordnungen. EU-Amtsblatt Nr. L 198 v. 22.07.1991, zuletzt geändert am 15.03.2002.
- [6] Kloskowski, R. (1998): Verbleib von Kupfer in Boden und Wasser nach Anwendung von kupferhaltigen Pflanzenschutzmitteln. Berichte Biol Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft, H. 53, 34-37.
- [7] Kula Ch. und Guske, S. (2003): Auswirkungen von Kupfer auf Bodenorganismen bei langjähriger Anwendung. Berichte Biol Bundesanst. Land- und Forstwirtschaft, H. 118, 11-18.
- [8] ECOVIN - Bundesverband (1999): Richtlinien des ECOVIN - Bundesverbandes ökologischer Weinbau e. V. zur Erzeugung von Trauben, Saft, Wein und Sekt aus ökologischem Anbau. 5. Fassung.

Überlegungen zur experimentellen Unterscheidung naturnaher und genutzter Böden mittels Thermogravimetrie

Christian Siewert, Jutta Zeitz

Die Erfassung von Bodenveränderungen durch menschliche Einflüsse ist ein essentieller Bestandteil der Umweltforschung. Sie wird benötigt zur Definition von Sanierungszielen und zur Bodenbewertung, ist Voraussetzung der Grundlagenforschung und vieler Aspekte der Landwirtschaft. Ungeachtet dessen sind Veränderungen von Böden nicht immer leicht zu diagnostizieren. Ein besonderes Problem ist dabei die Definierbarkeit von Naturnähe bzw. von Abweichungen von Urzuständen der Bodenbildung durch menschliche Nutzung. Zu den Hauptursachen für das Fehlen entsprechender Methoden zählt die Heterogenität organischer Substanzen in Böden bzw. die Vielfalt individueller, oft sehr komplexer organischer Verbindungen, Bodenorganismen und Transformationsprozesse.

Vor diesem Hintergrund wurde versucht, Merkmale naturnaher Böden über die organische Bodensubstanz (OBS) mit möglichst einfachen Methoden zu erfassen, um Kenngrößen der Naturnähe abzuleiten. Eine der einfachsten Möglichkeiten zur Beschreibung der OBS besteht in der Aufzeichnung von Masseverlusten in Abhängigkeit von der Temperatur. Dieses Verfahren ist als „Thermogravimetrie“ in der Lebensmittelforschung, den Materialwissenschaften, bei der Qualitätsüberwachung technologischer Prozesse und in vielen anderen Bereichen verbreitet und wurde in der Bodenkunde bereits ebenfalls zur stofflichen Charakterisierung eingesetzt.

Hier erfolgt die Anwendung der Thermogravimetrie jedoch ohne Anspruch auf Identifikation von Komponenten oder Erklärungsmöglichkeiten für einzelne Prozesse der thermischen Destruktion (Verflüchtigung, Transformation, Verbrennung etc.). Vielmehr bildeten theoretische Überlegungen zur Bedeutung der Wasserbindungsfähigkeit für Funktionen der organischen Substanz und zur erdgeschichtlichen Herausbildung heutiger Bodenbildungsprozesse den Hintergrund für eine Orientierung auf die Thermogravimetrie (Siewert und Schaumann, 2002).

Ausgangsmaterial der Untersuchungen waren zunächst 52 Proben aus einem Transekt durch die Westrussische Tiefebene und Deutschland. Im weiteren Verlauf kamen 265 Proben aus Westsibirien, 54 Proben aus mehreren landwirtschaftlichen Dauerversuchen in Europa, sowie Proben aus mehreren trockenen und feuchten tropischen Gebieten, der Antarktis und anderen Regionen hinzu.

Abbildung 1 dokumentiert Mittelwerte der thermischen Zerfalldynamik von lufttrockenen, auf 2 mm gesiebten Bodenproben nach Einstellung eines definierten Wassergehaltes (Lagerung über gesättigter NaCl - Lösung bei 76 % relativer Luftfeuchte).

Zu erkennen ist ein für Mineralböden typischer Verlauf. Er ist durch relativ große Temperaturbereich mit wechselnden Gewichtsverlusten gekennzeichnet. Letztere beschreiben Prozesse der Wasserabgabe (Gewichtsverluste von 25 - 200°C), des Zerfalls thermisch instabiler organischer Sub-

stanz (Gewichtsverluste von 200 - ca. 450 °C), der Verbrennung von thermisch stabilen organischen Komponenten (Gewichtsverluste ca. 450 °C bis ca. 700 °C) sowie den Zerfall von Karbonaten (oberhalb von 700 °C).

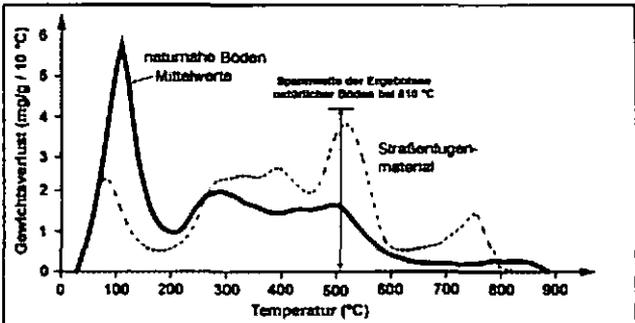


Abb. 1: Mittlere Dynamik thermischer Gewichtsverluste von Mineralböden im Vergleich zu Straßenfugenmaterial

Bei einem Vergleich mit Straßenfugenmaterial (Beispiel für ein Substrat) werden Unterschiede erkennbar. So unterscheidet sich die punktiert dargestellte Zerfalldynamik von Straßenfugenmaterial von den Mittelwerten zu Böden z. B. durch hohe Gewichtsverluste bei Temperaturen über 500 °C.

Dennoch sind Gewichtsverluste für den Nachweis von Unterschieden zwischen Substraten und Böden oder für die Diagnostik von Bodenveränderungen ungeeignet. Die nachweisbaren Unterschiede zwischen Straßenfugenmaterial und Böden sind kleiner als Spannweite der Ergebnisse natürlicher Böden. Analoge Schlussfolgerungen ergaben sich auch für andere Temperaturbereiche.

Diese Ergebnisse bestätigen ein bekanntes Phänomen. Oft sind Unterschiede zwischen Böden sowie zwischen Böden und Substraten an Hand einzelner Komponenten nachweisbar. Diese Unterschiede lassen jedoch keine praxisverwertbare Schlussfolgerungen zu. Demzufolge wären Einzelbestandteilen für den Nachweis einer Naturnähe ungeeignet.

Bei der weiteren Auswertung des Datenmaterials wurde festgestellt, dass die thermische Zerfalldynamik von Proben naturnaher Böden definierbaren Gesetzmäßigkeiten folgt. Dies zeigt sich einerseits in der Möglichkeit zur Aufteilung der Zerfalldynamik in mehrere Temperaturbereiche (siehe oben). Andererseits wurden Korrelationsbeziehungen zwischen thermisch identifizierbaren Komponenten (bzw. Zerfallsprozessen) nachgewiesen.

Abbildung 2 dokumentiert dazu die Beziehung zwischen den Gewichtsverlusten von 110 °C bis 120 °C zu den Gewichtsverlusten von 510 °C bis 520 °C für drei große Probenkollektive. Die Existenz dieser Beziehung scheint plausibel. Mineralböden unterscheiden sich u.a. durch ihren Tongehalt. Der Tongehalt gilt als Haupteinflussfaktor der Hygroskopizität und folglich der Gewichtsverluste um 100 °C (Wasserabgabe). Er beeinflusst zugleich die Akkumulation organischer Substanz (Rassmussen u.a. 1998), deren humifizierte bzw. tonabhängige Komponenten um 510 °C erfasst werden (Siewert, 2001). Die Abhängigkeit der Wasserbindungsfähigkeit und der Humusakkumulation vom Tongehalt könnte demnach Ursache der dargestellten Beziehung in Abb. 2 sein.

Unabhängig von der Richtigkeit dieser Überlegungen ist das Auftreten von Korrelationen für die Diagnostik von Bodenveränderungen relevant. Beimengungen an bodenfremder Substanz müssen die Beziehung stören, wenn kei-

ne analogen Proportionen zwischen Gewichtsverlusten um 110 und 510 °C vorliegen. Desgleichen verändert die Bodennutzung Wirkungen des Tons auf die Hygroskopizität und organische Substanz unterschiedlich. Dies ließ sich mehrfach bestätigen und zeigt sich in Abb. 2 in der Lage der Punkte für Straßenfugenmaterial und Böden mit bodenfremden Kohlenstoff.

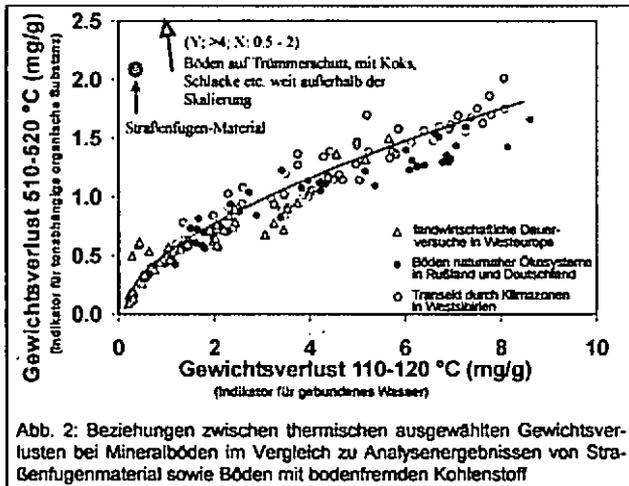


Abb. 2: Beziehungen zwischen thermischen ausgewählten Gewichtsverlusten bei Mineralböden im Vergleich zu Analysenergebnissen von Straßenfugenmaterial sowie Böden mit bodenfremden Kohlenstoff

Werden Beziehungen zwischen Bestandteilen an Stelle von Einzelkomponenten zur Diagnostik genutzt, ist die Sicherheit der Aussage von der Anzahl der Störfaktoren abhängig. So sind bei Verwendung der Korrelation in Abb. 2 Fehlinterpretationen möglich, wenn in Proben hygroskopische und thermisch stabile bodenfremde Komponenten in Proportionen angereichert werden, die bodenähnliche Verhältnisse vortäuschen. Damit verbundene Fehlinterpretationen lassen sich durch Einbeziehung weiterer Beziehungen kompensieren (z.B. Menge humifizierter Substanz zur Menge biologisch abbaubarer organischer Substanz). Gegenwärtig werden in die Auswertung 5 bilaterale und 3 multiple Beziehungen zwischen Gewichtsverlusten in unterschiedlichen Temperaturintervallen einbezogen.

Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Beziehungen ausschließlich für grundwasserferne und normal entwickelte Böden gültig sind. Entsprechende Hinweise hierzu ergaben sich aus einem DFG-Forschungsprojekt der Humboldt-Universität (Zeitz und Siewert, 2001).

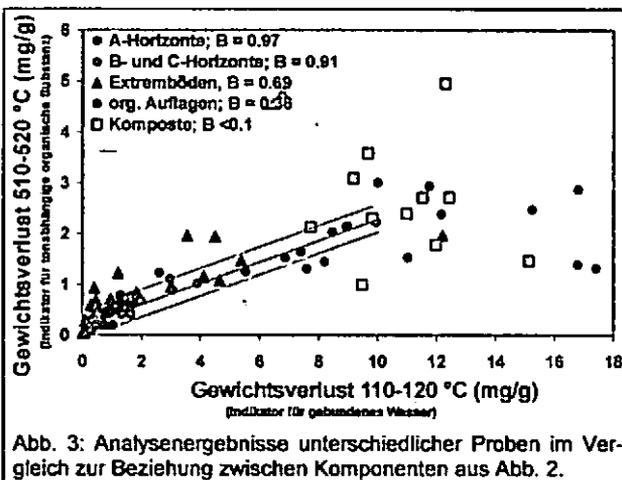


Abb. 3: Analysenergebnisse unterschiedlicher Proben im Vergleich zur Beziehung zwischen Komponenten aus Abb. 2.

Abb. 3 zeigt dazu ausgewählte Ergebnisse. Sie belegen, dass bei Proben aus A-Horizonten naturnaher Böden (ungestörter Horizontaufbau in Wald-, Wiesen- und Steppenböden) keine signifikanten Abweichungen auftraten. Bei Proben aus tieferen Horizonten sind selten marginale Ü-

berschreitungen der Konfidenzintervalle erkennbar. Bei Böden aus Trocken- und Kältewüsten mit geringer biologischer Bodenbildung und mit kryogenen Prozessen, häufiger Winderosion und Hydromorphie (Extremböden) fanden sich hingegen häufig Abweichungen. Bei organischen Auflagen fanden sich Ergebnisse innerhalb des Gültigkeitsbereiches der Beziehung nur in wenigen Fällen (Proben mit hohem Mineralanteil). Noch deutlicher war das Bild bei Komposten. Hier wurden bei allen Proben mit einer Ausnahme Abweichungen registriert.

Auf dieser Grundlage scheint eine Diagnostik naturnaher Verhältnisse in Böden nicht ausgeschlossen. Dafür sind an Stelle von Einzelverbindungen Beziehungen zwischen Bestandteilen vorzuziehen. Es bleibt vorab zu klären, welche Faktoren die Beziehungen verursachen. Weiterführende Untersuchungen müssen zeigen, welche Möglichkeiten zur Quantifizierung von Abweichungen bestehen und welche Anwendungsgrenzen zu definieren sind.

Literatur:

1. Rasmussen, P. E.; Keith, W. T.; Goulding, J. R.; Brown, P. R.; Grace, Henry Janzen, H.; Körschens, M. (1998): Long-Term Agroecosystem Experiments: Assessing Agricultural Sustainability and Global Change. Science. vol. 282, 893 - 896
2. Siewert, C. und Schaumann, Gabriele E. (2002): Evolution und erdgeschichtliche Genese von Bodenbildungsprozessen. Natur- und Kulturlandschaft. Höxter/Jena 2002, Band 5, S. 76-81
3. Siewert, C.; M. Renger; M. Körschens; J. Zeitz; G. Springob (2001): Wirkungen unterschiedlicher Düngungsmaßnahmen auf die organische Bodensubstanz landwirtschaftlicher Böden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 96, Heft 1, 457-458
4. Wessolek, G; Siewert, C. (2001): Diagnostik von Artefakten in der organischen Bodensubstanz. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 96, Heft 1, 2001, S. 47-50
5. Siewert, C. (2001): Investigation of the Thermal and Biological Stability of Soil Organic Matter. Shaker-Verlag, Aachen, ISBN 3-8265-9631-5
6. Siewert, C. (1998): Perspektiven der Thermogravimetrie zur Charakterisierung von Böden und Ökosystemen. User-Com, Juni, 10-11
7. Zeit, J., Siewert, C. (2001): Vergleichende Untersuchungen des C-Gehaltes von Bodenproben aus Moor- und Mineralböden und zur Bewertung des Humositätsgrades von Moorböden. DFG-Abschlussbericht, unveröffentlicht.

Weitere Informationen unter www.humus.info, www.tgba.info, www.tgba.de

Diese Publikation ist im Internet verfügbar unter: http://www.tgba.de/Aktuelles/DBG_FF2003_Siewert_Zeit.pdf

Soil Erosion Assessment For Sustainable Land Management In NW-Syria – Integrating GPS-Surveys Of Water Erosion Damages With GIS-Analyses And Farmers' Experiments

Armin Skowronek,¹ Alois Klewinghaus², Francis Turkelboom³

Introduction/Problem Statement

Soil erosion by water plays a major role in the complex of land degradation processes in NW-Syria. Under semiarid Mediterranean climate the assessment of erosion is a special challenge: Methods and tools have to face high spatial and temporal variability of rainfall events, and runoffs are often torrential.

In cooperation with the University of Bonn, ICARDA in Aleppo - the International Center for Agricultural Research in the Dry Areas -, conducts a BMZ-funded research project for the development of sustainable land management practices in marginal dry areas. Within this project methods and tools for the assessment of water erosion under dryland conditions are developed and tested. A practical and reliable method is desired, which is recommendable as a decision support for the implementation of soil protecting land management.

The Study areas

Khanasser Valley - about 60 km to 80 km SE of Aleppo - with mainly rain-fed agriculture (barley, wheat, some cumin) and pasture for sheep and goats is a marginal area at the border between agricultural land and steppe ("Badia"). Rainfall is about 200-250 mm in average. The soils are loamy and nutrient-poor Leptosols, Calcisols, and Gypsisols with intensive surface crusting created by splash erosion.

¹Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nussallee 13, 53115 Bonn, Germany.
E-mail: skow@boden.uni-bonn.de

²Institut für Städtebau, Bodenordnung und Kulturtechnik, Universität Bonn, Nussallee 1, 53115 Bonn, Germany, seconded to ICARDA.
E-mail: a.klewinghaus@cgiar.org

³ICARDA - International Center for Agricultural Research in the Dry Areas - Aleppo, Syria.
E-mail: f.turkelboom@cgiar.org

Paleogene limestones are covered by a shallow (up to 10 m thick) miocene basalt layer, which is strongly weathered and is responsible for the detritus of head-size rocks on the slopes.

Population increase with intensification of land use, high grazing pressure and severe land degradation, in combination with poor natural resources and erratic rainfall, are the problems farmers and bedouins have to stand.

A second study area - Yakhour - 65 km NW of Aleppo, is a hilly area (up to 700 m asl) with olive orchards on steep slopes (up to 30 %). Rainfall is about 350-600 mm. Soils are Leptosols and shallow Calcisols on the same geological substrates as in Khanasser Valley.

Common features of both study areas are the cultivation of steep slopes, the intensification of cultivation, the increasing mechanization of field work, the removal of natural vegetation, and overgrazing. Under heavy winter rains severe water erosion problems (sheet erosion, rill and gully erosion) result from these processes.

Methodology and tools

Several methods and tools for the assessment of soil erosion have been tested during the first rainy season of the project time: Remote sensing (IKONOS satellite images and aerial photos), erosion nails, paint markers, Wischmeier-plots, interpretation of soil profiles in catenas. These methods and tools - although approved under more humid climate conditions - have been abandoned, because no clear indications regarding actual soil erosion could be gained. For the use of erosion models like (R)USLE or EROSION 2D/3D necessary efforts (time, money, organization) for capturing reliable data would be too high.

Under consideration of the manuals of DVWK (1996), HERWEG (1996), and ROHR et al. (1990) mapping of soil erosion features (Erosion Damage Mapping) is used to detect erosion paths and patterns in the landscape, and their relationships to relief parameters, ground cover, infrastructure, land use and agricultural practices (e.g. tillage direction). GPS (Global Positioning System)-receivers with in-built barometrical altimeter (Garmin Etrex Summit/Vista) allow easy, rapid and exact location of the erosion features. At the same time - with the same measurements - topographical data (altitude) is gained, from which digital elevation models (DEMs) of high resolution (10 m-grids) can be created. The downloaded data are figured with GIS-software (ARC VIEW) as thematic maps, and are analyzed with

SPATIAL ANALYST and IDRISI. The DEMs help to detect the spatial patterns of soil erosion features and the degree of erosion damages in relation to relief parameters. For getting a solid database erosion damages are mapped during several rainy seasons (2002-2004).

From unbordered runoff plots rainfall thresholds, magnitude and amplitude of runoff events are gained. Automatic weather stations supply the rainfall data.

The erosion survey is a contribution to ICARDA's Participatory Farmers' Research. Farmers and scientists co-operate for testing land use and land management alternatives. With the results of the soil erosion assessment agricultural practices will be evaluated regarding their erosion risk.

The following dominant land use and management practices are monitored:

- Olive orchards
 - In monoculture
 - With intercropping of barley or vetch
 - With tillage/weeding
 - Contour tillage
 - Up and down tillage
 - Without tillage/weeding
- Barley fields
- Cumin fields
- Range land

About 760 hectares of land are included in the erosion survey.

Results and discussion

The GPS/GIS-supported mapping of visible soil erosion indicators (Erosion Damage Mapping) gives rapid information about the actual soil erosion under real field or catchment conditions.

It has a lot of positive aspects:

- On catchment-scale as well as on field-scale the erosion survey gives an overview of type, distribution and extent of erosion damages (micro-rills, rills, gullies and sedimentation areas).
- Spatial as well as temporal distribution of erosion damages are observable.
- The land use, agricultural practices, ground cover, and infrastructure (terraces, village

borders, roads, tracks, paths) are mapped too, so that possible relations between these parameters and soil erosion can be detected.

- Short-time land use changes or management changes are surveyed directly.
- No measuring devices have to be installed and have to be maintained.
- There is no interference with farmers' management.
- Practicability and accuracy are improved in comparison to analogous mapping (no big scaled maps are necessary, mapping is done "on the point").
- Interpretation of erosion damages is supported by quantitative analyses.
- Method is recommendable for developing countries with poor database.

Preliminary analyses show that especially in Yakhour run-on onto the fields from paths, (tractor) tracks, and roads is a main cause for the development and increase of rills. In Khanasser Valley unused old terraces create equal effects.

References

DVWK (Hrsg.) (1996): Bodenerosion durch Wasser - Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft, H. 239, Bonn.

HERWEG, K. (1996): Field manual for assessment of current erosion damage. Center for Development and Environment, University of Berne, Switzerland

ROHR, W., MOSIMANN, TH., BONO, R., RÜTTIMANN, M. and PRASUHN, V. (1990): Kartieranleitung zur Aufnahme von Bodenerosionsformen und -schäden auf Ackerfläachen. Basler Beiträge zur Physiogeographie, Materialien zur Physiogeographie, H. 14, Basel, Schweiz.

Acknowledgements

The investigation is funded by the Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, BMZ, Germany, within the ICARDA/BMZ-Project: "An Integrated Approach To Sustainable Land Management In Dry Areas" (German Coordinator: A. Rieser, University of Bonn)

Zur Korrelation von Reflexionsmessungen an Schwarzerden mit dem Gehalt an organischem und pyrogenem Kohlenstoff

H. Tanneberg¹, R. Jahn¹, K.-J. Hartmann² und A. Kraus³

1 Einleitung und Zielstellung

In letzter Zeit verdichten sich die Hinweise darauf, dass Brandrückstände bei der Schwarzerdegenese eine entscheidende Rolle gespielt haben bzw. zum ubiquitären Stoffbestand von Schwarzerden gehören (Schmidt et al., 1999; Kleber, 2001; Kleber et al., 2003). Aus dem Raum Halle - Bad Lauchstädt liegen mittlerweile Ergebnisse vor, dass der Black Carbon-Gehalt in Ackerböden ca. 10 bis 20% der organischen Substanz einnimmt (Brodowski et al., 2001). Für den nördlichen Teil des Sachsen-Anhaltinischen Schwarzerdegebietes lagen bisher noch keine Ergebnisse vor. Weiterhin sollte untersucht werden, ob es möglicherweise einen Zusammenhang zwischen dem Gehalt an Black Carbon und der Bodenfarbe gibt.

2 Material und Methoden

C_{org}, N_T und Oxid-Gehalte wurden nach den Standardmethoden ermittelt. Die Bestimmung der Black Carbon-Gehalte (BC) erfolgte nach der Methode von Glaser et al. (1998). Zur Messung der spektralen Reflexion der Bodenproben diente ein Spektromessgerät der Firma ASD. Die künstliche Lichtquelle beleuchtete die Probe aus einer festen Entfernung von 50 cm und einem Einfallswinkel von 45°. Die Entfernung des Messensors zur Probe betrug konstant 10 cm.

3 Ergebnisse

Die BC-Gehalte liegen zwischen 1,7 und 5,1 g kg⁻¹ Boden bzw. zwischen 117 und 283 g kg⁻¹ C_{org} und damit im Bereich bekannter Größenordnungen aus dem Raum Halle - Bad Lauchstädt (vgl. Schmidt et al., 1999, Kleber et al., 2003). In Dahlenwarsleben sind die BC-Gehalte in Ober- und Unterböden nahezu identisch, während in Klein Rodensleben und Schlanstedt deutliche Anreicherungen in den Oberböden vorliegen (Fig.1). Damit liegt im BC-Gehalt der Oberböden ein deutlicher Gradient von NE nach SW vor. Die allgemeinen Bodenparameter

(pH, C_{org}, C/N, Oxidbestand und Bodenfarbe) lassen keine großen Unterschiede in den drei Teilgebieten erkennen.

Die Reflexionsspektren der Bodenproben haben alle eine ähnliche Form (Fig. 2). Im Bereich des sichtbaren Lichtes (380 - 780 nm) sind keine Maxima zu erkennen, die in der Spektroskopie Voraussetzung zur qualitativen und quantitativen Bestimmung sind. Maxima, die sich aber nur in der Höhe unterscheiden, treten erst im IR-Bereich auf. Da sich die einzelnen Proben in ihrem Reflexionsgrad bei einer bestimmten Wellenlänge unterscheiden, wurde untersucht, ob zwischen der Größe des Reflexionsgrades bei einer bestimmten Wellenlänge und dem Gehalt an organischem Kohlenstoff bzw. an Black Carbon ein Zusammenhang gefunden werden kann. Die besten Korrelationen mit hoher Signifikanz im Bereich des sichtbaren Lichtes sind bei den Reflexionsgraden der Wellenlängen 650 bis 750 nm zu erkennen, allerdings ist der Bestimmtheitsgrad gering und aus analytischer Sicht nicht verwertbar. Diese Aussage trifft sowohl für die Korrelationen zwischen den Reflexionsgraden mit den C_{org}-Gehalten als auch mit den Black Carbon-Werten zu.

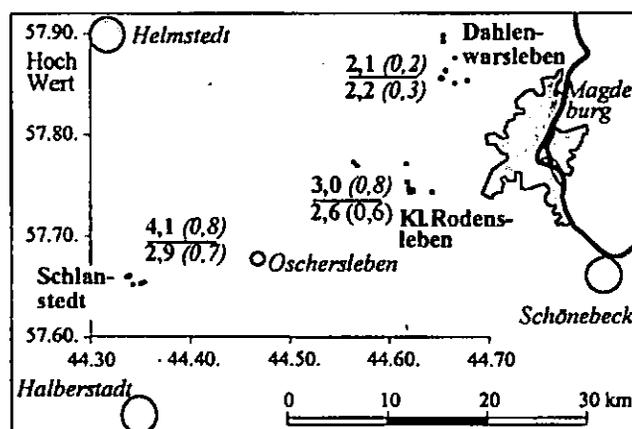


Fig. 1: Lage der beprobten Böden sowie Mittelwerte (g kg⁻¹ Boden) und Standardabweichung der Black Carbon-Gehalte für die drei Untersuchungsgebiete

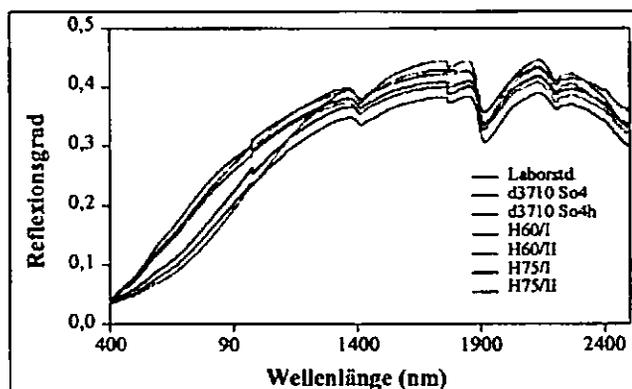


Fig. 2: Reflexionsspektren ausgewählter Böden

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Weidenplan 14, D-06108 Halle (Saale), e-mail: tanneberg@landw.uni-halle.de

² Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt

³ Institut für Analytik und Umweltchemie der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Eine getrennte Betrachtung der Ober- und Unterböden führt zu einer wesentlich besseren Korrelation für die Ap-Horizonte sowohl hinsichtlich C_{org} - als auch BC-Gehalten (Fig. 3). Eine differenzierte Betrachtung von Ober- und Unterböden haben auch Schmidt et al. (1999) vorgenommen. Die Ergebnisse weisen darauf hin, dass die Reflexion nicht nur vom Gehalt an organischer Substanz bzw. Black Carbon abhängt, sondern auch von anderen Pigmenten des Bodens beeinflusst wird. Nach Schulze et al. (1993) ist ein Zusammenhang zwischen Bodenfarbe und Gehalt an organischer Substanz auf eine bestimmte Landschaft, ähnliche Textur und gleiches Ausgangsmaterial begrenzt.

Schmidt, M. W. I., Skjemstad, J. O., Gehrt, E. & Kögel-Knabner, I. (1999). Charred organic carbon in German chernozemic soils. *European Journal of Soil Science*, 50, 351-365.

Kleber, M., Rössner, J., Chenu, C., Glaser, B., Knicker, H. & Jahn, R. (2003). Prehistoric Alteration of Soil Properties in a Central German Chernozemic Soil in Search of Pedologic Indicators for Prehistoric Activity. *Soil Science* 168, in print.

Schulze, D.G., Nagel, J.L., van Scoyoc, G.E., Henderson, T.L. & Baumgardner, M.F. (1993). Significance of organic matter in determining soil colors. In: Bigham J.M. & Ciolkosz E.J. *Soil Color*. SSSA Special Publication Number 31. Madison, Wisconsin.

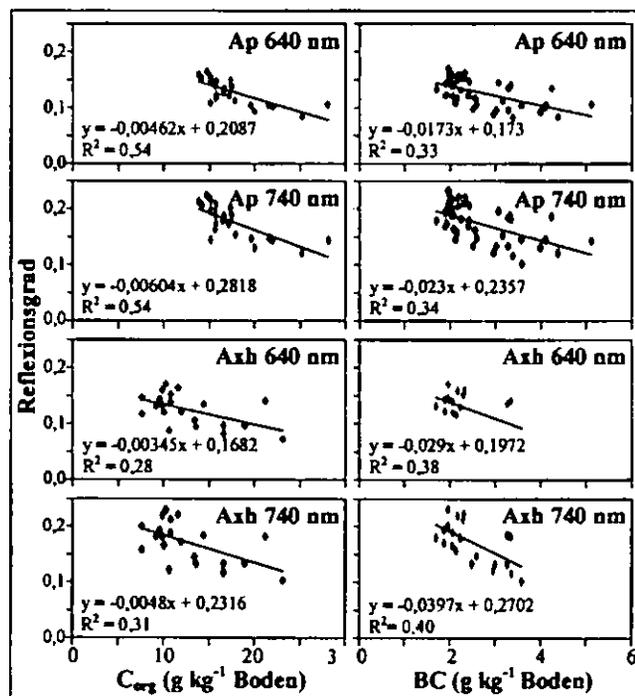


Fig. 3: Korrelationen zwischen Reflexionsgrad und C_{org} - bzw. Black Carbon-Gehalt bei zwei Wellenlängen

Aus unseren Untersuchungen ist ersichtlich, dass die Reflexionsspektren durch verschiedene Bodenparameter beeinflusst werden müssen, da keine eindeutige Zuordnung zu den Gehalten an organischer Substanz bzw. Black Carbon gefunden werden konnte. Somit kann aus den Farbmessungen ähnlicher Böden nur begrenzt auf den Gehalt an organischer Substanz bzw. Black Carbon geschlossen werden.

4 Literatur

Brodowski, S., Amelung, W., Haumeier, L. & Zech, W. (2001). Mechanismen und Regulation der Bildung von langfristig stabilem Humus aus pyrogenem Kohlenstoff. *Mitteilgn. Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft* 96/1, 161-162.

Glaser, B., Haumeier, L., Guggenberger, G. & Zech, W. (1998). Black Carbon in Soils: the use of benzenecarboxylic acids as specific markers. *Org. Geochem.* 29, 811-819.

Einfluss des Mikroreliefs und unterschiedlicher Bearbeitungintensitäten auf die horizontale und vertikale Humusverteilung im Ackerboden.

E. Thiel¹, W. Schmidt¹, O. Nitzsche¹, H. Neumeister²

1 Einleitung

Art, Intensität und Häufigkeit der Bodenbearbeitung beeinflussen das Bodengefüge und die Bodenfauna. Die veränderten Bedingungen verursachen differenzierte Stoffumsatzprozesse im Boden. Eine Änderung des Humusgehaltes in der Krume hat z.B. weit reichende Folgen für die Nährstoffverfügbarkeit, die Durchlüftung und die Stabilität der Bodenaggregate etc. Im Mittelsächsischen Lößhügelland wurden die Bodenbearbeitungssysteme Pflug (P), Direktsaat (D), Konservierende Bearbeitung (K) und Konservierende Bearbeitung mit Krumenbasislockerung (KL) hinsichtlich ihres Stickstoff- und Wasserhaushaltes auf einer Parabraunerde innerhalb der Fruchtfolge Zuckerrüben - Winterweizen - Winterweizen (1999 - 2001) untersucht (THIEL, 2002). Es handelt sich hierbei um seit 1992 differenziert bewirtschaftete Großparzellen (ca. 6 ha) auf einem Praxisschlag (Schlag Lüttewitz) der Südzucker AG. Die Bodenartenuntergruppe der Versuchsfläche ist stark toniger Schluff (Ut4). Die Variante P ist gekennzeichnet durch eine wendende Bearbeitung in 25 cm Tiefe. In den Varianten K und KL findet eine nichtwendende Bearbeitung in 10 cm (K) bzw. 20 cm Tiefe mit einmaliger Krumenbasislockerung in 40 cm Tiefe (KL) statt. Die Variante D ist ein Bestellverfahren ohne jegliche Bodenbearbeitung. Diese Bewirtschaftungsstreifen schneiden die Leitlinien des Mikroreliefs (Abb. 4). Die durchschnittliche Jahrestemperatur des Standortes liegt bei 8°C und das langjährige Niederschlagsmittel bei 662 mm.

2 Problemstellung

Der Kohlenstoffgehalt im Boden ist nahezu mit allen chemischen, physikalischen und biologischen Bodeneigenschaften eng verbunden. Zahlreich werden die Tendenzen zu Änderungen des Humusgehaltes bei verringerter Bodenbearbeitungsintensität untersucht. Diese Betrachtungen finden jedoch häufig an einzelnen ausgewählten repräsentativen Punkten innerhalb einer Fläche statt. Es sollte geprüft werden, inwieweit sich die Ergebnisse des Humusgehaltes bei unterschiedlicher Bodenbearbeitungsintensität in ihrer vertikalen und horizontalen Verteilung unterscheiden. Dafür wurden eine 3jährige Messreihe von ausgewählten stationären Messplätzen und eine quasi flächenhafte Analyse des Humusgehaltes ausgewertet. Weiterhin wurde hinterfragt, in welcher Intensität das Mikrorelief die Werteverteilungen in den Bearbeitungsvarianten beeinflusst.

3 Methodik

Die Probenahme zur Ermittlung des Humusgehaltes an den stationären Messplätzen innerhalb der untersuchten Bearbeitungsvarianten wurde jeweils im Herbst der Jahre 1999, 2000 und 2001 mittels Bohrstock in den Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm sowie teilweise in

30-60 cm und 60-90 cm Tiefe durchgeführt. Die Bestimmung des C_{org}-Gehaltes erfolgte nach DIN ISO 10694 (DIN 2000). Im Februar 2002 wurde mittels Bohrstock in den Tiefenstufen 0-5 cm, 5-30 cm, 30-60 cm eine flächenhafte Beprobung der 4 Bodenbearbeitungsvarianten durchgeführt. Aufgrund des ausgeprägten Mikroreliefs fand eine höhenschichtenangepasste Probenahme (Abb. 4) statt. Es wurden 35 Einzelpunkte beprobt, wobei je Punkt und Tiefenstufe 3 Einzelproben zu einer Mischprobe vereinigt wurden. Anschließend wurde durch eine Geländeaufnahme mittels DGPS-Empfängers ein hochaufgelöstes digitales Geländemodell erstellt, um die Einflüsse des Mikroreliefs herauszuarbeiten.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Stationäre Messplätze

Die Abbildungen 1 und 2 stellen die Entwicklung des Humusgehaltes an stationären Messplätzen innerhalb der Varianten P und D dar. Innerhalb der 3 Untersuchungsjahre wies die Variante P einen relativ homogenen Humusgehalt in der Krume von ca. 1,8 Gew.-% auf. In der Variante KL (nicht dargestellt) konnten ähnliche Werte ermittelt werden, welche die durchmischende Wirkung einer tiefen Bodenbearbeitung kennzeichnen. In der tieferen Bodenschicht 30-60 cm wies die Variante P mit durchschnittlich 0,8 Gew.-% im Vergleich zu den Varianten KL, K (nicht dargestellt) und D die höheren Humusgehalte auf.

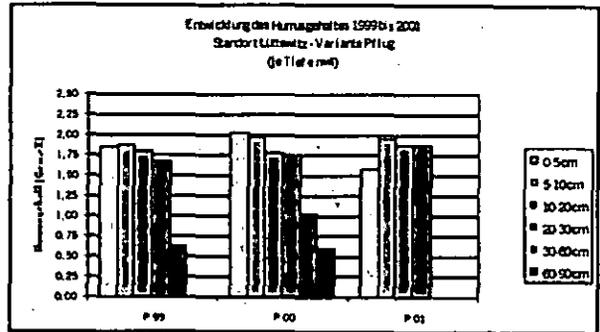


Abbildung 1: Entwicklung des Humusgehaltes von 1999 bis 2001 in der Variante P an den stationären Messplätzen (in 1999 60-90 cm sowie in 2001 30-60 cm und 60-90 cm nicht beprobt).

In der Variante D (Abb. 2) wurden an den stationären Messplätzen innerhalb der 3 Jahre mit durchschnittlich 2,3 Gew.-% in den oberen 5 cm Boden die höchsten Humusgehalte erreicht. Es konnte eine deutlich gestaffelte Abnahme der Humusgehalte mit zunehmender Bodentiefe verzeichnet werden.

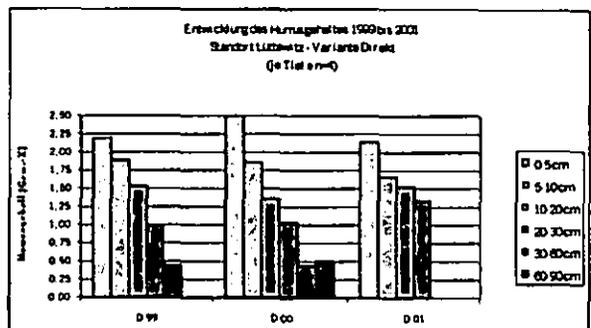


Abbildung 2: Entwicklung des Humusgehaltes von 1999 bis 2001 in der Variante D an den stationären Messplätzen (in 1999 60-90 cm sowie in 2001 30-60cm und 60-90 cm nicht beprobt).

¹ Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Postfach 221161, 04131 Leipzig (enrico.thiel@leipzig.lfl.smul.sachsen.de)

² Universität Leipzig, Institut für Geographic, Johannesallee 19a, 04103 Leipzig

In den beiden konservierend bearbeiteten Varianten und in der Variante Direktsaat konnten in den oberen 0-10 cm bzw. 0-5 cm Tiefe an den stationären Messplätzen deutlich erhöhte Humusgehalte im Vergleich zur Variante P ermittelt werden. Im Gesamtprofil 0-60 cm sowie 0-90 cm wurden jedoch in der Variante P ähnliche und teilweise ca. 0,2 Gew.-% höhere Werte als in den Varianten D, K und KL ermittelt. Hier wies die Variante D die geringsten Humusgehalte auf.

Auch unter Einbezug der höheren Dichten in den Varianten D, K und KL (Tab. 1) wurden für das Profil 0-60 cm keine höheren Humusmengen festgestellt.

Tab 1.: An den stationären Messplätzen über 3 Jahre ermittelte Dichtemittel der Tiefen 0-5 cm (n=12), 5-30 cm (n=16), 30-60 cm (n=10).

Variante	Trockenrohdichte [g cm ⁻³]			
	P	D	K	KL
0-5 cm	1,23	1,37	1,24	1,13
5-30 cm	1,40	1,52	1,51	1,49
30-60cm	1,43	1,49	1,62	1,59

Da in den konservierend bearbeiteten Varianten und in der Variante Direktsaat keine Nettozunahmen der Humusmengen im Gesamtprofil zu verzeichnen waren, ist hier von einer Umverteilung auszugehen.

4.2 Flächenhafte Beprobung

Für die oberen 5 cm Boden der flächenhaften Beprobung (Abb. 3) wurden für die Varianten KL, K und D im Vergleich zur Variante P deutlich höhere (ca. 0,5 Gew.-%) Humusgehalte erfasst. In der Variante D war eine starke Streuung der Einzelwerte zu verzeichnen. Insgesamt unterschieden sich die Medianwerte der Humusgehalte der flächenhaften Analyse der Varianten D und K in dieser Tiefe kaum. Dagegen wurden an den stationären Messplätzen fortwährend die höchsten Humusgehalte in der Variante D in den oberen 5 cm ermittelt.

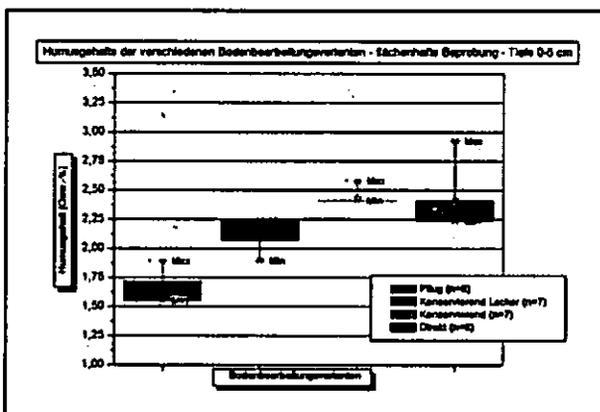


Abbildung 3: Flächenhaft ermittelte Humusgehalte der Bearbeitungsvarianten P, KL, K, D (von links nach rechts) – Darstellung 2. und 3. Quartil sowie Streuweite der Einzelproben.

Anhand einer statistischen Auswertung der höhenschichtenbezogenen Gruppen der flächenhaften Beprobung wurde keine Überlagerung der Bearbeitungseffekte durch den Einfluss des Mikroreliefs ermittelt.

In der Tiefe 5-30 cm traten in den Varianten P, D und KL größere Streuungen der Humusgehalte im Hangverlauf auf (Abb. 4).

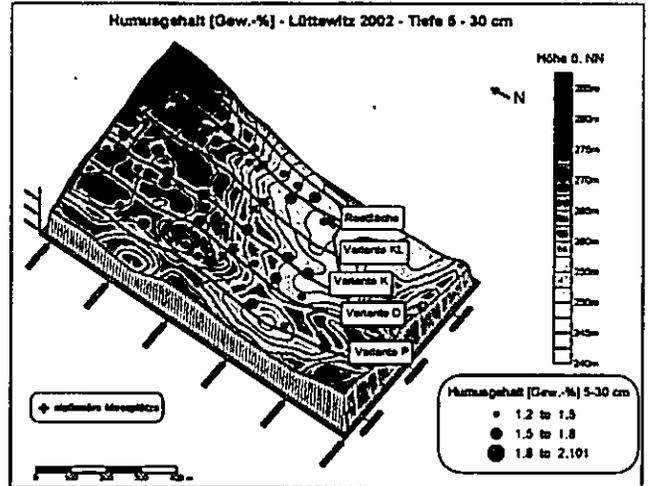


Abbildung 4: Humusgehalte der Tiefe 5-30 cm der flächenhaften Beprobung.

In der Abb. 4 sind starke Streuungen der Humusgehalte im Ober- und Mittelhangbereich innerhalb der Variante P zu erkennen. Die geringsten Streuungen in der Tiefe 5-30 cm traten in der Variante K auf. In dieser Tiefe sind im arithmetischen Mittel die Humusgehalte der flächenhaften Beprobung der Varianten D, K und KL ca. 0,2-0,3 Gew.-% höher als im Mittel der stationären Messplätze. Für die Variante P wurden an den stationären Messplätzen um ca. 0,2 Gew.-% höhere Werte im Vergleich zum arithmetischen Mittel der gesamten Parzelle ermittelt.

5 Fazit

Verminderte Bodenbearbeitungsintensität hat eine Zunahme des Humusgehaltes in der Krume zur Folge. Mit abnehmender Bearbeitungstiefe verschiebt sich dabei der Akkumulationshorizont nach oben. Deutliche Anreicherungen im Humusgehalt waren in den oberen untersuchten Bodentiefen in den konservierend bearbeiteten Varianten zu erkennen. Die Erhöhung des Humusgehaltes führt zu einer Stabilisierung des Gefügeverbandes und bildet eine wirksame Schutzmaßnahme gegen Erosion und trägt dadurch zur Erhaltung des Ertragspotenzials von ackerbaulich genutzten Böden bei.

Die untersuchte Fläche ist von zahlreichen Dellensystemen durchzogen. Diese Strukturen wurden durch eine digitale Relieffanalyse in die Bewertung der Stoffgehalte einbezogen. Durch die flächenhafte Beprobung sowie durch die Anlage eines Referenzpunktes wurde erkennbar, dass ein Einzelwert für eine gesamte Parzelle, besonders für die von der Bodenbearbeitung vorrangig beeinflusste Bodenschicht, nur einen begrenzten Aussagewert (z.B. Aufzeigen von Trends) besitzt. Die Erfassung der Unterschiede von Stoffgehalten im Raum bildet u.a. die Voraussetzung für Precision Farming Strategien.

6 Literatur

DIN e. V. (Hrsg.) (2000): Handbuch der Bodenuntersuchungen: Terminologie, Verfahrensvorschriften und Datenblätter; physikalische, chemische, biologische Untersuchungsverfahren; gesetzliche Regelwerke. Berlin.

THIEL, E. (2002): Stickstoffhaushalt und sickerwassergebundener Stickstoffaustrag bei konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung. Diplomarbeit. Universität Leipzig.

Freisetzung von anorganischen Spurenstoffen aus Böden mit erhöhten Hintergrundgehalten

Utermann, J.¹, B. Raber², O. Melzer¹, H.-E. Gäbler¹, R. Hindel¹

1. Einleitung

Die Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) legt im Anhang 2 für ausgewählte anorganische Spurenstoffe Vorsorgewerte fest, bei deren Überschreitung die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Für Böden mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Stoffgehalten gilt diese Schwelle gemäß § 9 (2,3) BBodSchV nicht, sofern eine Freisetzung keine nachteilige Auswirkung auf die Bodenfunktionen erwarten lässt. Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen eines UBA-F&E-Vorhabens (Utermann et al. 2003) an ausgewählten Standorten mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten die Elementfreisetzung ermittelt und vergleichend bzw. wirkungspfadbezogen bewertet. Primäres Ziel der exemplarischen Studie war es, eine Vorstellung über das Ausmaß der Elementfreisetzung und der sie steuernden Einflussgrößen zu erhalten.

2. Material & Methoden

Es wurden insgesamt 152 Ober- und Unterbodenproben der Gesteinsgruppen Karbonatgesteine, Tongesteine sowie Basische Magmatite & Metamorphite, Auenstandorte (Elbe, Ruhr, Rhein, Wupper) und Oberböden aus dem urbanen Raum (Kleingärten, Parkanlagen und Spielplätze in Düsseldorf, Wuppertal und Hannover) untersucht. Die Probenauswahl erfolgte dergestalt, dass möglichst viele Proben Elementgehalte im KW-Extrakt aufweisen, die zwischen den Vorsorgewerten und den Prüfwerten nach Anhang 2 BBodSchV liegen. Es wurden die Gehalte der Elemente As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Sn, Tl und Zn im *Königswasserextrakt* (KW-Extrakt ISO 11466), im *NH₄NO₃-Extrakt* (DIN 19730), im *Bodensättigungsextrakt* (BSE Anhang 1 BBodSchV) sowie in *wässrigen Auszügen* nach DIN 38414-S4 und DIN EN 12457-1 gemessen. Die Verfahrensauswahl berücksichtigt ausschließlich genormte Methoden und orientiert sich primär an den in der BBodSchV wirkungspfad- und nutzungsbezogen festgelegten Prüf- und Maßnahmenwerten. Bewertungsseitig wurden zusätzlich die Z1.1-Werte der LAGA 20 Mittlg. sowie Literaturdaten herangezogen.

¹Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 1, D-30655 Hannover
E-mail: Jens.Utermann@BGR.de

²Universität Freiburg, Inst. f. Bodenkunde & Waldernährung, Bertholdstr. 17, 79098 Freiburg i. Br.

3. Ergebnisse und Diskussion

Das untersuchte Probenkollektiv deckt mit pH(CaCl₂)-Werten von pH 3 bis pH 7,5, org. C-Gehalten bis zu 15 % und Tongehalten von 2 % bis > 65 % ein breites Spektrum an Bodeneigenschaften ab. Dabei liegen die pH-Werte in den Böden des urbanen Raumes und der Auenstandorte schwerpunktmäßig zwischen pH 6 und pH 7, während die Böden aus dem Teilkollektiv mit naturbedingt erhöhten Gehalten überwiegend zwischen pH 4,5 und pH 6 liegen.

Die Elementgehalte im KW-Extrakt zeigen für die eher geogen geprägten Elemente (z.B. Cr, Ni, Co) deutlich größere Wertespannen in der Gruppe von Böden mit naturbedingt erhöhten Gehalten und hier im Unterboden i.d.R. höhere Werte als im Oberboden. Stärker anthropogen geprägte Elemente wie Pb oder Sb streuen hingegen stärker in den Böden des urbanen Raumes und der Auenstandorte. Insgesamt weisen ca. 75 % aller Proben für mindestens drei Elemente Gehalte oberhalb der Vorsorgewerte und unterhalb der Prüfwerte nach Anhang 2 BBodSchV auf.

Die Elementfreisetzung wird bei allen gewählten Extraktionsverfahren in erster Linie durch den pH-Wert sowie untergeordnet durch den Gesamtgehalt (KW-Extrakt) und weitere Bodenkenngößen (u.a. Corg-Gehalt, Sesquioxidgehalt) gesteuert. Abb. 1 zeigt die Elementfreisetzung von Ni, Sb und Cr im NH₄NO₃-Extrakt relativ zum Gesamtgehalt als Funktion des pH-Wertes. Das stellvertretend für die kationisch vorliegende Elemente dargestellte Ni zeigt eine zunehmende Freisetzung bei pH-Werten < pH 5,5. Oberhalb dieser pH-Schwelle liegt die Freisetzung < 0,5 % des Gesamtgehaltes. Unterhalb dieser Schwelle steigt die Freisetzung auf 3 %, im Falle der Auenböden bis zu 6 % an. In der Gruppe von Böden mit naturbedingt erhöhten Elementgehalten ist die Freisetzung dabei im Oberboden i.d.R. deutlich höher als im Unterboden. Das stellvertretend für die Oxianionen bildenden Elemente dargestellte Sb zeigt hingegen steigende Freisetzungen bei pH-Werten > 6; unterhalb dieser Schwelle liegt die Freisetzung größtenteils bei < 0,5 % des Gesamtgehaltes. Im Falle von Cr lassen sich im Zuge der sukzessiven Cr(III)-Mobilisierung erhöhte Freisetzungen bei pH-Werten < pH 3,5 nachweisen, während oberhalb dieser Schwelle die Freisetzung i.d.R. < 0,1 % des Gesamtgehaltes liegt. Ein ganz eigenes Kollektiv stellen im Falle von Cr die Proben aus dem urbanen Raum dar. Im Gegensatz zu den Proben anderer Teilkollektive ist bei pH-Werten > 6 eine ansteigende Elementfreisetzung bis auf 0,6 % des Gesamtgehaltes feststellbar. Hierbei handelt es sich nachweislich nicht um

Cr(VI). Vermutlich liegt das nicht geogen-bürtige Cr in diesen Böden verstärkt als Organo-Cr-Komplex vor.

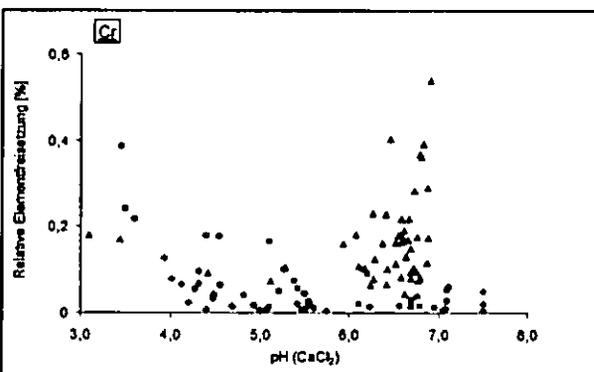
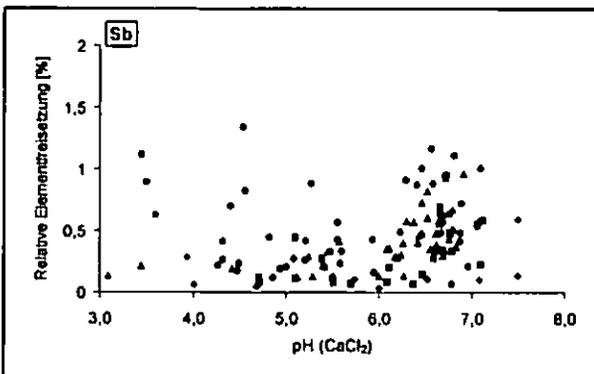
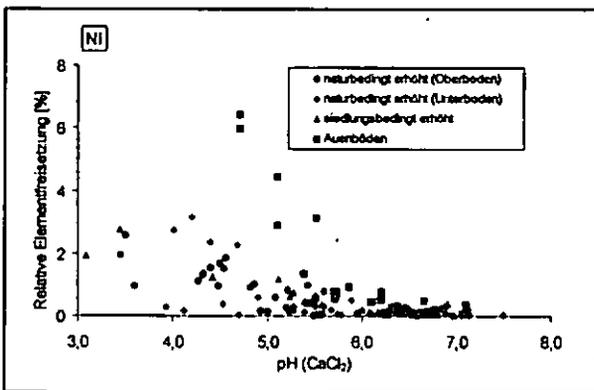


Abb. 1: Ni-, Sb- und Cr-Gehalte im NH_4NO_3 -Extrakt relativ zum KW-Extrakt [%] in Böden mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Elementgehalten.

Gemäß § 3 (4) BBodSchV liegt ein hinreichender Verdacht für eine schädliche Bodenveränderung vor, wenn die Schadstoffkonzentrationen die Prüfwerte des Anhangs 2 BBodSchV überschreiten. Für den Pfad Boden-Grundwasser müssen im Zuge einer Einzelfallbetrachtung zusätzlich Frachten und Mengen berücksichtigt werden. Auch wenn eine Frachtbetrachtung an dieser Stelle unberücksichtigt bleiben muss, so lässt sich doch anhand der ermittelten Elementkonzentrationen im BSE aufzeigen, dass mit Ausnahme von Sn und Tl (kein Prüfwert!) alle betrachteten Elemente die Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser mehr oder weniger häufig überschreiten (Abb. 2).

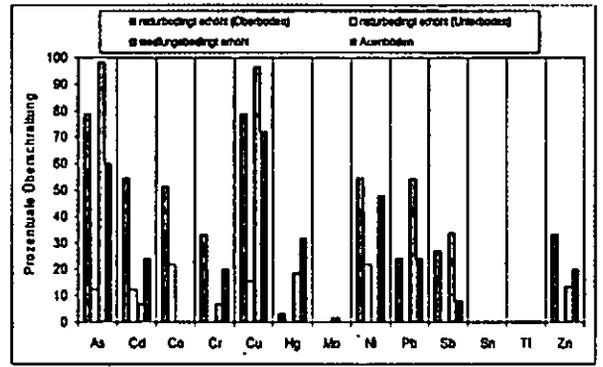


Abb. 2: Prozentuale Überschreitung von Prüfwerten (Pfad Boden-Grundwasser) der Elementgehalte im Bodensättigungsextrakt

Im Falle von As und Cu werden die Prüfwerte in den Oberböden der Gruppe mit naturbedingt erhöhten Elementgehalten und der Böden des urbanen Raumes zu ca. 80 % und mehr überschritten. Insbesondere in Böden mit niedrigen pH-Werten überschreiten die kationisch vorliegenden Elemente Cd, Ni oder Co in nennenswertem Maße die Prüfwerte vorzugsweise in den Ober- aber auch in den Unterböden der Gruppe mit naturbedingt erhöhten Elementgehalten. Vergleichbare Befunde lassen sich für die hier nicht dargelegten Konzentrationen im NH_4NO_3 -Extrakt (Pfad Boden-Pflanze) bzw. den wässrigen S4-Auszug (LAGA Z1.1-Werte) nachweisen.

4. Zusammenfassung & Schlussfolgerungen

Die Elementfreisetzung in Böden mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Elementgehalten ist v.a. eine Funktion des pH-Wertes. Hierbei lassen sich Bereiche typischer von auffällig erhöhten Elementfreisetzungen abgrenzen. In Böden mit naturbedingt erhöhten Elementgehalten lassen sich auch für typische „geogene“ Elemente erhöhte Freisetzungen v.a. in den Oberböden, teilweise auch in den Unterböden nachweisen. In den urbanen Böden zeigen v.a. die anionisch vorliegenden Elemente Sb, Mo und Cr relativ erhöhte Freisetzungen. Unter Bezug auf die derzeit verfügbaren Prüf- und Maßnahmenwerte kann eine erhebliche Elementfreisetzung im Sinne der BBodSchV für die betrachtete Gruppe von Böden a priori nicht ausgeschlossen werden.

Literatur:

- UTERMANN, J., RABER, B.; GÄBLER, H.-E., HINDEL, R., MELZER, O., NAGEL, I. (2003): Charakterisierung von Böden mit naturbedingt oder großflächig siedlungsbedingt erhöhten Hintergrundgehalten im Hinblick auf eine erhebliche Freisetzung von Schadstoffen nach BBodSchV. Abschlussbericht zum UBA-F&E-Vorhaben 201 71 242, 89pp.
 BBODSCHV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung; BGBl. I (1998), S. 1554 ff.

Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte zur Bodenverdichtung – Voraussetzung für die Entwicklung von Umweltindikatoren als Instrument des Bodenschutzes

Thomas Vorderbrügge¹

Einleitung

Für die einheitliche Beurteilung einer Verdichtung geben z. Zt. weder das BBodSchG noch die BBodSchV dem Vollzug bzw. der Beratung präzise Vorgaben. Auf dieses Defizit haben der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU, 2000) und der Wissenschaftliche Beirat Bodenschutz (WBB, 2002) ausdrücklich hingewiesen.

Im Folgenden wird ein Verfahren aufgezeigt, das sich von der Konzeption her an den Vorgaben und Definitionen des Gesetzes und der Verordnung orientiert. Mit dem Verfahren lassen sich „Bodenwerte“ gemäß der Diktion des §8 BBodSchG herleiten.

Theoretische Grundlagen zum Verfahren

Um die Auswirkungen einer mechanischen Belastung auf einen Boden und seine Funktionen beurteilen zu können, sollten zunächst die physikalischen Bedingungen im unbelasteten Zustand, d.h. die natürlichen Lagerungsverhältnisse innerhalb eines Profils bekannt sein (EHLERS 2001). Das bis heute einzige Verfahren zur Darstellung und zur Beurteilung des Verdichtungszustandes eines gesamten Profils wurde von HARTGE & SOMMER (1979, 1982) Ende der 70er- bzw. Anfang der 80er Jahre vorgestellt.

Sie konnten nachweisen, dass die in Laborversuchen der klassischen Bodenmechanik ermittelten gesetzmäßigen Abhängigkeiten zwischen einer senkrecht auf den Boden einwirkenden Kraft (der Vertikalspannung) und den dadurch bestimmten Lagerungsverhältnissen im Boden (ausgedrückt durch die Porenziffer *e*) auf die Verhältnisse „gewachsener“ Böden übertragbar sind.

Beschrieben und dargestellt werden diese Zusammenhänge in der Bodenmechanik als „Drucksetzungskurven“. Für die Verhältnisse gewachsener Böden prägen die Autoren allerdings den Begriff der „Lagerungskurven“. Diese „Kurven“ zeigen, wie bei natürlichen Böden mit zunehmender Tiefe, d.h. mit zunehmendem Eigengewicht des Bodens (Auflast), das Gesamtporenvolumen bzw. die Porenziffer kontinuierlich abnimmt. Die zugrundeliegenden kausal-theoretischen Grundlagen sind in der zitierten Literatur sowie in einer Vielzahl von Arbeiten von HARTGE ausführlich erläutert.

In der Abbildung 1 ist solch eine „Lagerungskurve“ nach HARTGE & SOMMER dargestellt. Die der „Kurve“ zugrundeliegenden Basisdaten sind in der Tabelle 1 zusammengestellt.

Um das Prinzip und den Zusammenhang beispielhaft besser veranschaulichen zu können, sind die Werte in Anlehnung an typische bodenphysikalische Kennwerte für Lössböden „konstruiert“. Die in der Abbildung dargestellten Wertepaare sind grau hinterlegt. Es wird unterstellt, dass das konstruierte Profil keiner Belastung außer dem Eigengewicht ausgesetzt war und im Profil ein Substratwechsel nicht stattfindet.

Horizont	cm	Mächtigkeit	Rohdichte dB	s in hPa Horizontbasis	Summe der Auflasten	GPV in Vol.-%	Festsubstanz in Vol.-%	PZ
Ap	30	30	1,35	40,5	40,5	50,4	49,6	1,02
Bt ₁	50	20	1,4	28	68,5	48,6	51,4	0,98
Bt ₂	70	20	1,45	29	97,5	46,7	53,3	0,88
Bt ₃	90	20	1,5	30	127,5	44,8	55,2	0,81
B _v	110	20	1,55	31	158,5	43,4	57,0	0,75
B _n	130	20	1,6	32	190,5	41,2	58,8	0,7
eICc ₁	150	20	1,65	33	223,5	39,3	60,7	0,65
eICc ₂	170	20	1,7	34	258,5	37,5	62,5	0,6

Tab. 1: Bodenphysikalische Parameter eines „Idealtypischen“ Profils aus Löss zur Darstellung einer „Lagerungskurve“ nach HARTGE & SOMMER

Im halblogarithmischen Koordinatensystem wird die Porenziffer *e* dem in der entsprechenden Bodentiefe senkrecht einwirkenden Eigengewicht des Bodens (natürliche Auflast / Vertikalspannung *s*) gegenübergestellt. Die Kurve zeigt, wie mit zunehmender Auflast die PZ *e* kontinuierlich abnimmt. Zum besseren Verständnis sind einige „Fixpunkte“ in den Achsen markiert. Die Auflast von 300 hPa entspricht einer durchschnittlichen Rohdichte von 1,5 g/ccm bezogen auf 2 m Tiefe. Die Porenziffer von 0,33 entspricht dem theoretisch erzielbaren Minimalporenvolumen von 25 Vol.-%. Eine Porenziffer von 1 entspricht einem Gesamtporenvolumen von 50 Vol.-%. Dies wird nur für Oberböden ermittelt, solch ein Wert wird im Ackerbau für Krümen als überlockert bezeichnet.

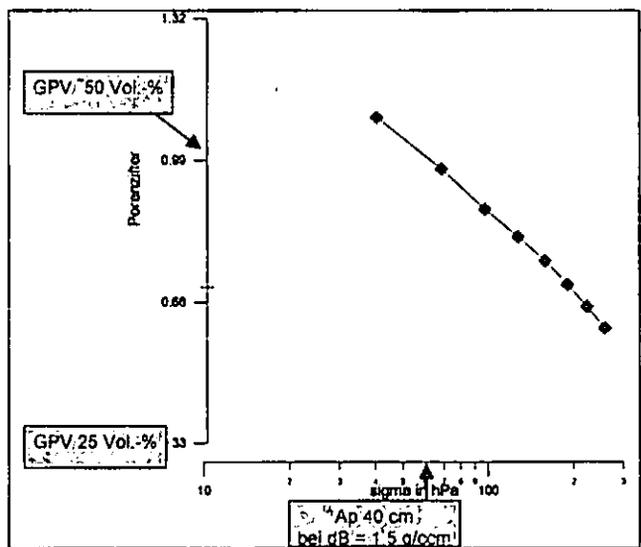


ABB. 1: Lagerungskurve nach HARTGE & SOMMER des „idealtypischen“ Profils aus Löss der Tab. 1

Für Lagerungskurven aus Löss, Lösslehm bzw. im Körnungsspektrum lößähnlichen Substraten wird der theoretisch mögliche Bereich durch die dargestellte Kurve und die x- bzw. y-Achse abgebildet.

¹ Thomas Vorderbrügge, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Rheingastr. 186, 65203 Wiesbaden; t.vorderbruegge@hlug.de

Damit das Verfahren für die Herleitung von Bodenwerten i. S. d. G. eingesetzt werden kann, muss es geeignet sein, die nachhaltige und erhebliche Beeinträchtigung einer (!) Bodenfunktion kausal nachzuweisen. Im folgenden wird anhand eines Beispiels aus einem Bodenbearbeitungsversuch aufgezeigt, wie, unter sonst gleichen Bewirtschaftungsbedingungen, ausgeprägte Verdichtungen im Oberboden (Übergangsbereich Krume / Unterboden) zu einer deutlichen Ertragsminderung führten.

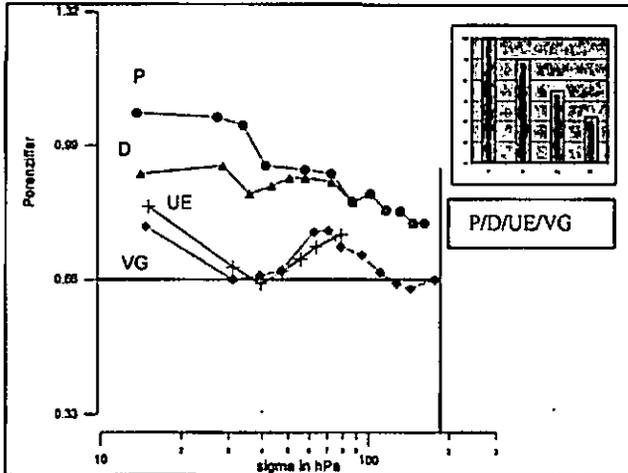


Abb. 2: Lagerungskurven für verschiedene Belastungsvarianten auf einem Standort aus Löß sowie die dazugehörigen Relativträge (Variante P = 100%). Der Abb. 2 ist zu entnehmen, dass massive Verdichtungen im Bereich Krume / Unterboden gekennzeichnet durch PZ von etwa 0.66, zu deutlichen relativen Ertragseinbußen führen, auch wenn der Bereich unterhalb dieser Zone wieder höhere Porenziffern aufweist. Die eingetragene Trennlinie bei der PZ 0.66 entspricht einem Porenvolumen von 40 Vol.-%.

In einem weiteren Beispiel wird der gleiche Sachverhalt für Auftragsböden aus Löß bzw. Sandlöß dargestellt.

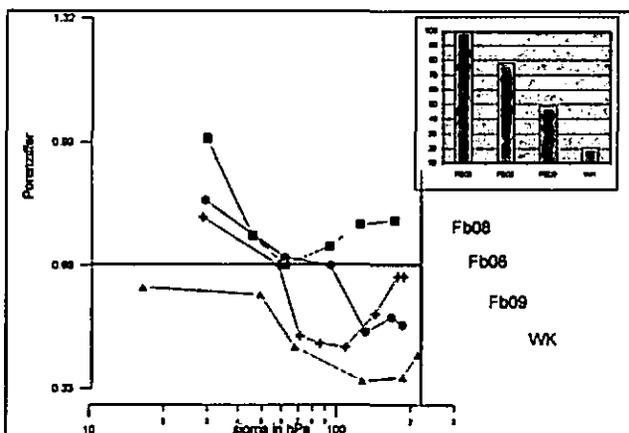


Abb.3: Lagerungskurven für Auftragsböden aus Löß; Relativträge (unverdichtete Variante = 100%). Auch hier ist deutlich zu erkennen wie massive Verdichtungen im Übergangsbereich Krume / Unterboden sowie im Unterboden den Ertrag (Ertragsfunktion) erheblich beeinträchtigen. Die Werte für die nicht beeinträchtigten Referenzprofile wurden gleich 100 gesetzt. Im tieferen Unterboden erreichte dieser Standort Werte, die den theoretisch minimalen Porenvolumina entsprechen. Alle Standorte der Abbildungen 2 und 3 wurden bis auf 1,10 m Tiefe beprobt.

Zwischenfazit: der Ansatz nach HARTGE & SOMMER

- beschreibt Ursache, Tiefenlage, Mächtigkeit und Kausalwirkung einer Verdichtung
- ist geeignet als Indikator für eine Verdichtung respektive eine "Schadverdichtung" als Synonym für eine SBV i. S.d.G
- ist geeignet zur Herleitung von Bodenwerten i. S.d.G

Herleitung der Werte:

In der folgenden Abbildung sind verschiedene Kurven aus den bisherigen Abb. zusammengeführt. Sie umfassen das theoretisch und praktisch auftretende Spektrum für Lagerungskurven aus lößähnlichen Substraten.

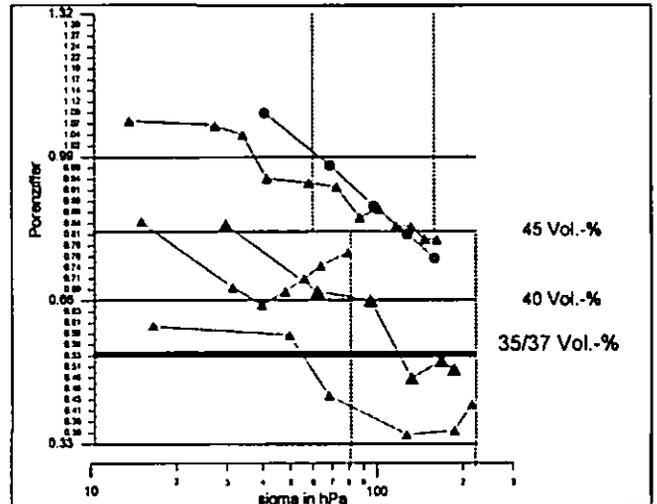


Abb. 4: Lagerungskurven zur Ableitung von Bodenwerten gemäß § 8 BBodSchG

Zusätzlich sind die Linien für 45, 40 und 35/37 Vol.-% abgetragen. Die Ergebnisse zeigen, dass Kurven, die eine Porenziffer von 0,82 respektive ein GPV von 45 Vol.-% nicht unterschreiten, keine erhebliche Beeinträchtigung der Ertragsfunktion bewirken.

Kurven, die eine Porenziffer von 0,66 respektive ein GPV von 40Vol.-% erreichen, können ertragswirksam sein. Inwieweit sie die Ertragsfunktion erheblich beeinträchtigen wäre im Einzelfall zu überprüfen.

Kurven, die eine Porenziffer von 0,54 (entspricht einem GPV von 35/37 Vol.-%) unterschreiten sind zweifelsfrei Ausdruck für eine ertragswirksame Verdichtung. Hier sind für eine uneingeschränkte Erfüllung der Ertragsfunktion Maßnahmen erforderlich.

Vorschlag für Bodenwerte gemäß BBodSchG

Die hier vorgestellten Wertekollektive sind substratspezifisch (Körnungsspektren ähnlich dem Löß) zu betrachten, unter Berücksichtigung von Tiefenlage, Mächtigkeit der Verdichtung und ihrer Schadwirkung.

Vorsorgewert: – bei Unterschreitung ist davon auszugehen, dass die Besorgnis einer SBV besteht
 PZ = 0.82 / 45 Vol.-% entspricht im Prinzip Idealprofil [LK ca. 10 Vol.-%, nFK ca. 20-22 Vol.-%]/

Prüfwert - einzelfallbezogene Prüfung durchführen – Feststellung ob SBV vorliegt
 PZ = 0.66 / 40 Vol.-% entspricht im Prinzip FK +/- LK von 5 Vol.-%

Maßnahmewert- i.d.R ist von einer SBV auszugehen, Maßnahmen sind erforderlich
 PZ = 0.54 /35/37 Vol.-% entspricht FK; LK = 0 Vol.-%

Eine ausführliche Darstellung an anderer Stelle folgt.

Aggregatstabilität und Erosionsanfälligkeit von Savannenböden in Benin, W-Afrika

S. Wagner^{1*}, B. Junge², A. Skowronek²

1. Einleitung und Ziel der Untersuchung

Das interdisziplinäre Forschungsprojekt IMPETUS (Integratives Management-Projekt für einen effizienten und tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika) untersucht regionale hydrologische Prozesse in Marokko und Benin im Hinblick auf die natürliche Verfügbarkeit von Süßwasser. Im Teilprojekt A2 wird u. a. die Boden-degradierung im Einzugsgebiet des Flusses Aguima erfasst. Das Untersuchungsgebiet liegt ca. 100 km westlich von Parakou in Zentral-Benin und umfasst eine Größe von ca. 30 km².

Die Stabilität von Bodenaggregaten hat großen Einfluss auf die Erosionsgefährdung des Bodens durch Wasser. Tests zur Aggregatstabilität und Verschlammungsneigung ermöglichen daher eine Aussage über den Einfluss von Bodenbearbeitung und biologischer Aktivität auf die Aggregatstabilität und somit eine Beurteilung der Erosionsanfälligkeit verschiedener Materialien und Standorte. Es wird vermutet, dass neben der landwirtschaftlichen Bodenbearbeitung insbesondere Organismen wie Regenwürmer und Termiten strukturverändernd auf den Oberboden einwirken und damit die Erosionsanfälligkeit von Standorten beeinflussen.

Im Untersuchungsgebiet liegen zum einen Flächen vor, in denen selektiver Holzeinschlag und Viehhaltung betrieben werden. In der Nähe von Siedlungen wird der Boden landwirtschaftlich genutzt, indem u. a. Yams und Mais für den Eigenverzehr und Baumwolle für den Verkauf angebaut werden.

Biogene Aggregate sind Ausscheidungen von Regenwürmern (ca. 50 mm Länge, 5 - 15 mm Breite) und großflächig in der extensiv

weidewirtschaftlich genutzten Savanne verbreitet. Aufgrund der intensiven Durchmischung und Ver kittung von organischen und mineralischen Komponenten sind sie von hoher Stabilität (SCHACHTSCHABEL et al. 1998). Mit biogenen Aggregaten bedeckte Standorte sind daher vermutlich weniger erosionsgefährdet sind als vergleichbare Standorte ohne diese Auflage.

Termitenhügel sind in der Feuchtsavanne Zentralbenins ebenfalls in großer Zahl vorhanden. Sie bestehen vorrangig aus tonreichem Material, das selektiv von Termiten aus dem Unterboden an die Oberfläche transportiert und mittels körpereigener Substanzen verkittet wird. Es wird deshalb angenommen, dass Aggregate von Termitenhügeln von hoher Stabilität sind und Standorte in der unmittelbaren Umgebung der Bauten weniger erosionsanfällig sind.

2. Material und Versuchsmethoden

Für die Stabilitätstests wurden Aggregate der folgenden Proben verglichen:

- Ah-Horizont von Böden der pastoral extensiv genutzten Savanne (n=32)
- Regenwurmausscheidungen (n=10)
- Termitenhügel (n=10)
- Ap-Horizont von Ackerböden (n=11)

Die Bestimmung der Aggregatstabilität erfolgte zum einen nach der Methode von LE BISSONNAIS (1996), wobei der gewichtete mittlere Aggregatdurchmesser ermittelt wird. Des Weiteren wurde die Verschlammungsneigung der Aggregate nach dem Perkolations-test von SEKERA & BRUNNER (1943) bestimmt.

3. Ergebnisse

Die Ergebnisse der Tests zur Aggregatstabilität (Abb. 1) zeigen, dass der gewichtete mittlere Durchmesser von biogenen Aggregaten im Durchschnitt am größten ist. Sämtliche Proben fallen in die Stabilitätsklassen „mäßig stabil“ (Klasse 3, 800-1300 µm) und „stabil“ (Klasse 4, 1300-2000 µm). Die Werte variieren insgesamt nur geringfügig. Sie sind im Vergleich zu Aggregaten von Oberböden der Savanne, bei denen 14 von 32 Proben als „unstabil“ (Klasse 2, 400-800 µm) eingestuft wurden, deutlich stabiler. Auch das Material aus Termitenhügeln ist stabiler als die Aggregate aus dem Savannenoberboden. Im Vergleich zu

¹Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Universität Gießen, IFZ, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen.

²Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nussallee 13, 53115 Bonn.

*Kontakt: aus99stephen@yahoo.com

allen anderen Standorten fällt jedoch die große Streubreite der Werte und die Verteilung auf die Klassen „mäßig stabil“, „stabil“ und „unstabil“ auf. Die Stabilität der von Ackerflächen gewonnenen Aggregate ist insgesamt am geringsten. Hier wurde neben „mäßig stabilen“, „stabilen“ und „unstabilen“ Aggregaten nur eine von 11 Proben als „stabil“ eingestuft.

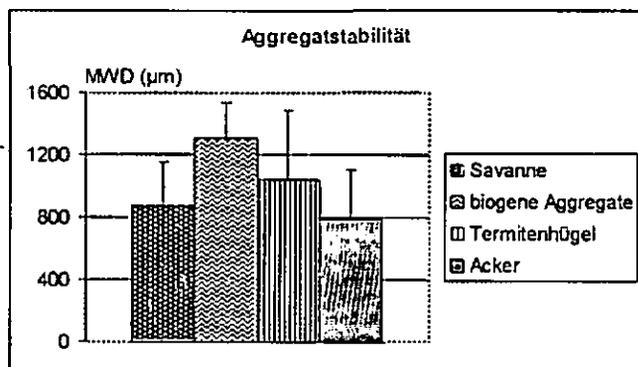


Abbildung 1. Mittlere Aggregatdurchmesser der Proben.

Der Perkulationsversuch hat ergeben, dass die Perkulationgeschwindigkeit in allen Versuchsreihen in den ersten zehn Sekunden am höchsten ist und anschließend allmählich auf ein konstantes Niveau abfällt.

Im Vergleich zu Aggregaten der Savannenböden ist die Perkulation bei biogenen Aggregaten höher und bei Aggregaten der Ackerböden geringer. Bei dem Material aus Termitenhügeln wurde hingegen eine große Verschlammungsneigung ermittelt, die sogar größer als bei den Proben der Ackerflächen ist (Abb. 2).

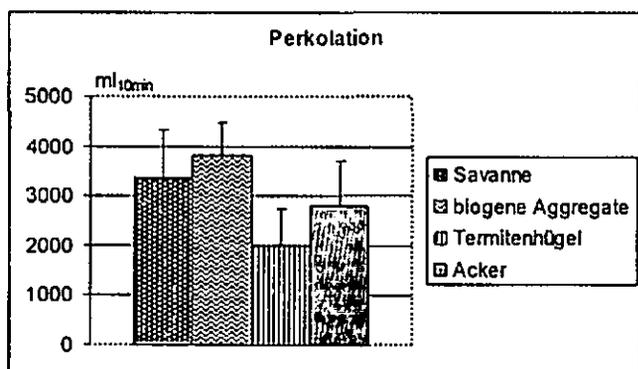


Abbildung 2. Unterschiedliche Perkulationsmengen der Proben.

4. Diskussion

Die Untersuchungsergebnisse bestätigen die Vermutung, dass landwirtschaftliche Nutzung zu einer Verringerung der Aggregatstabilität führt. Zurückzuführen ist diese Abnahme auf den ebenfalls sinkenden Gehalt an organischer

Substanz (1,1 %, gegenüber 1,3 % in Savannenoberböden), die im Komplex mit tonig-lehmigem Bodenmaterial stabilisierend wirkt (TISDALL & OADES, 1982). Hingegen sind Standorte mit einer Auflage von biogenen Aggregaten weniger erodierbar. Als Bodenaufgabe reduzieren sie den Splash-Effekt von häufig im Untersuchungsgebiet während der Regenzeit vorkommenden Starkregenereignissen.

Aggregate aus Termitenhügeln sind stabiler als jene der Savannenböden, perkolieren jedoch selbst im Vergleich zu Böden unter Ackernutzung weniger Niederschlagswasser und erhöhen so den Oberflächenabfluss. Auffällig ist auch die große Streubreite der Werte dieser Standorte. Frühere Untersuchungen weisen darauf hin, dass die Stabilität dieses Materials von ihrem Alter abhängt. Dies könnte auf unterschiedliche Stadien der Entwicklung der untersuchten Termitenhügel hinweisen. Schliesslich zeigt die langsame, aber stetig abnehmende Perkulationsgeschwindigkeit bei allen Proben, dass mit zunehmender Niederschlagsdauer die Verschlammungsneigung und damit die Erosionsanfälligkeit des Materials zunimmt.

5. Literaturverzeichnis

LE BISSONNAIS, Y. (1996): Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and Methodology. *European Journal of Soil Science*, 47, 425-437.

SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÖMMER, G., HARTGE, K.H., SCHWERTMANN, U. (1998): Scheffer/Schachtschabel, Lehrbuch der Bodenkunde. - Enke-Verlag, Stuttgart, 491 S.

SEKERA, F., BRUNNER, A. (1943): Beiträge zur Methodik der Gareforschung. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung, Bodenkunde*, 29, 181-212.

TISDALL, J. M., & OADES, A. G. 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *Journal of Soil Science*, 33, 141-163.

6. Danksagung

Das Projekt IMPETUS wurde vom Bundesministerium für Bildung und Forschung, dem Ministerium für Wissenschaft und Forschung des Landes Nordrhein-Westfalen und den Universitäten Köln und Bonn finanziell unterstützt.

REhabilitation of deteriorated VOLcanic SOils in Mexico and Chile (REVOLSO). Project of European Union

Gerd WERNER¹, Juan GALLARDO *et alii*².

Introduction

The "REVOLSO" international and multidisciplinary Project, here described, belongs to the INCO-DEV Program of the European Union (FP-5, EU).

The title of this Project is "Alternative agriculture for a sustainable REhabilitation of deteriorated VOLcanic SOils in Mexico and Chile" (Ref. ICA4-CT-2001-10052).

The estimated runtime is of 4 years (2002-05).

In this REVOLSO Project 9 Institutions, belonging to 6 countries, are participating, being co-ordinated by Dr. Gerd WERNER, staff member of the C.I.D.E.R., Justus-Liebig University of Giessen (Germany).

Objectives

The general objective of this Project is to develop and implement a technological package tending to get a sustainable rehabilitation of the eroded, young volcanic-soils located in Central Mexico (*tepetates*) and Southern Chile (*trumaos*).

Other objectives are:

a) To validity if the application of the organic agriculture, Agro-forestry, and crop rotations would drive on a sustainable management (in the double aspects: of soils and Agro-

forestry), useful for stopping the soil erosion in these districts.

- b) To achieve the integration of the results obtained, endeavouring to technological tools that permit both, to guarantee the erosion control, and to be accepted for local people because they offer economical attractions and stop the rural emigration.
- c) To extend the results and experiences which would yield positive, local and international evidences, mainly in the Latin-American countries which have degraded volcanic soils.

Hipotesis

1. The soil organic-matter (SOM) has strong impact on the improvement on soil physical properties.
2. The traditional agriculture is mainly focused to satisfy the basic needs of the local communities, producing strong erosion, usually in an irreversible way.
3. The organic agriculture permits an increase of the SOM in a sustainable, permanent way, resulting in measurable, positive effects against the erosion.
4. It is possible to transform a volcanic, indurated material (as an eroded outcrop, named *tepetate*) and/or a degraded soil in a fertile soil, using the knowledge provided by the Soil Science and nowadays technology.
5. Because overgrazing is one of the main causes of the soil degradation, it is compulsory to include both, the agriculture system and the influence of the cattle, useful for obtaining needed organic manures.
6. The technological changes would be accepted by the local societies, being the women the best tool for getting the acceptance of the management changes.

Structure and Budget

The structure of the REVOLSO Project includes 5 working groups (WG) accordingly with the objectives:

1. WG on crop management (co-ordinated by the JLU, Germany).
2. WG of Agro-forestry (co-ordinated by the UDEC, Chile).

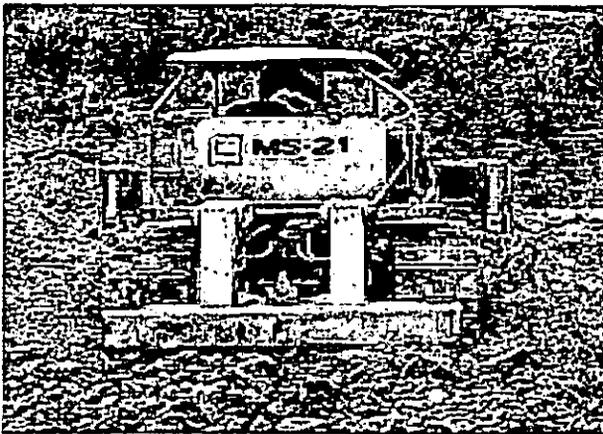
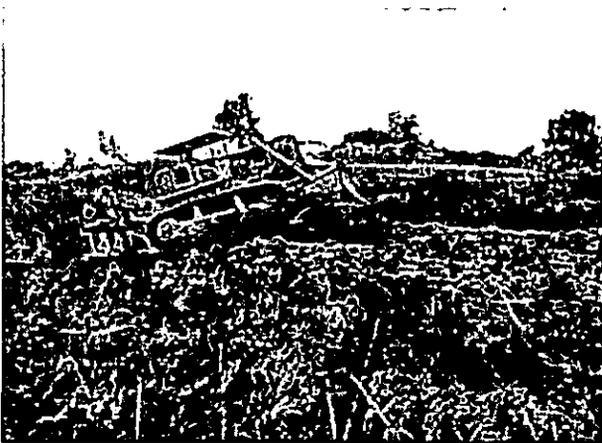
¹Dr. Gerd Werner, DBG member nr. 667; Center for International Development and Environmental Research (CIDER), University of Giessen, Otto-Behagel-Strasse 10D, D-35394 Giessen, Germany (REVOLSO project coordination), Tel.: 0049-641-9912780; Fax: 0049-641-9912719 mail: Gerd.Werner@agr.uni-giessen.de

²Dr. Juan Gallardo, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca, CSIC, Apdo. 257, E-37071 Salamanca, Spain, Tel.: 0034.923272206; Fax: 34.923219609, mail: jgallard@usal.es; and contributions of:

University of Concepción, Chillán (UDEC) (Chile); Centro Nacional de Producción Sostenible (CENAPROS), Colegio de Postgraduados (C.P.), Mexico, Universities of Chapingo (UACH) and Tlaxcala (UAT), (Mexico); Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) (Spain); Institute de Recherche pour le Développement (IRD) (France); Centro Interdipartimentale di Ricerche Agro-Ambientali (CIRRA), University of Pisa (Italy)

3. WG of soil fertility and ecology (co-ordinated by the CP, Mexico).
4. WG of soil erosion (erosivity and erodibility, co-ordinated by the IRD, France).
5. WG of socio-economy aspects (co-ordinated by the UACH and CP, Mexico).

Fotos: Rehabilitation of Deteriorated Volcanic Ash Soils.....



In sum, 1000 scientist-months will participate, being the net economical support of the European Union of about 1.500,000 euros; the estimated total-costs (including the economical contribution of the involved institutions) will be higher than 2.000,000 euros (without personal costs), or 4.000,000 euros (including all personal costs).

To permit the inter-exchanges of information and new findings concerning the REVOLSO Project, a WEB page has been implemented; please visit us at:

<<http://ird.teledetection.fr/revolso>>.

Literature:

Werner,G.(2001):VerhärteteVulkanascheböden (Tepetaten): bodengenetiche oder soziale Gründe der Bodenerosion im zentralen Hochland von Mexiko?-Mitteilgn DBG 96/2: 571-572, Oldenburg



.....shall become the new basis of agriculture in marginal regions

Untersuchungen zur Bodenverlagerung infolge der Bodenbearbeitung als eine Art der Bodenerosion

B. Winnige, M. Frielinghaus

(Förderung des Projektes durch die DFG)

PROBLEMSTELLUNG

Erosionsbedingte Bodenverlagerungen spielen für den Stoffhaushalt von Landschaften einschließlich der Umweltbelastung sowie der Degradierung von Böden eine entscheidende Rolle.

Unter den klimatischen Bedingungen Mitteleuropas sind Bodentransporte durch Wasser- und Winderosion weitgehend erforscht, die Translokation durch Bodenbearbeitung und ihr Anteil an der Bodenerosion dagegen nicht.

In den Jungmoränenlandschaften Nordostdeutschlands mit ihrer speziellen Morphologie und einer niedrigen Niederschlagserosivität liegt die Vermutung nahe, dass die Bearbeitungserosion eine Erklärung für den hohen Anteil überprägter Böden und Kolluvien in den Ackerbaugebieten sein könnte, die nicht allein durch die Sedimentakkumulation infolge von Wasser- (oder Wind-) erosion erklärbar sind (WINNIGE ET AL., 2003).

Die sogenannte Bearbeitungserosion (tillage erosion) wird durch mechanische Eingriffe in die Ackerkrume bei der Bodenbearbeitung verursacht, die bei der in dieser Region üblichen intensiven ackerbaulichen Nutzung sehr häufig stattfindet. Je nach Hangmorphologie und den eingesetzten Werkzeugen verläuft der Prozess unterschiedlich.

Ziel ist es daher, die als Bearbeitungserosion bezeichnete Transportform zu quantifizieren und Schwerpunkte der so entstehenden Stoffakkumulation im Landschaftshaushalt zu identifizieren.

QUANTIFIZIERUNG DER BODENVERLAGERUNG DURCH VERSCHIEDENE BEARBEITUNGSWERKZEUGE ZUR PROGNOSE DES BEARBEITUNGS-RISIKOS

Versuchsdurchführung

Die Untersuchungen wurden auf einer Flach-Catena der stark übersandeten Grundmoräne mit anhydromorphen Böden (Catenatyp II, SCHMIDT, 1986; FRIELINGHAUS ET AL., 1992) in Müncheberg durchgeführt.

Boden	humusarme Parabraunerde mit sehr hohem Gesamt-Sandanteil
Hanglänge	46,5 m
Hangneigung	
Maximum	8,8 °
Durchschnitt	4,4 °

Die Messung der Bodenverlagerung wurde mittels Tracer für die Bearbeitung mit dem Pflug, dem Grubber und der Scheibenege durchgeführt.

Es erfolgte die Bestimmung der durchschnittlichen Bodenbewegung über die Veränderung der Tracerkonzentration im Boden (tracer concentration).

Hierzu wurden Tracer (gefärbter Kies, Ø 4 mm) in Plots der Größe 1 x 0,2 x 0,3 m eingebracht. Je Werkzeug wurden 2 Streifen mit je 3 Plots angelegt. Die Bearbeitung erfolgte jeweils hangauf- und hangabwärts (Abb. 1).

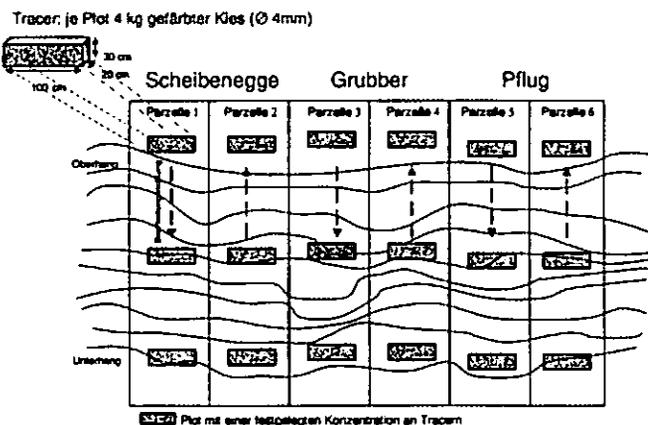


Abb. 1: Bearbeitungsversuch (Grob-skizze)

Nach der Bearbeitung erfolgte die Bestimmung der Tracerkonzentration innerhalb der Plots und in horizontaler Bearbeitungsrichtung. Hierzu wurde der Boden mit den verlagerten Tracern in 10 x 10 cm dicken „Scheiben“ (Bodensäulen) einzeln entnommen. Das Boden-Tracer-Gemisch wurde anschließend getrocknet, gesiebt und die Tracer vom verbleibenden Boden getrennt. Abschließend wurde das Gewicht der wiedergefundenen Tracer ermittelt.

Aus dem Gewicht der eingebrachten und der wiedergefundenen Tracer konnte dann die Wiederfindungsrate μ [1] sowie die relative Tracerkonzentration je Reihe (aller 10 cm) [2] in Anlehnung an LOBB ET AL. (1999) bestimmt werden.

$$\mu = \frac{C_{\mu}}{C_0} \quad \text{[Gleichung 1]}$$

- μ Wiederfindungsrate der Tracer [g g⁻¹]
- C_{μ} Gewicht der wiedergefundenen Tracer nach der Bearbeitung [g]

C_0 Gewicht der eingebrachten Tracer vor der Bearbeitung [g]

$$\text{Relative Tracerkonzentration} = \frac{C_x}{C_\mu} \quad \text{[Gleichung 2]}$$

C_x Gewicht der wiedergefundenen Tracer je Reihe [g]

Die Verteilung der verlagerten Tracer wurde zur Berechnung einer Summenkurve der Tracerkonzentrationen ($C^s_{(x)}/C_\mu$) genutzt.

Aus dieser Summenkurve konnte anschließend das Volumen des transportierten Bodens kalkuliert werden.

Die mittlere Verlagerungsentfernung des Bodens wurde aus dem Volumen, der Bearbeitungstiefe und der Plotbreite (1m) und die Gesamtmasse des verlagerten Bodens aus dem Volumen und der Trockenrohddichte (vor der Bearbeitung) bestimmt.

Ergebnisse

In Tabelle 1 sind erste Ergebnisse zu den Experimenten mit dem Pflug und der Scheibenegge für die Bearbeitung hangabwärts zusammengestellt.

Ein Vergleich der Bearbeitungswerkzeuge zeigt deutlich, dass die größte Verlagerungsmenge bei der Bearbeitung mit dem Pflug zu verzeichnen ist. Das stimmt mit den Aussagen in der Literatur überein. Die maximale Verlagerungsentfernung ist jedoch bei der Scheibenegge am größten (am Mittelhang bis zu 2 m). Während beim Pflug die Verlagerung vorwiegend seitlich stattfindet und die Verlagerungsentfernung im Mittel 50 cm beträgt, liegt die Hauptverlagerung bei der Scheibenegge in den ersten 30 cm bei einer mittleren Verlagerungsentfernung von 11 cm und nur ein geringer Teil an Tracern wurde über eine große Entfernung transportiert. Besonders bei flach bearbeitenden Werkzeugen ist dies typisch.

Ein Vergleich der Hangpositionen zeigt, dass bei dem untersuchten relativ gestreckten Hang die mittlere Verlagerungsentfernung und das verlagerte Volumen unabhängig von der Hangposition sind. Die maximale Verlagerungsentfernung ist jedoch sowohl beim Pflug als auch bei der Scheibenegge am Mittelhang am größten und für die Gesamtmasse des verlagerten Bodens wurden immer am Oberhang die höchsten Werte gemessen.

Fazit

Entsprechend des Einflusses der einzelnen Werkzeuge wurden erste Unterschiede im Ausmaß der Verlagerung festgestellt.

Weitere Untersuchungen und Auswertungen zur Berechnung der Intensität der Bearbeitungserosion, der Ermittlung der Gesamtbodenverlagerung und Bodenneuverteilungsrates auf der Basis der Cäsium-Bestimmung (^{137}Cs) sowie der Bestimmung der Anteile der Verlagerung durch Wasser- und Bearbeitungserosion an der Gesamtverlagerung unter Prüfung und Anwendung verschiedener Modelle sind geplant.

Literatur

Frielinghaus, Mo.; Patelkau, H.; Schmidt, R. (1992): Wassererosion im norddeutschen Jungmoränengebiet. Zeitschr. f. Kulturtechnik und Landentwicklung. 33. (1992). S. 22 - 33.

Lobb, D. A.; Kachanoski, R. G.; Miller, M. H. (1999): Tillage translocation and tillage erosion in the complex upland landscapes of southwestern Ontario, Canada. Soil Tillage research 51. S. 189-209

Schmidt, R. (1986): Catena-Typen der Bodengesellschaften der D-Standorte. Forschungsbericht Gesetzmäßigkeiten der arealen Verteilung und der Variabilität von Bodenparametern. - Müncheberg. Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit, 160 S.

Winnige, B.; Frielinghaus, M.; Li, Y. (2003): Bedeutung der Bearbeitungserosion im Jungmoränengebiet. In: Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 101; S 93-94.

Tab. 1: Verlagerung der Tracer beim Einsatz des Pfluges und der Scheibenegge

Bearbeitung hangabwärts		Scheibenegge			Mittelwert
		Oberhang	Mittelhang	Unterhang	
Bearbeitungstiefe	[m]	0,08	0,06	0,07	0,07
Bearbeitungsgeschwindigkeit	[km/h]	7,3	7,3	7,3	
Trockenrohddichte (vor der Bearbeitung)	TRD [kg/m ³]	1541	1496	1611	1549
Wiederfindungsrate	[%]	96,43	97,93	94,26	96,21
mittlere Verlagerungsentfernung	[m]	0,12	0,07	0,12	0,11
maximale Verlagerungsentfernung	[m]	1,50	2,00	1,70	1,73
Volumen	[m ³]	0,010	0,005	0,008	0,01
Gesamtmasse des verlagerten Bodens	[kg]	15,59	6,82	13,59	12,00

Bearbeitung hangabwärts		Pflug			Mittelwert
		Oberhang	Mittelhang	Unterhang	
Bearbeitungstiefe	[m]	0,19	0,19	0,19	0,19
Bearbeitungsgeschwindigkeit	[km/h]	6,4	6,4	6,4	
Trockenrohddichte (vor der Bearbeitung)	TRD [kg/m ³]	1521	1486	1583	1530
Wiederfindungsrate	[%]	89,56	95,27	96,63	93,82
mittlere Verlagerungsentfernung	[m]	0,54	0,54	0,42	0,50
maximale Verlagerungsentfernung	[m]	1,00	1,70	1,50	1,40
Volumen	[m ³]	0,102	0,103	0,080	0,10
Gesamtmasse des verlagerten Bodens	[kg]	155,53	153,76	126,06	145,12

Durchflussexperimente an Bodensäulen zur Bestimmung der Wasserleitfähigkeit der Ackerkrume bei unterschiedlicher Bodenbearbeitung

B. Zimmerling¹, F. Zimmermann², W. Schmidt¹ und H. Neumeister²

1 Einleitung

Die Art der Bodenbearbeitung wirkt sich auf die Verschlammungsanfälligkeit der Oberfläche, die Stratifikation bodenphysikalischer Eigenschaften und das Porensystem aus. Erfahrungen zeigen, dass die Wasserbewegung im Boden durch Messung der Wasserleitfähigkeit bei Bodensättigung an schichtweise entnommenen Stechzylinderproben nur unzureichend beschrieben werden kann. Die Nichtberücksichtigung von Oberflächenverschlammungen, die Überbewertung von Makroporenflüssen und die Nichtberücksichtigung der Porenkontinuität über größere Distanzen sind hier zu nennen.

2 Methodik

Zur verbesserten Messung der Wasserleitfähigkeit bei Bodensättigung wurde von Zimmermann (2003) eine Messeinrichtung (Abbildung 1) getestet, die sich auf eine Bodensäule (15 cm Höhe, 12,5 cm Durchmesser) bezieht und damit einen bedeutend größeren Bodenkörper erfasst als ein Stechzylinder. Die Bodensäulen besitzen die bearbeitungsbedingte Tiefenstratifikation und intakte Oberflächen.

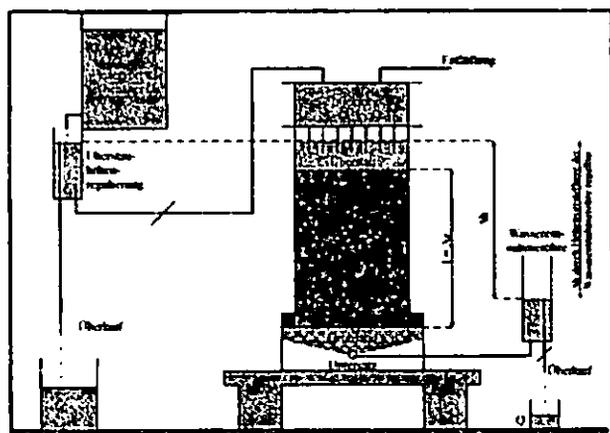


Abbildung 1: Einrichtung zur Messung der Wasserleitfähigkeit bei Bodensättigung an Bodensäulen

Nach basaler Aufsättigung Bodensäule erfolgte die Bestimmung des je Zeiteinheit durchgeflossenen Wasservolumens. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f) wurde nach folgender Gleichung berechnet:

$$k_f = \frac{Q \cdot \Delta l}{A \cdot (\Delta l + \Delta h)}$$

mit

- A = Oberflächeninhalt der Bodensäule [cm²]
- Q = Durchflussvolumen je Zeiteinheit [cm³ min⁻¹]
- Δh = Matrixpotenzial (Druckhöhe) [cm]
- Δl = Länge der Bodensäule [cm]

Die mit der Messeinrichtung (Abbildung 1) erzielten Wasserleitfähigkeiten wurden mit den an schichtweise entnommenen Stechzylinderproben ermittelten Werten verglichen. Das Probenmaterial entstammt einem Bodenbearbeitungsversuch (Löß-Parabraunerde-Pseudogley) der Südzucker AG in der Leipziger Tieflandsbucht mit den Bearbeitungsvarianten:

- „Pflug“ (wendende Bearbeitung bis 25 cm Tiefe),
- „Konservierend“ (dauerhaft nichtwendende Bearbeitung bis zu 10 cm Tiefe) und
- „Direktsaat“ (dauerhaft keine Bearbeitung).

Pro Bearbeitungsvariante wurden acht Bodensäulen (Höhe 15 cm) und sechs Stechzylinder (100 cm³) in den Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm und 10-15 cm entnommen sowie ausgewählte Oberbodeneigenschaften bestimmt (Tabelle 1).

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Tabelle 1 enthält ausgewählte Oberbodeneigenschaften der drei Bearbeitungsvarianten.

Tabelle 1: Oberbodeneigenschaften der drei Bearbeitungsvarianten

	Bearbeitungsvarianten		
	Pflug	Kons.	Direkt
Bodenbedeckungsanteil, %	<1	20	50
Aggregatstabilität, % †	28	58	71
Dichte in 0-5 cm Tiefe, g cm ⁻³	1,41	1,12	1,42
Dichte in 5-10 cm Tiefe, g cm ⁻³	1,46	1,29	1,49
Dichte in 10-15 cm Tiefe, g cm ⁻³	1,37	1,60	1,59
vertikale Poren > 1mm pro m ² ‡	194	775	987

† nach Murer et al. (1993)

‡ bestimmt in 10 cm Tiefe, Werte von Uhlir (2002)

Diese Werte lassen erhebliche Unterschiede in der Wasserleitfähigkeit erwarten. So nimmt einerseits die Verschlammungsanfälligkeit der Bodenoberfläche in der Reihenfolge „Pflug“ - „Konservierend“ - „Direktsaat“ ab (höhere Bedeckungsanteile und Aggregatstabilität) und die Zahl vertikaler Makroporen zu. Andererseits führt die geringere Bearbeitungstiefe zu höheren Lagerungsdichten im unbearbeiteten Tiefenbereich.

Vergleicht man die Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit der Stechzylinder mit denen der Bodensäulen, so fällt auf, dass in allen drei Bodenbearbeitungsvarianten die

¹ Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Pf. 221161, 04131 Leipzig (Berno.Zimmerling@leipzig.lfl.smul.sachsen.de)

² Universität Leipzig, Institut für Geografie, Johannesallee 19 a, 04103 Leipzig

Werte der Stechzylinder wesentlich stärker streuen als die der Bodensäulen (Abbildung 2). Der Hauptgrund hierfür ist das geringe Probenvolumen der Stechzylinder, welches die Heterogenitäten des Bodens unter- bzw. überbewertet und somit keine raumrelevanten Aussagen a priori gestatten kann.

ten Leitfähigkeit der Stechzylinderproben (0 bis 5 cm) und die der Bodensäulen um das ca. 14-fache. Entscheidend dabei ist, dass bei den Stechzylindern die geringmächtige verschlammte Oberfläche nicht Bestandteil des Probenvolumens ist und somit die Messung nicht beeinflusst. Die stark verschlammte Bodenoberfläche der gepflügten Variante führt dagegen bei den Bodensäulen zu einer deutlichen Verringerung der gesättigten Wasserleitfähigkeit gegenüber den Stechzylinderproben.

In den Varianten „Konservierend“ und „Direktsaat“ spiegeln sich die Schicht der geringsten gesättigten Leitfähigkeit der Stechzylinder in den Bodensäulen wider (Abbildung 2b und c).

Während an Stechzylinderproben keine deutlichen Unterschiede in der Wasserleitfähigkeit zwischen den Bearbeitungsvarianten nachgewiesen werden konnten, wurden bei der Messung an Bodensäulen niedrigere Werte in der Variante „Pflug“ (im geometrischen Mittel 20 cm d¹) gegenüber den Varianten „Konservierend“ (185 cm d¹) und „Direktsaat“ (112 cm d¹) festgestellt.

3 Fazit

Die Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit an Bodensäulen ist wegen des um ein vielfach größeren Messkörpers mit intakten Bodenoberflächen gegenüber der herkömmlichen Stechzylinderbeprobung zu bevorzugen. Die vorgestellte Methodik ist zur Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit in der Ackerkrume bei unterschiedlichen Bearbeitungssystemen geeignet. Die Ergebnisse verdeutlichen, dass in der Variante „Pflug“ die Infiltration durch die Verschlämzung deutlich behindert wird, während in den anderen Varianten trotz einer höheren Dichte die Funktionalität des Bodens bezüglich der vertikalen Wasserbewegung erhalten bleibt.

Literatur

Murer, E.J, Baumgarten, A., Eder, G., Gerzabek, M.H., Kandeler, E., Rampazzo, N. 1993. An improved sieving machine for estimation of soil aggregate stability (SAS). *Geoderma* 56:539-547.

Uhlig, U. 2002. Erfassung der Makroporenzahl und -verteilung langjährig differenziert bearbeiteter Ackerflächen unter besonderer Berücksichtigung der Bodenerosion. Diplomarbeit. HTW Dresden.

Zimmermann, F. 2003. Einfluss unterschiedlicher Bodenbearbeitung von Ackerflächen auf den sickerwassergebundenen Stofftransport untersucht mit Hilfe von Experimenten an Bodensäulen. Diplomarbeit. Universität Leipzig.

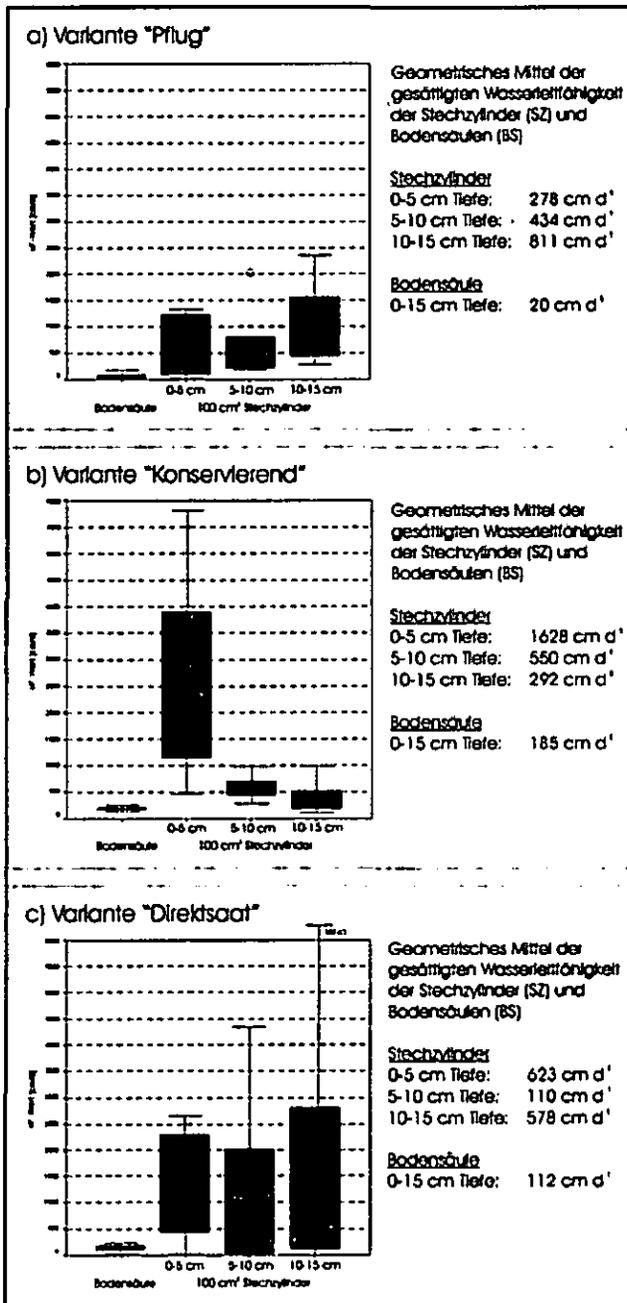


Abbildung 2: Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit bei Messung an Bodensäulen und an schichtweise entnommenen Stechzylinderproben für die Varianten „Pflug“, „Konservierend“ und „Direktsaat“ dargestellt als Box-Whisker-Plots (Median, Quartile, Spannweite) und als geometrische Mittelwerte

Unter Berücksichtigung dieser methodischen Probleme stellt man bei einem Vergleich der drei Bodenbearbeitungsvarianten vor allem bei der gepflügten Variante beachtliche Unterschiede zwischen beiden Methoden fest (Abbildung 2a). Die Werte der Stechzylinderproben sind bei konventioneller Bearbeitung mit dem Pflug deutlich höher als die der Bodensäulen. In der Variante "Pflug" unterscheiden sich die Schicht mit der geringsten gesättig-

Bodenkunde und Philatelie

Soil Science and Philately

Hans-Peter Blume, Kiel

Boden ist das mit Wasser, Luft und Lebewesen durchsetzte, unter dem Einfluss der Umweltfaktoren an der Erdoberfläche entstandene und eine eigene morphologische Organisation aufweisende Umwandlungsprodukt mineralischer und organischer Substanzen. Er dient höheren Pflanzen als Standort und bildet die Lebensgrundlage für Mensch und Tier.

Bodenkunde ist eine Naturkörperdisziplin, die sich mit Eigenschaften, Genese, Ökologie, Verbreitungsmuster, Nutzbarkeit, Belastung und Schutz von Böden in Forschung und Lehre beschäftigt.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf eine in Teilen ausgestellte Briefmarkensammlung.

Im Teil **Bodenlandschaften** werden Briefmarken oder andere Belege mit Bodenprofilen mit denen solcher Landschaften kombiniert, in denen sie dominieren. In Fällen, in denen keine Belege mit Bodenprofilen vorliegen, werden Briefumschläge mit entsprechenden Bodenprofilen mit dem PC erzeugt (und mit o gekennzeichnet). Es wird die *deutsche* und eine internationale Bodensystematik (meist WRB) benutzt. Die Bodenprofile werden auch mit Wildpflanzenarten kombiniert, die auf ihnen wachsen. Deren Zuordnung erfolgt nach *Zeigerwerten (Temperatur-, Feuchte-, Säure-, Stickstoff- und Salzzahl)* von Ellenberg (1979).

Im Teil **Bodeneigenschaften** werden die *Ausgangsgesteine* nach der zu erwartenden Körnung, die *primären Bodenminerale* nach deren Verwitterbarkeit und die *sekundären* nach deren Bildungsbedingungen gegliedert. Die *Bodenbewohner* werden nach ihrer Bedeutung für die Bodenentwicklung in *Bildner, Lockerer, Mischer, Zerkleinerer, Verweser und Humifizierer* gegliedert.

Im Teil **Untersuchung der Böden** werden wichtige Methoden sowie wichtige Anwender vorgestellt.

Im Teil **Bearbeiten der Böden** werden praktische Methoden der *Lockerung, Mischung, Düngung, Entwässerung, Bewässerung und Entseuchung* vorgestellt.

Im Teil **Nutzung der Böden** werden verschiedene Formen *landwirtschaftlicher, forstlicher, obst- und weinbaulicher Nutzung* verschiedener Klimate vorgestellt.

Der Teil **Bodenbelastung und -schutz** befasst sich mit den Grundsätzen des *Bodenschutzes*, den Belastungen durch *Erosion, Verdichtung, Vergiftung und Versalzung*, sowie deren Vermeidung.

Als **Persönlichkeiten der Bodenkunde** werden Wegbereiter sowie wichtige Agrikulturchemiker und Bodenkundler vorgestellt, die zur *Entwicklung der Bo-*

Soil is the transformation product of mineral and organic substances on the earth's surface under the influence of environmental factors operating over a very long time and having defined organisation and morphology. It is the growing medium for higher plants and basis of live for animals and mankind.

Soil Science is a discipline of natural bodies, which studies the conditions, development, ecology, geography, usability, degradation as well as the conservation of soils by research and teaching.

The following sentences connect to a collection of stamps, which was shown in parts.

In the part **Soilscapes** stamps or other records of soil profiles are combined with those of landscapes, where they dominate. In cases, where no stamps with soil profile are available, letter covers were produced with the computer and signed by o. The German and an international soil classification system (*WRB: World Reference Base for Soil Resources*) are used. The soil profiles are also combined with stamps of wild plant species, which mainly grow upon them naturally. For this the *Ellenberg Indicator Values* (ratings of temperature, moisture, acidity, nitrogen as well as salinity) are used.

In the part **Attributes of Soils** the *parent rocks* are arranged after the probable texture of the soils, the *primary minerals* after their weatherability, and the *secondary minerals* after the factors of development. The *ground inhabitants* are arranged after their significance for soil formation (*former, loosener, mixer, comminuter, decomposer, humifier*).

In the part **Research of Soils** mean *field and laboratory methods* and their user are presented.

In the part **Tillage of Soils** the practise of *loosening, mixing, fertilising, drainage, irrigation and disinfection* are demonstrated.

In the part **Use of Soils** the different forms of *land use* like *agriculture, horticulture, forestry, fruit growing, viticulture and landscape planning* of different climate are shown.

In the part **Soil Degradation and Conservation** the principles of *soil conservation*, as well as *degradation* through *erosion, compaction, poisoning and salinisation*, together with *strategies of avoidance* are shown.

In the part **Personalities of Soil Science** pioneers are introduced, who wrote about *principles or use of soils, together with personalities*, who brought for-

denkunde wesentlich beigetragen haben.

Der Teil **Lehre - Forschung - Kommunikation** enthält Hochschulen und andere Institutionen bodenkundlicher Lehre und Forschung, außerdem Dokumentationen wichtiger *Tagungen*, wichtige *Förderer* bodenkundlicher Forschung und *Verlage* bodenkundlicher Schriften.

ward soil science as scientific discipline.

The part **Teaching Research Communications** shows universities and further places of pedological teaching and research, followed by *congresses of soil science*, by *patroness of soil research*, and of *publishers* of books and journals of soil science and neighbored disciplines.

Gliederung einer bodenkundlichen Sammlung

1 Bodenlandschaften

- 1.1 Rendznen aus Kalkstein
- 1.2 Ranker (& Rohböden) kalkfreier Festgesteine
- 1.3 Lockersyroserne und Regosole
- 1.4 Schwarzerden
- 1.5 Pelosole
- 1.6 Braunerden und Terrae fuscae
- 1.7 Lessives
- 1.8 Podsole
- 1.9 Stauwasserböden
- 1.10 Reduktosole
- 1.11 Auenböden und Auengleye
- 1.12 Gleye
- 1.13 Marschen
- 1.14 Watten Salzmarschen Strandböden
- 1.15 Moore
- 1.16 Anthropogene Böden
- 1.17 Lockerbraunerden
- 1.18 Wüsten- und Salzböden
- 1.19 Permafrostböden
- 1.20 Vertisole
- 1.21 Roterden
- 1.22 Acrisole und Nitisole

2 Bodeneigenschaften

- 2.1 Feste Ausgangsgesteine
- 2.2 Lockere Ausgangsgesteine
- 2.3 Primäre Minerale
- 2.4 (auch) sekundäre Minerale
- 2.5 Humusformen
- 2.6 Bodenbewohner
- 2.7 Gefügeformen

3 Untersuchung der Böden

- 3.1 Bodenkartierung
- 3.2 Klimamessungen
- 3.3 Chemische Untersuchungen
- 3.4 Physikalische Untersuchungen
- 3.5 Mineralogische Untersuchungen
- 3.6 Gefäß- und Feldversuche

4 Bearbeiten der Böden

- 4.1 Reißen Hacken Graben
- 4.2 Pflügen
- 4.3 Eggen Grubbern Walzen
- 4.4 Kalken und Düngen
- 4.5 Entwässern
- 4.6 Bewässern
- 4.7 Entseuchen

5 Nutzung der Böden

- 5.1 Getreidebau
- 5.2 Hackfruchtbau

5.3 Reisbau

5.4 Garten- und Landschaftsbau

5.5 Obstbau

5.6 Weinbau

5.7 Waldbau

5.8 Tropische Sonderkulturen

6 Bodenbelastung und Bodenschutz

6.1 Grundsätze des Bodenschutzes

6.2 Schutz durch Natur- und Landschaftsschutz

6.3 Bodenerosion Vermeidungsstrategien

6.4 Bodenverdichtung

6.5 Bodenvergiftung Vermeidung und Sanierung

6.6 Bodenversalzung

7 Persönlichkeiten der Bodenkunde

7.1 Wegbereiter der Bodenkunde

7.2 Agrikulturchemiker und Bodenkundler

7.3 Deutsche Bodenkundler

8 Lehre Forschung Kommunikation

8.1 Hochschulinstitute mit Bodenkunde-Professuren

8.2 Akademien und Forschungsanstalten

8.3 Geologisch/Bodenkundliche Landesämter

8.4 Landwirtschaftliche Untersuchungs- & Forschungsanstalten

8.5 Förderer bodenkundlicher Forschung

8.6 Verlage bodenkundlicher Schriften

8.7 Bodenkundliche Gesellschaften

8.8 Internationale Tagungen

Literatur

Blume H-P, Felix-Henningsen P, Fischer W R, Frede, H-G, Horn R, Stahr K (1996ff): *Handbuch der Bodenkunde*; *ecomed*, Landsberg

Bridges EM, Batjes NH, Nachtergaele FO, ed (1998): *World reference base for soil resources atlas*. Acco, Leuven

Ellenberg H (1979): *Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas*. E Goltze, Göttingen

Schroeder, D. & Blum, W. (1992): *Bodenkunde in Stichworten*. Hirt-Bornträger, Berlin

Schultz J (2000): *Handbuch der Ökozonen*. E Ulmer, Stuttgart

Sumner M E, ed (2000): *Handbook of Soil Science*. CRC press, Boca Raton

Walter, H. & Breckle, S.-W. (1991): *Ökologie der Erde*. 4 Bände. G. Fischer, Stuttgart

Bund Deutscher Philatelisten: *Philatelie*; *Mitteilungsbl. der ARGE Bergbau & Geowissenschaften, Landwirtschaft Weinbau Forstwirtschaft*

Konzeption eines Bodenlehrpfades – am Beispiel des Bodenschutzpfades „Tatort Boden“

DAGMAR FRITZSCH¹, THILO KLEIN², JÜRGEN MAYER³, BERNHARD NEUGIRG³, THOMAS VORDERBRÜGGE¹

Die BVB Regionalgruppe West (Hessen) entwickelte die erste Idee für einen Bodenlehrpfad am Standort Wetzlar. Das daraus erarbeitete Konzept des ersten Bodenschutzpfades in Hessen ist durch drei wichtige Faktoren charakterisiert.

Kooperation verschiedener Institutionen

- Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (fachliche Unterstützung, Einrichtung)
- Naturschutz-Zentrum Hessen (NZH) (Didaktik und Pflege)
- Amt für Umwelt und Naturschutz Wetzlar (Einrichtung und Pflege)
- Institut für Biologiedidaktik der Justus-Liebig-Universität Gießen (Didaktik)

Standortvorteile

Der Waldstandort mit vier Aufgrabungen befindet sich in direkter Nähe zum NZH. Die Pflege ist durch das NZH und die Stadt Wetzlar sichergestellt. Vom NZH sollen regelmäßige Führungen angeboten werden.

In unmittelbarer Nähe befindet sich außerdem eine Jugendherberge, so dass auch überregional Gruppen angesprochen werden.

Der Lehrpfad wird an einen schon bestehenden Wanderweg eines beliebten Naherholungsgebietes angelegt.

Tafelgestaltung

Die Untergliederung der einzelnen Tafeln in jeweils einen allgemeinen Informationsteil, einen standortspezifischen bodenkundlichen Teil und den Bodenschutz-Hauptteil macht das Konzept dieses Lehrpfades auch auf andere Regionen übertragbar.

Wiederkehrende Elemente sind auf jeder der sechs Tafeln vertreten (z.B., „Maskottchen“). Die

Texte der Tafeln werden möglichst kurz gehalten (maximal 200 Wörter pro Tafel).

Insgesamt besteht der Lehrpfad aus 6 Tafeln, zwei Tafeln mit allgemeinen bodenkundlichen Grundlagen befinden sich am NZH und an der Jugendherberge. Die weiteren vier Tafeln befinden sich an den Profilstandorten.

Während sich die Tafeln mit den allgemeinen bodenkundlichen Themen in zwei Segmente gliedern (Abb.1), sind die Tafeln an den Aufgrabungen in jeweils drei Segmente gegliedert (Abb.2).

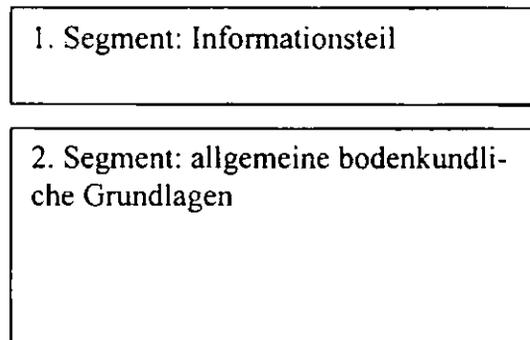


Abb. 1: Tafelaufbau an NZH und Jugendherberge

Aufbau der Tafeln

1. Segment

an allen Standorten:

Infoteil mit Standortkarte, Logos und dem Hinweis auf Hintergrundinformationen für unterschiedliche Adressaten (z.B. Broschüre und Internetauftritt)

2. Segment

an Naturschutz-Zentrum und Jugendherberge:
allgemeine bodenkundliche Grundlagen

2. Segment

an den Profilstandorten:

Standortspezifische Profilbeschreibung

3. Segment

an den Profilstandorten:

austauschbarer Bodenschutzteil

¹⁾ Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden, ²⁾ Amt für Umwelt und Naturschutz Wetzlar, ³⁾ Justus-Liebig-Universität Gießen, ⁴⁾ Naturschutz-Zentrum Hessen, Wetzlar

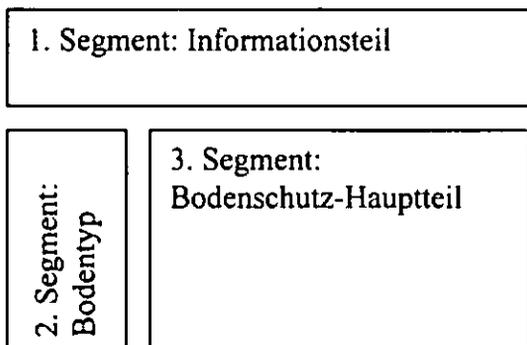


Abb.: 2: Tafelaufbau an den vier Profilstandorten

Am NZH und an der Jugendherberge werden zwei Tafeln mit allgemeinen bodenkundlichen Themen unabhängig von den Profilstandorten stehen. Am Naturschutz-Zentrum werden zusätzlich passend zum Thema Bodenarten Fühlkisten mit unterschiedlichen Bodenarten installiert. Themen auf den jeweiligen Hauptteil der zwei Tafeln.

Boden – mehr als Dreck und Steine

- Gefährdung von Böden durch den Menschen
- Bodenbestandteile, Bodenarten
- Porensystem

Bodenlos leben?

- Bodenfunktionen
- Entwicklung von Böden
- Aufbau und Horizontierung

Vier Tafeln mit unterschiedlichen Bodenschutzthemen werden im Wald, direkt an den Aufgrabungen errichtet. Das Bodenprofil wird auf den Tafeln grafisch dargestellt und kurz erläutert. Die Themen des Bodenschutzes sind unabhängig vom Standort gewählt und so übertragbar auf andere Regionen in Hessen. Es wird jeweils die Gefährdung des Bodens verdeutlicht und eine Schutzmaßnahme erläutert (siehe Abb.3).

Dargestellt werden folgende Bodentypen und Themen:

Alles Gute kommt von oben?!

- Bodentyp: Braunerde
- Gefährdung: Schwermetalleintrag
- Maßnahme: Vorsorgender Bodenschutz

Verlieren wir den Boden unter den Füßen?

- Bodentyp: Kolluvisol
- Gefährdung: Erosion
- Maßnahme: Erosionsschutz

Dicht gemacht!

- Bodentyp: Pseudogley
- Gefährdung: Versiegelung und Verdichtung
- Maßnahme: Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen

Saures vom Himmel

- Bodentyp: Braunerde
- Gefährdung: Bodenversauerung
- Maßnahme: Vermeidung

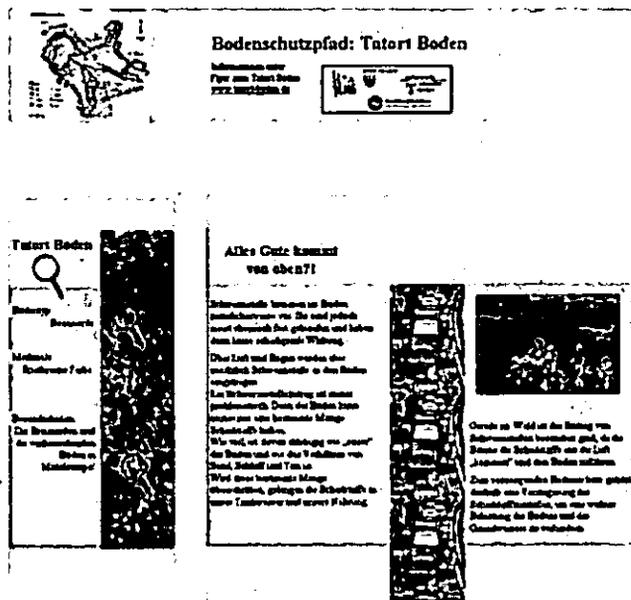


Abb.3: Alles Gute kommt von oben?! Beispiel für die Tafelgestaltung an den Profilstandorten

Weitere Informationen sind in Form einer Broschüre bzw. eines Internetauftritts geplant. Vor allem die bodenkundlichen Daten der ausgewählten Profilstandorte sollen hier vertieft dargestellt werden.

Der Bodenlehrpfad „Tatort Boden“ in Wetzlar befindet sich zurzeit im Aufbau und soll im Herbst eröffnet werden.

Einsatz und Evaluierung bodenkundlicher und agrarökologischer Unterrichtsmaterialien in der Primarstufe

Karin Geyer*, Hans-Jörg Brauckmann*, Gabriele Broll* und Martina Flath**

Ziele

Bodenkundliche und agrarökologische Inhalte lassen sich nur dann dauerhaft zum Unterrichtsgegenstand an Schulen machen, wenn sie nicht nur didaktisch aufbereitet werden, sondern auch durch eine Evaluierung nachvollziehbar gemacht wird, wie das Lernen zu diesen Themen abläuft:

- Welche Vorstellungen vom Boden haben Kinder und welche Eindrücke erfahren sie, wenn sie an bodenkundliche Inhalte herangeführt werden und durch die Anlage einer Bodenprofilgrube Einblick in den Boden nehmen können?
- Welche Inhalte lassen sich in welchen Altersstufen vermitteln?
- Welche Kompetenzen können aufgebaut oder angebahnt werden?

Methoden

Es wurde eine Sammlung von Arbeitsblättern mit agrarökologischen Inhalten entwickelt. Im Rahmen eines Pre-Testes wurden diese in der Schulpraxis erprobt und Daten zur Evaluierung erhoben. Angepasst an die Sprachkompetenz der Zielgruppe kamen neben Gesprächen und Beobachtungen nonverbale Bildauswerteverfahren und Satzergänzungstests (Krause et al. 2000) zum Einsatz. Im Anschluss an den Unterricht fanden Expertengespräche mit den Lehrern statt.

Bislang wurde mit sechs Schulklassen und einer Kindergartengruppe gearbeitet, es stehen Aussagen und Bilder von ca. 150 Kindern zwischen vier und elf Jahren zur Verfügung.

Die Klassen wurden zunächst an das Thema herangeführt, indem die bodenkundlichen Fragen in einen agrarökologischen Kontext gestellt wurden. Sie waren dann aufgefordert, ihre Vorstellungen vom Boden zu malen. Im Anschluss wurden Bodengruben angelegt und angesprochen, mit Schülern der Klasse drei und vier wurden vertiefende „Experimente“ durchgeführt. Danach und ein drittes Mal nach fünf

bis sieben Wochen waren die Kinder aufgefordert, ihre Eindrücke vom Boden im Bild festzuhalten.

Der Unterricht zum Boden verlangte von den Kindern methodisch anspruchsvolles, selbständiges Arbeiten, eine wichtige Voraussetzung für den Aufbau von Handlungs- und Entscheidungskompetenzen.

Ergebnisse

Eingeleitet wurde die Unterrichtssequenz in allen Fällen mit der Frage an die Kinder: „Warum ist der Boden wichtig für dich?“ Die Antworten auf diese Frage lassen sich sehr eindeutig zuordnen:

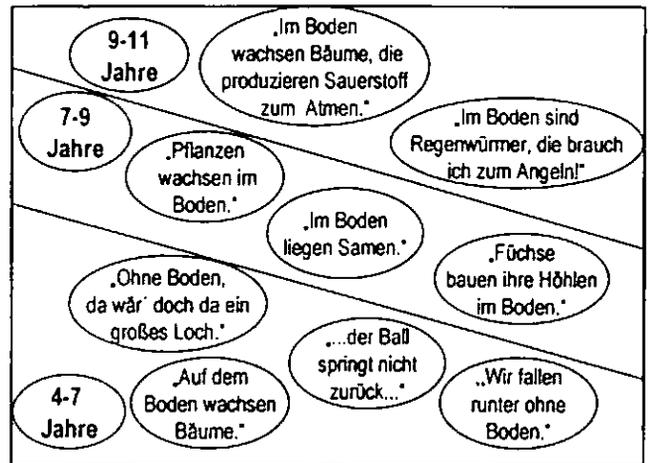


Abb. 1: Mindmap „Präkonzepte von Vor- und Grundschulkindern zum Boden“

- Für sehr junge Kinder ist der Boden „Unterlage“ und „Spielplatz“. Sie sind nicht in der Lage, sich in den Boden hineinzudenken.
- Ältere Kinder wissen, dass Pflanzen im Boden verwurzelt sind. Sie begreifen, dass ihre Nahrungsmittel aus (und nicht auf!) dem Boden wachsen und sie entwickeln räumliches Vorstellungsvermögen.
- Kindern ab der dritten Klasse denken über Kausalzusammenhänge nach und sind so in der Lage, agrarökologische Zusammenhänge zu begreifen.

Die Analyse der Bodenbilder ergibt ein analoges Ergebnis. Sehr junge Kinder malen den Bildhorizont am untersten Blattrand ein. Weder auf ihrem Bild noch in ihrem Kopf ist Raum für Boden. Das ändert sich sowohl mit zunehmender Reife als auch durch den Einblick in den Boden. Der Bildhorizont „wandert“ nach oben. Im gleichen Kontext steht auch, dass Menschen, Häuser und gegebenenfalls auch Pflanzen zunächst weggelassen werden und dass Pflanzen, die dennoch gezeichnet werden, mit Wurzeln in den Boden verankert werden. Auch ist zu beobachten, dass Kinder mit zunehmender Reife Kenntnisse (z.B. aus geologischen Abbildungen) und Erfahrungen mitbringen, die sie in ihre Vorstellung vom Boden einfließen lassen.

Kinder, die noch keine Vorstellung vom Boden haben, reagieren zunächst ablehnend oder verwirrt

* Hochschule Vechta, ISPA, Abt. für Geo- und Agrarökologie (kgeyer@ispa.uni-vechta.de)

** Hochschule Vechta, Institut für Didaktik der Naturwissenschaften, Fach Geographie

auf die Aufforderung, sich zeichnerisch in den Boden hineinzusetzen. Bild 1 gibt die Eindrücke eines Vierjährigen wieder, nachdem er in eine Bodengrube geblickt hatte. Kinder aus der ersten oder zweiten Klasse malen ein Bild wie Bild 1, um ihre „Vorstellungen“ vom Boden darzustellen. Es wurde auch beobachtet, dass Kinder dieser Altersgruppe es umgingen, den Boden in ihr Bild mit einzubeziehen, indem sie auf der Vorderseite des Blattes am untersten Bildrand Gras mit Blumen oder Menschen malten und auf die Rückseite des Blattes ein Bild wie Bild 1.

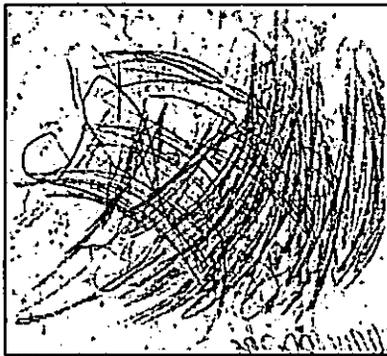


Bild 1: Alexander, 4 Jahre, „Eindrücke vom Boden“

Wie schwer es auch älteren Kindern fällt, den Bezug herzustellen zwischen dem, was sie kennen und ihren Vorstellungen oder Eindrücken vom Boden, zeigt ein Beispiel aus der dritten Klasse (Bild 2). Einzelne Bildelemente (Bodenprofil, verwurzelte Pflanzen) sind hier ohne räumlichen Bezug dargestellt.

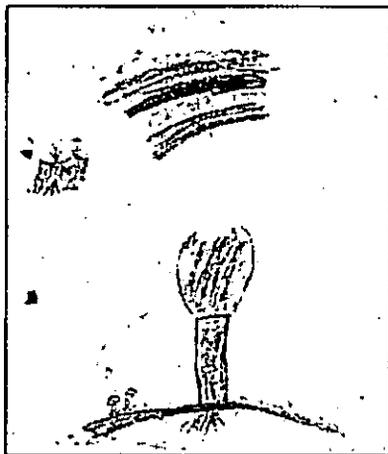


Bild 2: Christiane, Klasse 3, „Eindrücke vom Boden“

Nach Wochen, in denen der Boden im Unterricht nicht thematisiert wurde, zeigte sich z. B. in einer dritten Klasse, dass die überwiegende Anzahl von Schülern bodenkundliche Details in ihren Bildern wiedergaben (Tabelle 1).

Tabelle 1: Häufigkeit der Darstellung signifikanter Horizontmerkmale

Boden: Podsol 24 Schüler / 22 Schüler nach 7 Wochen	Klassenstufe: 3	Merkmale	
		Ae	Bsh
Im Anschluss an die Geländearbeit		22	16
Nach 7 Wochen		17	11

Es zeigte sich auch, dass während dieser Zeit von den Kindern der Bezug zwischen dem bei der Geländearbeit erlebten Boden und ihrer Lebenswirklichkeit hergestellt wurde: Der Bildhorizont manifestierte sich in der unteren Bildhälfte, darüber war wieder Platz für Pflanzen und Menschen. In Bild 3 hat Louissa nach sechs Wochen die für sie wesentlichen Inhalte der Unterrichtseinheit zum Boden zusammengefasst:



Bild 3: Louissa, Klasse 3, „manifestierte Eindrücke vom Boden nach 6 Wochen“

- Sonnenstrahlen, Regen und Wind verändern das Ausgangsmaterial.
- Es entsteht Boden mit unterschiedlich gefärbten Horizonten, in dem Pflanzen wurzeln.
- Pflanzenreste fallen auf die Bodenoberfläche. Sie werden von Bodentieren zersetzt und in den obersten Bodenhorizont eingearbeitet.

Schlussfolgerungen

Bodenkunde und Agrarökologie können berechtigt und erfolgreich an Grundschulen unterrichtet werden:

- Nach Einschätzung der Lehrer ist ein Zuwachs der Handlungs- und Entscheidungskompetenz zu beobachten.
- Grundschul Kinder brauchen einen Praxisbezug, z.B. zur Agrarökologie, um die Bedeutung des Bodens zu begreifen. Ab der dritten Klasse haben Kinder auch bereits Präkonzepte, die sie in die Lage versetzen, sich komplexe agrarökologische Zusammenhänge zu erarbeiten (Abb. 1).
- Die Schüler haben bodenkundliche und agrarökologische Inhalte sowohl nach Einschätzung der Lehrer als auch belegt durch die Arbeitsblätter und die Bodenbilder erfasst und über Wochen im Gedächtnis behalten (Tabelle 1).
- Die Bodenbilder zeigen, dass Lern- und Denkvorgänge initiiert wurden, die über die Dauer der Vermittlung hinaus wirksam waren (Bild 1-3).

Literatur

Krause, Ch., Müller-Benedict, V. & Wiesmann, U. (2000): Kleine Kinder – große Datenmengen. Möglichkeiten der Verbindung von qualitativen Methoden zur Analyse von Selbstaussagen. Forum Qualitative Sozialforschung / Forum: Qualitative Social Research [online Journal], 1(2). Verfügbar über: <http://qualitative-research.net/fqs/fqs-d/2-00inhalt-d.htm>

Die Entwicklung der Arbeitsblätter und Unterrichtseinheiten erfolgte mit Unterstützung von Herrn Heinz Priesmeyer/Grundschule Sandkrug, die schulpraktische Erprobung wurde in der Grundschule Sandkrug, der Hagenkampsschule (Oldenburg), der Overbergschule (Vechta) und der Grundschule Vechta-Langförden sowie im Kindergarten in Kappel/Grafenhausen durchgeführt. Für alle Hilfe herzlichen Dank!

Der Bodenlehrpfad Beuren

Neue Wege zu verborgenen Horizonten

H.-K. Hauffe¹, H. Reinfelder², J. Schneider³

Einleitung

Lehrpfade werden seit langem erfolgreich in der Umweltbildung genutzt. So sind eine Vielzahl von Lehrpfaden zu den Themen Streuobst, Wald, Geologie usw. entstanden. Anschaulichkeit und Erlebniswert sind häufig per se gegeben, der Pflegeaufwand ist z. T. nur gering oder erfolgt im Zuge der Nutzung wie z.B. beim Nutzungstyp Streuobst. Das Thema Boden wird zwar gelegentlich ebenfalls behandelt, i.d.R. aber nachrangig und meist wenig anschaulich. Trotz einiger inzwischen eingerichteter Boden-Lehrpfade besteht also großer Nachholbedarf. Vor diesem Hintergrund hat sich eine Initiativgruppe innerhalb der Regionalgruppe Süd des Bundesverbands Boden das Ziel gesetzt, den Naturkörper und das Schutzgut Boden in Abhängigkeit von den geologisch-geomorphologischen Gegebenheiten sowie im Zusammenhang mit der Nutzung an ausgewählten Standorten zugänglich zu machen. Ergebnis ist der im Sommer 2002 eröffnete Bodenlehrpfad Beuren im Landkreis Esslingen (Baden-Württemberg, vgl. Karte 1). Die 10 Stationen (davon 7 offene Profile) verteilen sich auf eine Gesamtlänge von ca. 4 km. (vgl. Karte 2)

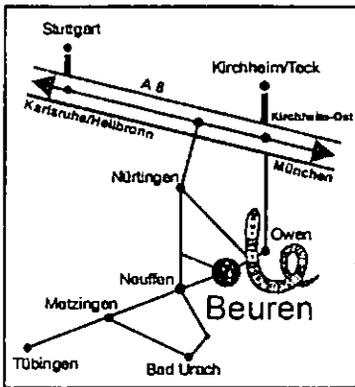
Einrichtung und Betrieb

Die Erfüllung der in Abb. 1 zusammengestellten Kriterien waren Voraussetzung für die erfolgreiche Einrichtung und den Betrieb des Boden-Lehrpfades. Die Kriterien dürften für ähnliche Lehrpfadprojekte gleichermaßen relevant sein.

Zum einen ist nur bei einem **abwechslungsreichen Bodenmuster** gewährleistet, dass die maximalen Abstände zwischen den Stationen später nicht zu groß sind (ca. 500 m). Zum anderen kann naturgemäß auch nur dann ein gewisses Spektrum an unterschiedlichen Böden gezeigt werden. Durch seine Lage am Albtrauf im Übergang von den Weißjura-Schutthängen der Schwäbischen Alb zum Braunjura-Hügelland und dem zwischengeschalteten ‚schwäbischen Vulkan‘ ist dies weitgehend gewährleistet. Unvermeidbare größere Abstände zwischen Profilstationen lassen sich u. U. durch Hinweise auf bodenbedingte landschaftliche Gegebenheiten "verkürzen". Diese Funktion hat z.B. Station 8 (vgl. Karte 2). Dort wird auf eine durch Rutschung entstandene sog. Buckelwiese hingewiesen.

Die Einbettung des Lehrpfades in eine reizvolle Landschaft (reliefiert, strukturreich durch unterschiedliche Nutzungen, Aussichtsmöglichkeiten) erhöht erfahrungsgemäß die Akzeptanz, kann aber natürlich nicht obligatorisch sein.

Das **fachlich-technische Konzept** ist bereits Voraussetzung für die Antragstellung auf finanzielle Förderung. Um eine ähnlich gute Anschaulichkeit des Na-



Karte 1: Anfahrtplan zum Lehrpfad (südöstlich von Stuttgart)

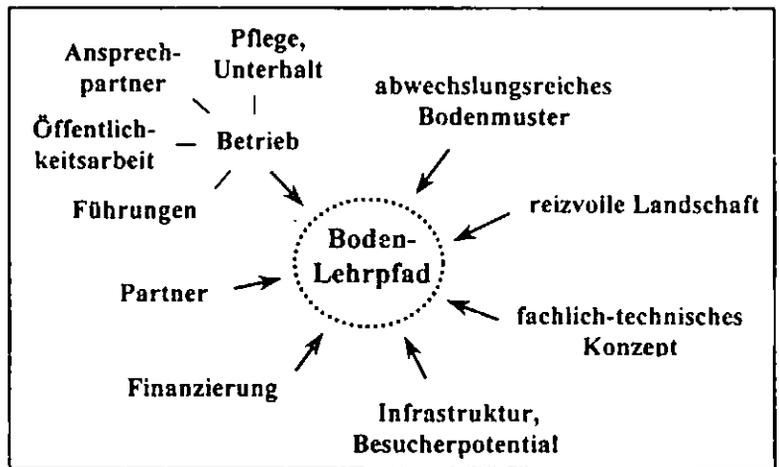


Abb. 1: Voraussetzungen für die Einrichtung und den Betrieb eines Boden-Lehrpfades

¹ Fachhochschule Nürtingen, Schelmenwasen 4-8, 72622 Nürtingen. eMail: hauffehk@fh-nuertingen.de

² Landratsamt Esslingen, Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz, Pulverwiesen 11, 73726 Esslingen, eMail: Reinfelder.Heinz@landkreis-Esslingen.de

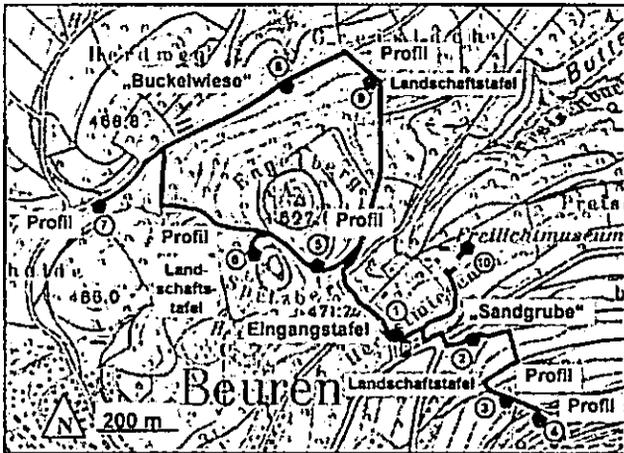
³ Werkbüro für Boden und Bodenschutz / regioplus-Ingenieurgesellschaft, Linsenhofer Str. 84, 72660 Beuren, eMail: joe.schnei@t-online.de

turkorpers Boden wie z.B. bei Pflanzen und Tieren zu erreichen, bestand der Anspruch, im Sommerhalbjahr offene, ohne weitere Hilfsmittel zugängliche Bodenprofile anzubieten. Die Profilwände wurden hierzu durch ein Lochblech mit einer (abschließbaren) Tür gesichert. Die Anschauungsmöglichkeit wird durch Erläuterungen auf stabilen, emaillierten Profil- und Begleittafeln sowie einigen Landschaftstafeln (vgl. Karte 2) ergänzt. Der Lehrpfad ist daher

auch ohne Führung nutzbar. Auf den Profiltafeln befindet sich jeweils eine 1:1-Farbzeichnung des Profils sowie eine horizontweise Profilbeschreibung. Alle Textteile wurden in leicht verständlicher Weise abgefasst. Dies gilt auch für die Begleittafeln, auf denen die *Bodenfunktionen von Böden als Pflanzenstandort, Filter und Puffer für Nähr- und Schadstoffe sowie Ausgleichskörper im Wasserkreislauf* und in der *Kleinen Bodenkunde* jeweils ein wichtiger bodenbildender Prozess erläutert wird.

Gute Zugänglichkeit und **Infrastruktur** fördern den Besucherzuspruch. Der Lehrpfad lässt sich problemlos mit öffentlichen Verkehrsmittel oder mit dem Auto erreichen (vgl. Karte 1). Die Wege sind zum großen Teil geteert, nur der Aufstieg zu den Stationen 3 und 4 geht über Trampelpfade. Die motorisierten Besucher können den Parkplatz des Freilichtmuseums nutzen (vgl. Karte 2), das gleichzeitig mit seinen ca.

Ansprechpartnern. Diese Funktion und gleichzeitig die Trägerschaft hat das Amt für Wasserwirtschaft und Bodenschutz des Landratsamtes Esslingen übernommen. Während des Sommerhalbjahres wird etwa eine **öffentliche Führung** pro Monat an einem Wochenende angeboten. Hinzu kommen gebuchte **Gruppenführungen**. Beide sind kostenpflichtig (öffentliche Führung: 3 € für Erwachsene, 1,50 € für Jugendliche zwischen 12 und 18 Jahren; Gruppen: 100 € für Erwachsene, 70 € für Jugendliche) und dauern maximal 4 Stunden. Seit der Eröffnung im Sommer 2002, die ebenfalls zur **Öffentlichkeitsarbeit** in den regionalen Zeitungen genutzt wurde, wurde auf verschiedene Weise auf den Lehrpfad aufmerksam gemacht. Zu nennen sind vor allem der Flyer, das Begleitheft (ca. 56 Seiten, ab 2004) und die Ankündigung der öffentlichen Führungen sowie thematische Beiträge in der Regionalpresse. Großes Echo hatte ein mehrseitiger Bericht (incl. www-Auftritt) in der IWZ, einer überregionalen Wochenendbeilage verschiedener Zeitungen im südwestdeutschen Raum (Auflage: 1,75 Mio.). Eine Lehrpfad-Homepage im "Themenpark Boden" der Landesanstalt für Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg mit Links zum Freilichtmuseum, Bundesverband Boden (BVB) und der Gemeinde Beuren ist in Bearbeitung, ebenso wie die Aufnahme in die geplante Neuauflage des "Reiseführer zu den Böden Deutschlands" des Umweltbundesamtes. Die Akzeptanz von Lehrpfaden hängt unter anderem auch vom optischen Zustand ab, d.h. von der **Pflege** und vom **Unterhalt**. Die Mäharbeiten an den Stationen werden von der Gemeinde durchgeführt. Die weiteren Arbeiten wie z.B. der Schutz vor Frost durch Abdecken der Profilwände mit Strohballen werden dagegen ehrenamtlich von BVB-Mitgliedern erledigt.



Karte 2: Lageplan des Lehrpfades

70.000 Besucher im Jahr ein entsprechendes **Besucherpotential** für den Lehrpfad darstellt. An der Kasse liegen ein Flyer und ein kostenpflichtiges Begleitheft aus.

Selbst bei viel ehrenamtlichem Engagement im Rahmen der Konzeptentwicklung, Außenarbeiten usw. blieb ein nicht unerheblicher **Finanzierungsbedarf** für die technische Ausstattung (z.B. etwa 2000 € für eine emaillierte Tafel mit farbigen Zeichnungen). Nach etlichen vergeblichen Anläufen bei verschiedenen Umweltstiftungen konnte das Projekt letztlich durch eine Mischfinanzierung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr (UVM) Baden-Württemberg aus Mitteln der Glücksspirale und des Landkreises Esslingen realisiert werden.

Bereits in der Konzeptphase wurden alle in Frage kommenden **Partner** in die Planung einbezogen. In einem Beratungsausschuss sind das Ministerium, der Landkreis, die Gemeinde Beuren, das Freilichtmuseum, die Naturschutz- und die Forstbehörde vertreten. Die **Führungen, Öffentlichkeitsarbeit** und **Pflegemaßnahmen** sind unter **Betrieb** zusammengefasst. Für die Koordination der verschiedenen Aktivitäten bedarf es einer verantwortlichen Stelle bzw. eines

Resümee nach der zweiten Saison

Wie im Jahr 2002 wurden auch 2003 achtzehn öffentliche und gebuchte Führungen durchgeführt (2003: ca. 300 Teilnehmer). Hinzu kamen (allerdings in unbekannter Zahl) diejenigen Personen, die den Lehrpfad auf eigene Faust besucht haben. Inzwischen behobene technische Probleme hatten sich insbesondere bei einem stauwassergeprägten Standort ergeben. Bislang nicht zufriedenstellend gelöst ist das Problem der dauerhaften Profilwandstabilisierung bei den Pelosolen mit ihrer bekannten Gefügedynamik. Trotz der Unterstützung durch die Behörden ist der ehrenamtliche Einsatz nicht unerheblich. Dies sollte bei der Planung eines Boden-Lehrpfades unbedingt berücksichtigt werden.

Danksagung

An dieser Stelle sei nochmals allen Verantwortlichen für die Unterstützung bei der Realisierung des Projektes gedankt. Der Dank gilt insbesondere dem Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg sowie dem Landkreis Esslingen für die finanzielle Unterstützung.

Chancen von und Voraussetzungen für den Einsatz von digitalen Medien im (bodenwissenschaftlichen) Unterricht

Ludger Herrmann

Technikentwicklung, Ausstattung von (Hoch-) Schulen sowie Studenten und Schülern und die politischen Rahmenbedingungen befördern den zunehmenden Einsatz von digitalen Medien im Unterricht. Chancen, Voraussetzungen und Grenzen dieses Einsatzes sollen hier kurz beleuchtet werden. Digitale Medien werden hier als solche definiert, die (multimedial) zur Wissensvermittlung mit Hilfe von Rechnern eingesetzt werden.

Motivation zum Einsatz digitaler Medien

Die Entwicklungen der letzten Jahre sowohl im technischen Bereich als auch bei den Programmen lassen den Einsatz digitaler Medien (DM) als eine Alternative zunehmend sinnvoll erscheinen. Die Rechner sind inzwischen ausreichend schnell und multimediafähig und die traditionellen Schulbuchverlage bemühen sich neben den Druckmedien auch digitale anzubieten. Nach der Aufbruchsstimmung der letzten Jahre ist aber eine zunehmende Ernüchterung insbesondere auf pädagogisch/didaktischer Seite eingetreten, die sich wie folgt zusammenfassen läßt: ..."während die Schüler den Reizen des Mediums erliegen, haben die Lehrer Schwierigkeiten aus dem Überangebot pädagogisch sinnvolle Programme auszuwählen" (taz, 15/16.03.2003).

Dennoch wird der Einsatz digitaler Medien in Zukunft zunehmen, denn die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen machen dies zwingend erforderlich. Der zu vermittelnde Stoff nimmt auch aufgrund des wissenschaftlichen Fortschritts täglich zu. Auf der anderen Seite nimmt das Personal für die Präsenzlehre in der Tendenz ab. Gleichzeitig steigt der Anspruch von Lernenden und Eltern an die Lehrleistung. Ebenso verordnen die Kultusministerien neue Lehrleistungen ohne zusätzliches Personal und drängen auf die verstärkte Zusammenarbeit verschiedener Lehrinstitutionen (z.B. Universi-

täten und Fachhochschulen) ohne Berücksichtigung des Mobilitätsproblems. Diese Rahmenbedingungen werden zwangsläufig zu einer Reduzierung der Präsenzlehre und einer Erhöhung des Anteils neuer Medien führen.

Chancen des Einsatzes von digitalen Medien

Der größte Vorteil von DM ist ihre Multimediafähigkeit, d.h. sie können mehrere Sinne des Lernenden ansprechen und damit den Lernerfolg steigern. Zudem ermöglichen sie bewegte Bilder, also die Möglichkeit Prozeßabläufe in kurzer Zeit sinnvoll darzustellen. Realitätsnahe Darstellung und Möglichkeiten zum interaktiven Gebrauch sind weitere Vorteile. Durch die Multimediafähigkeit können DM andere (z.B. Druckmedien) potentiell ersetzen; dies schließt den Ersatz des Lehrenden mit ein. Damit können Inhalte angeboten werden, die durch die Präsenzlehre nicht abgedeckt sind. Dies erleichtert auch den Lehraustausch zwischen Institutionen. Weitere große Vorteile von DM sind, daß sie individuelle Lerngeschwindigkeiten und zeit-/ortsunabhängiges Lernen ermöglichen; Aspekte die zunehmend wichtiger werden. Sind die DM selbst produziert, sind sie auch kostengünstig reproduzierbar.

Insbesondere bodenwissenschaftliche Lehre kann von DM profitieren, da der Boden für den Durchschnittsbürger schwer zugänglich ist. DM erleichtern einen ersten visuellen Zugriff (z.B. www.bodenwelten.de). Auch die Variabilität von Böden ("Braunerde ist nicht gleich Braunerde") wird ohne große Wege darstellbar. Das Prozeßgeschehen in Böden (z.B. der Wasserfluß) kann durch Animation verdeutlicht (z.B. <http://home.t-online.de/home/t.baillv/>) und auf einem höheren Niveau die Prozesse auch interaktiv modelliert werden (z.B. www.gimolus.de). Damit rückt auch wirkliche Interdisziplinarität in erreichbare Nähe (z.B. durch Einsatz von Landschaftsmodellen mit atmosphärischen, hydrologischen, bodenwissenschaftlichen und ökologischen Kompartimenten. Letztlich bereitet die Nutzung der Rechner auch auf die Berufswelt vor.

Grenzen des Einsatzes von digitalen Medien

Trotz Multimedia repräsentieren DM nicht die reale Welt. Sie können den Einstieg in die Kenntnis von Böden erleichtern aber die reale Bodenansprache nicht ersetzen. Insbesondere die primäre Motivation zum Lernen kann nicht durch

DM erreicht werden; dies ist primäre Aufgabe der Präsenzlehre.

Beim Einsatz von DM müssen mediendidaktische Grundsätze berücksichtigt werden (kognitive Aspekte, Ergonomie, zusätzliche Tutorien), die den meisten Lehrenden nicht bewußt sind. Dies beinhaltet sowohl die Gestaltung der Medien als auch die Vorsorge gegen eine Vereinsamung des Lernenden. Weiterhin müssen die Lehrenden technisch geschult werden, um "Auszeiten" aufgrund technischer oder Programmfehler zu minimieren. Häufig wird der Kostenaufwand für den Einsatz von DM unterschätzt. Dies betrifft sowohl die Bereitstellung und Wartung der technischen Komponenten als auch Kosten für Programme, Updates und Copyrights. Letztendlich ist die sinnvolle Anwendung von DM im Schnitt teurer und zeitaufwändiger als die von Druckmedien.

... und die Zukunft?

DM sind sinnvolle ergänzende Medien in der Präsenzlehre. Um dafür optimal einsetzbar zu sein, sollten sie als Module aufgebaut sein. Sie eignen sich insbesondere für die Darstellung von Prozeßgeschehen und physisch schwer zugänglichen Objekten. Um dies optimal zu tun, müssen technisch anspruchsvolle Animationen eingesetzt werden, die eine vorhergehende Ausbildung des Lehrenden erfordern. Dasselbe gilt für gestalterische und mediendidaktische Aspekte. Weiterbildung der Lehrenden ist also ein Muß vor dem Einsatz von DM. Kosten für Weiterbildung, Technik und Programme werden den Einsatz von DM automatisch auf ein notwendiges Maß reduzieren, denn schon heute zeigt sich, daß aufwändig geförderte Projekte zu sogenannten "virtuellen Klassenzimmern und Hochschulen" einschlafen, sobald die Förderzeit ausläuft.

Aus Sicht des Autors sind DM speziell geeignet für interaktive Übungen und Nacharbeitungsmodulare. Doch auch für solche Zwecke muß ein Tutor vorgehalten werden, um einen optimalen Lernerfolg zu gewährleisten. Damit führen DM vorerst nicht zu einer Reduzierung der Lehrkräfteanzahl sondern zu einer Verschiebung ihrer Aufgaben.

Eine wichtige Aufgabe für die Zukunft ist die Erarbeitung von Standards und Qualitätskriterien für DM.

Internetressourcen zum bodenwissenschaftlichen Unterricht

www.bodenwelten.de

www.gimolus.de

<http://home.t-online.de/home/f.bailly>

www.uvm.baden-wuerttemberg.de/bofaweb

www.fh-osnabrueck.de/~webboden

www.uni-muenster.de/Hypersoil

Die Vermittlung bodenkundlicher Inhalte mit den Möglichkeiten eines Umweltbildungszentrums /Museums

Norbert Niedernostheide¹

Das Osnabrücker Museum am Schölerberg ist ein modernes naturkundliches Museum mit als begehbaren Bühnenbildern inszenierten Ausstellungen. Im Jahr 1997 wurde das Museum am Schölerberg als Regionales Umweltbildungszentrum vom niedersächsischen Kultusminister offiziell anerkannt. Bereits mit der Anerkennung wurde Boden/Bodenschutz als eines der Schwerpunktthemen festgeschrieben. Im Organigramm ist das Umweltbildungszentrum heute neben Planetarium und Naturkundlichen Ausstellungen/Sammlungen die dritte Produktgruppe.

Die Ausstellung unter. Welten – das Universum unter unseren Füßen

Nach zwei Jahren Planungs- und Bauzeit konnte im November 2001 die größte Ausstellung zum Themenkontext Boden im Museum am Schölerberg mit dem Namen „unter. Welten – das Universum unter unseren Füßen“ eröffnet werden. Diese Ausstellung ist die größte europäische Ausstellung zum Themenbereich Boden. Ziel dieser Ausstellung ist es, mit aufwändigen Inszenierungen dem Besucher einen emotionalen Zugang zum Umweltmedium Boden zu ermöglichen und so letztlich ein verbessertes Bodenbewusstsein zu erreichen. Sie läuft seit der Eröffnung sehr erfolgreich. Knapp 200.000 Besucher haben sich in den vergangenen zwei Jahren in das Universum unter unseren Füßen gewagt.

Das Pädagogische Programm

Mit der Eröffnung ist auch ein umfangreiches pädagogisches Angebot vor allem an die Schulen gebracht worden. Das Programm gliedert sich in Veranstaltungsangebote für die

Grundschule, die Orientierungsstufe, die Sekundarstufe I und die Sekundarstufe II. Außerdem werden mittlerweile Kindergeburtstage zum Bodenthema angeboten. Während es in der Grundschule vor allem um das Erleben und Erfahren des Bodens mit allen Sinnen geht, werden in der Orientierungsstufe schon komplizierte Zusammenhänge wie zum Beispiel die Bodengenese vorgestellt. In der Sekundarstufe I stellen die Bodenlebewesen und ihre Rolle im Stoffkreislauf einen Arbeitsschwerpunkt dar. Andere Veranstaltungen beziehen sich auf regional typische Böden, ihre Entstehung und Gefährdung. In der Sekundarstufe II schließlich werden bodenchemische Untersuchungen angeboten und ein Programm, das mit dem niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung zusammen entwickelt wurde bereitgehalten. Hier geht es vor allem darum, das Niedersächsische Bodeninformationssystem in der Anwendung kennen zu lernen.

Alle Veranstaltungen sind in einzelne Phasen gegliedert: Nach Begrüßung und thematischer Einführung gibt es in allen Veranstaltungen einen praktischen Teil, der je nach Themengebiet sehr unterschiedlich strukturiert sein kann. Eine abschließende gemeinsame Auswertungsphase bildet den Abschluss der Einheit. Zu jeder Veranstaltung gehört auch ein Besuch der Ausstellung, der je nach Programm unterschiedlich stark eingebunden ist. Seit Eröffnung der Ausstellung sind die Nachfragen zum pädagogischen Programm sprunghaft gestiegen. Mittlerweile sind etwa 30% aller Veranstaltungen des Umweltbildungszentrums solche mit bodenkundlichen Inhalten, das entspricht etwa einer Zielgruppengröße von etwa 5.000 Kindern und Jugendlichen jährlich.

Gründe für den großen Erfolg des pädagogischen Programms

Durch die in Niedersachsen aufgebauten Strukturen mit abgeordneten Lehrkräften an den Regionalen Umweltbildungszentren ist es sehr gut gelungen, die Angebote auf die Curricula abzustimmen.

¹ Museum am Schölerberg, Natur und Umwelt · Planetarium
Am Schölerberg 8
D- 49082 Osnabrück
Email: niedernostheide.n@osnabrueck.de

Am Umweltbildungszentrum ist das rollende Umweltlabor Grashüpfer stationiert. Dies ist ein ausgebauter Kleintransporter, mit dem die Schulen auch direkt angefahren werden können. Auf diese Weise entfallen relativ hohe Fahrtkosten für die Schülerinnen und Schüler, die leider heute von immer mehr Eltern nicht mehr getragen werden können.

Durch eine mittlerweile ideale Infrastruktur am Museum am Schölerberg sind dort beste Gegebenheiten vorhanden, um ein sehr abwechslungsreiches Programm bieten zu können. So gibt es ein großes Außengelände mit unter pädagogischen Gesichtspunkten angelegtem Garten, einen gut eingerichteten Gruppenarbeitsraum, die Ausstellung unter.Welten als Anschauungsobjekt und in der Ausstellung ein kleines Labor, in dem mit den Schulklassen experimentiert werden kann. Wichtig für die große Nachfrage ist auch der handlungsorientierte Ansatz aller Veranstaltungen. Außerschulische Lernorte müssen das leisten, was Schule nicht leisten kann, und das ist vor allem eigenständiges Erproben und Experimentieren.

Ganz entscheidend für den Erfolg des pädagogischen Programms ist aber wohl die Möglichkeit, im Zuge der Ausstellung unter.Welten von großen Marketingmaßnahmen profitieren zu können. Dies belegt allein die Tatsache, dass nach Ausstellungseröffnung die Nachfrage zu diesem Themenbereich sprunghaft anstieg, obwohl es entsprechende Programme schon vorher gab.

Es kann auch eine Rolle spielen, dass durch die vielen Osnabrücker Aktivitäten zur Popularisierung des Umweltmediums Boden die Osnabrücker Schulen mittlerweile für dieses Thema aufgeschlossener sind, als in anderen Teilen der Republik.

Fazit: Es ist uns im Umweltbildungszentrum des Museums am Schölerberg in Osnabrück gelungen, das Themenfeld Boden als festen Bestandteil außerschulischen Lernens zu etablieren, obwohl es bis heute nicht in den Rahmenrichtlinien verankert ist. Wesentlicher Faktor des Erfolges ist eine attraktive Ausstellung mit überregionaler Ausstrahlung.

Die Kurve kriegen...

Hochwasserschutz und Bodenbewusstsein von

E.Tolksdorf-Lienemann, C. Doell & C. Sell^{†)}

Einführung: Im Rahmen eines Studienprojektes im Studiengang Landschaftsökologie der Universität Oldenburg wurde im Jahre 2000 eine Effizienzkontrolle zu Renaturierungsmaßnahmen mit Hochwasserschutzwirkung im östlichen Mündungsdreieck Ollenbäke/Große Süderbäke bei Apen in Niedersachsen durchgeführt. Untersucht wurden die Auswirkungen der Maßnahmen auf die Schutzgüter Flora, Fauna und Boden und ihre Hochwasserschutzrelevanz.

Zielsetzung: Die an der Studie beteiligten Studierenden stellten sich den Anspruch die Ergebnisse nicht nur in einem schriftlichen Fachbericht vorzulegen sondern unter Einsatz weiterer Präsentationsformen zu übermitteln. Dazu wurden für einen Vortrag und eine Geländebegehung die Ergebnisse der Untersuchung für zuvor definierte Zielgruppen - Fachbehörden, Vereine und Interessenverbände sowie interessierte und betroffene Bürger - didaktisch aufgearbeitet und umgesetzt.

Zielsetzungen Boden:

Darstellung der Böden der Flussaue, ihrer Entstehung, Nutzung und landschaftlichen Bedeutung

Bewusstseinförderung zur Bedeutung von Böden im Hochwasserschutz

Ergebnisse der Untersuchung:

- Höhen- und Überflutungsmodell

Der Hochwasserschutz ist allein durch Überstauung der Böden sichergestellt.

- Karte der Böden im Untersuchungsgebiet und Untersuchungen zu hochwasserschutzrelevanten Leistungen der Böden

die Gewässerrückverlegung erfolgt naturnah in den Bereich eines ehemaligen Flussverlaufes.
> 79% der Böden werden nur tidal oder saisonal überflutet

> 70% der nur tidal oder saisonal überfluteten Böden haben Grundwasserflurabstände > 4dm und tragen mit Grobporenvolumina der Oberböden > 30% zur Erhöhung der Speicherleistung für Hochwasser bei

Die Renaturierung sorgt über eine Zunahme der Grobporenvolumina auf für die Erhöhung der Aufnahmeleistung der Oberböden für Wasser

- Entwicklung des Gebietes

Der Anteil der ständig und tidal überfluteten und der Böden mit oberflächennahen Grundwasserflurabständen nimmt zu.

Die einsetzende Bodenentwicklung spiegelt die besondere Effektivität der Maßnahme in Bezug auf die wasserwirtschaftliche Selbstregulation des Systems wider.

Die Kurve kriegen... zum Bodenbewusstsein

- Böden sind mehr als nur überstaubarer Raum
- die Flächenrenaturierung steigert die Wasserretention der Böden und des Gebietes
- die Kartierung der Böden der Flussaue dient der Planung einer naturnahen und effektiven Gewässerrückverlegung und Ausdeichung
- die Böden der Flussaue sind Grundlage der Gestalt und Leistungsfähigkeit der Landschaft - nicht nur in Bezug auf die Hochwasserschutzwirkung

und 2003?

- Böden haben eine besondere Bedeutung für den Hochwasserschutz und finden in den weiteren Planungen zum Hochwasserschutz im Tideinflussbereich im Reg.-Bezirk Weser-Ems erweiterte Berücksichtigung
- Das Gebiet an der Ollenbäke wird 2003 zum Zielgebiet des Langen Wochenendes für den Naturschutz im Reg.-Bezirk Weser-Ems
- Projekt und Ergebnisse werden im Internet vorgestellt (www.ollenbaeke.de in Vorbereitung)

Erfahrungen:

Wege zur Förderung von Bodenbewusstsein

- persönliche Überzeugung der Bedeutung von Böden
- Persönliches/fachliches Interesse der Adressaten schaffen
- Fachwissenschaftlich verlässliche Ergebnisse
- Definition von Zielgruppen
- Zielgruppenorientierung der Information
- Didaktisierung der Information

^{†)} Carl von Ossietzky Universität Oldenburg
Fak V – Institut für Biologie und
Umweltwissenschaften
AG Bodenkunde



Lernplattform Bodenkunde: Neue Medien in der Lehre an der Humboldt-Universität - Konzept und Stand der Umsetzung -

Jutta Zeitz¹, Jana Chmielewski

Die Entwicklung neuer Mediensysteme in Wissenschaft und Forschung bietet innovative Möglichkeiten der Wissensvermittlung und des interaktiven Lernens. Es ist daher notwendig, sich mit Anwendungsformen von Medien für die universitäre Lehre zu befassen und dabei vor allem der Frage nachzugehen, welche Bildungskonzepte (und allgemeiner: welche Formen der Information, Kommunikation und Wissensverarbeitung) langfristig zu Erfolgen bei der Wissensvermittlung und der Anregung selbständigen Lernens und Forschens führen.

An der Humboldt-Universität wurde ein Förderprogramm zum Einsatz digitaler Multimediatools initiiert, um Medienprojekte kleineren Umfangs anzuschließen. Es wird aus dem Haushalt der Universität mit einem jährlichen Gesamtvolumen von 250.000 € finanziert, pro Projekt werden maximal 20.000 € bewilligt. Seit 2002 erfolgt eine jährliche Auslobung, wobei die Entscheidung und Vergabe durch eine Medienkommission erfolgt.

Um die verschiedenen an der Universität initiierten Projekte in diesem Bereich zu beraten, zu vernetzen und den Erfahrungsaustausch zwischen Projekten zu verbessern, wurde die Abteilung *Multimedia Lehr- und Lernzentrum* eingerichtet, die ausserdem Informations- und Begleitveranstaltungen, Projektvorstellungen organisiert.

Im Rahmen des Projektzeitraums von einem Jahr werden für zwei der vom Fachgebiet Bodenkunde und Standortlehre vertretenen Module eine Lernplattform erstellt. Zum Wintersemester 2003/04 soll das erste Modul "Soil Science in the Tropics and Subtropics" und zum Sommersemester 2004 das zweite Modul "Einführung in die Bodenkunde" mit jeweils 4 SWS starten (siehe Abbildung 1).

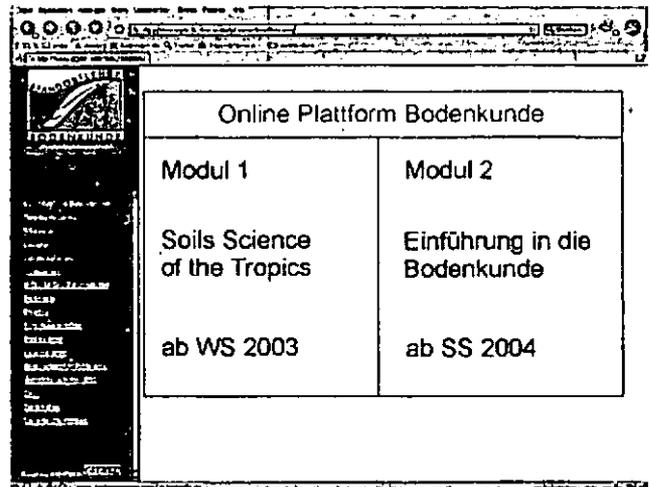


Abbildung 1: Ankündigung der online-Module auf der Webseite des Fachgebietes Bodenkunde und Standortlehre (<http://www.agrar.hu-berlin.de/pflanzenbau/bodenk/>)

Zielgruppe sind alle Studenten der Landwirtschaftl.-Gärtnerischen und die Nebenfachstudenten aus dem FB Biologie und dem Geographischen Institut, die an den o.g. Modulen teilnehmen. Hinzu kommen die Studenten und auswärtigen Nutzer, die ihr Wissen „auffrischen“ möchten. Eine wichtige Zielstellung ist eine Internationalisierung des Angebotes, was insbesondere durch die Bereitstellung der englischsprachigen Version des Moduls „Soil Science in the Tropics and Subtropics“ erreicht wird.

Das Angebot wird über das WWW angeboten, basiert auf freier Software und ist damit einem weiten Nutzerkreis zugänglich.

Da bisher nur wenig Erfahrungen über den Einsatz neuer Medien in der universitären Lehre bestehen, werden verschiedene Konzepte bzw. Ansätze der Wissensvermittlung getestet. Das Angebot soll die Präsenzlehre und das Selbststudium unterstützen. Denkbar sind a) die Erarbeitung von Wissensbausteinen zur Vertiefung einzelner Themen oder zu ausgewählten Sachgebieten sowie b) die Bereitstellung vollständiger Vorlesungen.

Die folgenden didaktischen Bereiche werden abgedeckt:

Informationsbereitstellung: Inhalte der verschiedenen Lehrveranstaltungen im Fachgebiet Bodenkunde sind vor allem physikalische und chemische Prozesse, diagnostische (damit häufig visuelle) Merkmale, regionale Verteilungsmodelle und die Darstellung von Voraussetzungen und Wirkungen landwirtschaftlicher Tätigkeit. Für die Wissensvermittlung müssen die oftmals

¹ Humboldt Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin, jutta.zeitz@agrar.hu-berlin.de, jc@gondwana.de

komplexen Sachverhalte visualisiert werden. Auf der Lernplattform wird dies durch die Verknüpfung verschiedener Medien (Text, animierte Grafiken, Videos) erreicht.

Informationsverarbeitung = Wissensaneignung = Lernen: Die Wissensaneignung ist interaktiv und besteht zum einen aus dem Aufnehmen an Information und zum anderen aus dem Verknüpfen der Informationen mit schon vorhandenem Wissen. Daher ist eine strukturierte hierarchische Gliederung des Lehrangebotes eine Voraussetzung für den Lernerfolg. Die Verknüpfung von Sachverhalten erfolgt anfangs ganz praktisch „auf dem Blatt“, nämlich über Notizen zu den angebotenen Informationen. Die Lernplattform ermöglicht den Studierenden die selbständige Organisation ihres Lernens durch folgende Tools: online-Notizen, Glossar, eigene Literaturliste. Für das Lernen ist ausserdem die Kooperation der Studenten untereinander sehr wichtig. Die Erfahrung zeigt, dass die Zusammenarbeit der Studenten und das Zusammenfinden in Lerngruppen nur teilweise stattfindet. Über einen Chatroom soll den Studenten die Möglichkeiten gegeben werden, miteinander in Diskussion zu treten und Informationen auszutauschen.

Überprüfen des Erlernten: Erfolgserlebnisse sind wichtiger Bestandteil der Wissensaneignung! Der Lernerfolg kann sofort in einem „Testcenter“ online überprüft werden. Dazu werden multiple-choice-Fragen angeboten, die automatisch geprüft werden.

Technische Umsetzung:

Es wird ein cocoon – xml-publishing-framework eingesetzt (siehe Abbildung 2). XML (extensible markup language) ermöglicht die Trennung der Inhalte von der Darstellung sowie die Erleichterung der Pflege der Inhalte. Ausserdem bietet sie die Möglichkeit der Anpassung der Darstellung (des Layouts) ohne die Inhalte zu verändern sowie die semantische Auszeichnung der Inhalte z.B.: Definitionen, Unterscheidung zwischen Bodenprozessen und -eigenschaften, Kernaussagen ...

Es erfolgt die Integration, Transformation und Verknüpfung von Daten aus unterschiedlichen Quellen (Datenbanken, CMS, Dateisystem und Archiven). Ziel ist die Unterstützung verschiedener Ausgabeformate und -medien (cross-media-publishing), wie z.B. html, pdf.

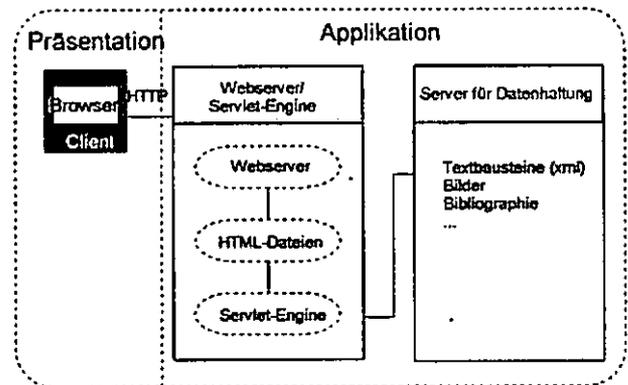


Abbildung 2: Systemarchitektur

Getestet werden verschiedene Navigationstools. Das sind zum einen herkömmliche – Inhaltsverzeichnissen ähnliche – Navigationsframes. Unter Ausnutzung der Vorteile von Hypertextmedien könnten das aber auch assoziative Navigationstools sein, wie z.B. die Visualisierung als Netze, der Einsatz von Farben und Symbolen usw.

Ein Problem des Vorhabens (sowie generell von Vorhaben im Bereich eLearning an Universitäten) ist die Nachhaltigkeit. Von unserer Seite geplant, ist ein Antrag auf Weiterführung des Vorhabens, unter der Voraussetzung, dass die der Multimediainitiative der HUB im Jahr 2004 fortgeführt wird. Ausserdem sollen studentische Hilfskräfte zur Betreuung der Technik eingearbeitet werden.

Wir sind gespannt auf die Reaktionen und Erfolge der Studenten!

Bodenorganismen-Gemeinschaften auf Grünlandstandorten in Baden-Württemberg - Ein Beitrag zur Bewertung von Böden als Lebensraum

Hans-Jörg Brauckmann und Gabriele Broll

Einleitung und Zielsetzung

Nachdem die natürliche Funktion des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Bundes-Bodenschutzgesetz explizit aufgeführt wurde, sind verschiedene Ansätze zur Erfassung und Beurteilung dieser Funktion erarbeitet worden (u.a. Höper & Ruf 2003, Sommer et al. 2002). Sommer et al. (2002) haben verschiedene Modelle für Bodenorganismengruppen und ein vorläufiges Bewertungsschema für Böden als Lebensraum auf der Basis von Waldstandorten erstellt.

In dieser Arbeit wurden diese Schemata mit Daten von südwestdeutschen Grünlandflächen verglichen und auf andere Taxa angewandt, um ihre Anwendbarkeit für Grünlandstandorte sowie weitere Tiergruppen zu prüfen und somit einen Beitrag zur Bewertung von Böden als Lebensraum zu leisten.

Material und Methoden

Versuchsstandorte:

Es wurden elf Grünlandversuchsflächen in Baden-Württemberg untersucht. Diese sind in Parzellen unterteilt und werden in unterschiedlicher Weise behandelt (Sukzession, Mulchen, Weide).

Methoden:

Regenwürmer: Oktett-Methode (1/8m²) mit anschließender Handauslese (1/30m²) (vgl. Sommer et al. 2002) 12-15 Wiederholungen (Brauckmann 2002)

Laufkäfer, Asseln: Je fünf Barberfallen pro Parzelle über zwei Vegetations-perioden (Brauckmann et al. 1997)

pH-Werte: Es wurden Flächenmischproben in den Tiefen 0-4cm und 4-8 cm gezogen und die Messwerte gemittelt. Die Messung erfolgte in 0,01M CaCl₂.

Hochschule Vechta
ISPA, Abteilung für Geo- und Agrarökologie
Postfach 1553, D-49364 Vechta
Tel.: 04441-15425
e-mail: hjb Brauckmann@ispa.uni-vechta.de
http://www.ispa.uni-vechta.de

Ergebnisse und Diskussion

Regenwürmer

In der Abb. 1 ist die jeweils maximale Diversität der Lebensformtypen an einem Standort aufgetragen. Die Ergebnisse aus den elf Grünlandflächen passen sich genau in das Schema ein.

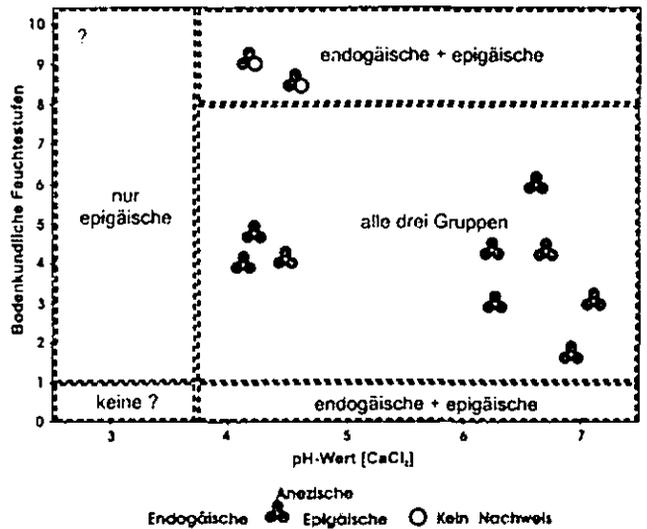


Abb. 1: Gesamt-Inventar der Regenwurm-Lebensformtypen in den Grünlandflächen (Schema nach Sommer et al. 2002 S. 52)

In Abb. 2 ist die Parzelle in den Bracheversuchen mit der jeweils geringsten funktionalen Diversität aufgetragen. Das Schema von Sommer et al. (2002) spiegelt das Potential des Bodens, nicht aber die reale Zusammensetzung der Zönosen wider. Durch unterschiedliche Bewirtschaftungsmaßnahmen können Arten oder Lebensformtypen in bestimmten Varianten (Mulchen, Weide, Sukzession) fehlen.

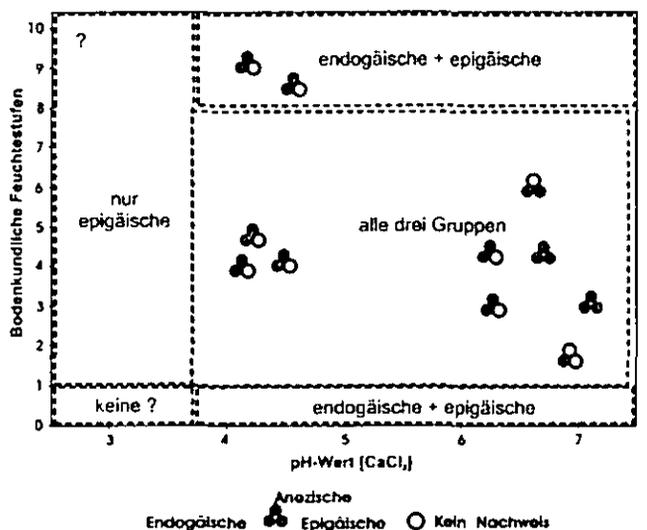


Abb. 2: Inventar der Lebensformtypen in den Varianten mit der geringsten Diversität in den Grünlandflächen (Schema nach Sommer et al. 2002 S. 52)

Durch die Veränderung des Nahrungsangebots in Folge der Bewirtschaftung fallen oft die anezösischen Arten aus.

Asseln

In dem Bewertungsschema (Abb. 3) zeigt sich v.a. die Abhängigkeit der Asseln von der Bodenacidität und -feuchte (Zimmer et al. 1999). Auf den stark sauren frischen Standorten konnten keine Asseln nachgewiesen werden, während bei gleichem pH-Wert auf den nassen Böden bis zu fünf Arten vorkommen.

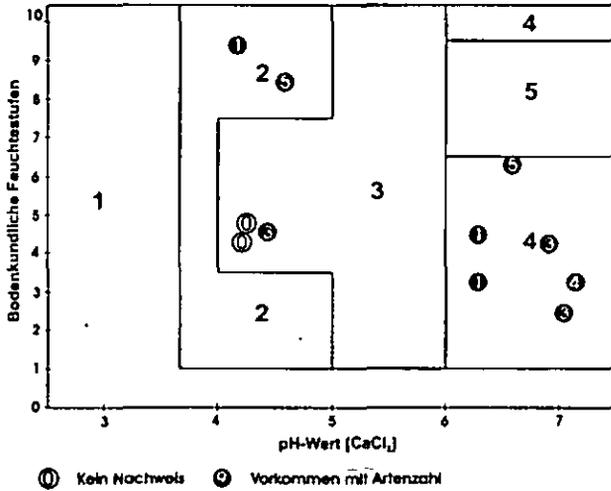


Abb. 3: Asseln in den Grünlandflächen (Schema und Einstufung nach Sommer et al. 2002 S.108) 1 =sehr geringe, 2 = geringe, 3 =mittlere, 4 = hohe, 5 = sehr hohe Leistungsfähigkeit

Laufkäfer

Für epigäische Raubarthropoden liegen valide Bewertungskriterien vor (z.B. die „Roten Listen“). Die Verbreitung der seltenen und gefährdeten Laufkäfer (Abb. 4) und Spinnen zeigt, dass diese auf den sehr trockenen oder nassen, basischen oder stark sauren Standorten verstärkt vorkommen. Während

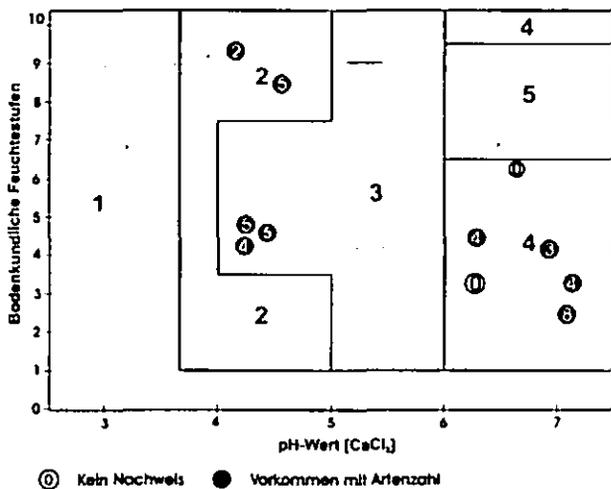


Abb. 4: Seltene und gefährdete Laufkäfer in den Grünlandflächen (Schema und Einstufung nach Sommer et al. 2002 S.108) 1=sehr geringe, 2= geringe, 3=mittlere, 4= hohe, 5=sehr hohe Leistungsfähigkeit

auf den Standorten mit hoher Leistungsfähigkeit als Lebensraum für Bodenorganismen (4) z.T. keine seltenen und gefährdeten Arten auftreten. Die Ausnahme ist die Fläche „pH 7,2 / BFS 2“ mit acht Rote-Liste-Arten, deren Vorkommen mit den xerothermen Bedingungen des südexponierten Hanges zu erklären ist.

Schlussfolgerungen

Das von Sommer et al. (2002) vorgeschlagene Modell lässt sich auch auf die Regenwurmfauna von Grünlandstandorten anwenden.

Die Verteilung der Asseln zeigt Beziehungen zum pH-Wert und zur Bodenkundlichen Feuchtestufe, würde aber in dem Bewertungsschema nicht hinreichend abgebildet.

Durch die einseitig positive Einstufung hoher Biomassen und Aktivitäten bei der Erstellung des „Bewertungs“-Schemas (eigentlich ist es eine Beurteilung, vgl. Sommer et al. 2002) werden sich bei Planungen häufig konträre Einstufungen der Funktion „Böden als Lebensraum“ und der „naturschutzfachlichen“ Belange ergeben.

Literatur

Brauckmann, H.-J. (2002): Regenwurmzönosen in südwestdeutschen Grünlandbrachen - Eine Sukzessionsstudie der ersten 20 Jahre. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie 10, Münster

Brauckmann, H.-J., Hemker, M., Kaiser, M., Schöning, O., Broll, G., Schreiber, K.-F. (1997): Faunistische Untersuchungen auf Bracheversuchflächen in Baden-Württemberg. LfU Bad.-Württ. (Hrsg.): Veröff. PAÖ 27

Höper, H., Ruf, A. (2003): Ein Verfahren zur flächenhaften Darstellung des Bodens in seiner Funktion als Lebensraum von Bodenorganismen für Planungen im mittleren Maßstab. Bodenschutz 8: 41-47

Sommer, M., Ehrmann, O., Friedel, J.K., Martin, K., Vollmer, T., Turian, G. (2002): Böden als Lebensraum für Organismen - Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 63

Zimmer, M., Brauckmann, H.-J., Broll, G., Topp, W. (1999): Doppelfüßer und Asseln auf Grünlandbrachen - Auswirkungen von Standorteigenschaften und Pflegemaßnahmen. Naturschutz u. Landschaftsplanung 31: 211-216

Räumliche Verteilung von Regenwürmern auf Rekultivierungsböden des rheinischen Braunkohlenreviers

Ellen Egbert¹; Heinz-Christian Fründ²; Gerhard Dumbeck³

Im rheinischen Braunkohlenrevier wird bei der Rekultivierung von Ackerböden (Roh-)Löss mit Absetzern verkippt und planiert. Vor der landwirtschaftlichen Nutzung wird drei bis vier Jahre Luzerne angebaut. Wir führten im September und Oktober 2001 auf drei Flächen mit unterschiedlichem Rekultivierungsalter (Rekultiviert vor 24, 12 und 6 Jahren) Regenwurmbeprobungen durch um zu testen, ob das Rekultivierungsalter einen Einfluss auf die Regenwurmbesiedlung hat.

Auf jeder Fläche wurden auf einem Teilstück von 100*100 m 36 Beprobungspunkte im 20*20 m-Raster gelegt. Zusätzlich wurden 32 Punkte im 2 m- und 4 m-Abstand in 4 Transekten verteilt (siehe Markierungen in Abb. 1 und 2). An jedem Beprobungspunkt wurden Regenwürmer mit 10 L einer 0,2%-igen Formaldehydlösung auf einer Fläche von 0,25m² ausgetrieben und eine Handauslese (40*40 cm; bis 20 cm Tiefe) an Ort und Stelle durchgeführt. Als Grundlage für die geostatistischen Auswertungen (Variogramm, Kriging) wurde die jeweils effektivste Methode ausgewählt. Die Böden aller Flächen waren sehr homogen (Textur Ut3-Ut4, pH 7,5-7,6). Zum Untersuchungszeitpunkt waren die Flächen mit Senf als Zwischenfrucht nach Wintergetreide bestanden.

Ergebnisse

Tab.1 zeigt die Mittelwerte der Abundanzen, Biomassen und die Artenzusammensetzung der drei Versuchsflächen.

Tab. 1: Regenwurmbesiedlung der Versuchsflächen

Art	Fläche 1977 (24 Jahre)		Fläche 1989 (12 Jahre)		Fläche 1995 (6 Jahre)	
	Ind/m ²	g/m ²	Ind/m ²	g/m ²	Ind/m ²	g/m ²
<i>A. chlorotica</i>	62,7	12,1	—	—	54,2	20,1
<i>A. caliginosa</i>	4,5	3,8	1,8	2,1	9,1	8,3
<i>A. rosea</i>	4,5	1,1	—	—	8,6	2,3
<i>A. icterica</i>	0,3	0,2	0,2	0,2	—	—
<i>A. longa</i>	0,1	0,1	—	—	—	—
juv. <i>epilob</i>	41,3	3,0	2,9	0,8	41,3	9,1
<i>L. terrestris</i>	4,2	16,8	1	1,8	1,5	6,1
<i>L. rubellus</i>	—	—	—	—	4,2	3,2
<i>L. castaneus</i>	—	—	—	—	5,3	1,5
Gesamt	107,6	35,6	5,4	5,0	119	47,6
Artenzahl	6		3		6	

Epigäische Arten wurden nur auf der jüngsten Fläche gefunden. Die Fläche 1989 hat die geringste Regenwurmbesiedlung, während die Flächen 1977 und 1995 nur geringe Unterschiede aufweisen. *Allolobophora chlorotica* war die dominante Art auf den Flächen 1977 und 1995. Abb. 1 und 2 zeigen die räumliche Verteilung auf den Flächen 1977 und 1995. Die Fläche 1989 ist insgesamt sehr gering besiedelt, deshalb lässt sich kein räumliches Muster der Besiedlungsdichte erkennen.

Schlussfolgerungen:

Bei der Verteilung der Gesamtmasse und -individuen ist kein Einfluss des Rekultivierungsalters ersichtlich. Die jüngste Fläche zeigt schon eine hohe und homogene Regenwurmbesiedlung. Anecische Würmer mit langer Entwicklungszeit (z. B. *Lumbricus terrestris*) brauchen länger, um sich auf den Flächen auszubreiten. Daher ist die Fläche 1977 stärker und homogener mit dieser Art besiedelt als die Fläche 1995, auf der die Würmer nur punktuell zu finden waren.

Bei Arten mit schneller Entwicklungszeit kann sich die Population schnell aufbauen, daher dürfte es eher an den Standortfaktoren als am Rekultivierungsalter liegen, wie stark bzw. schwach die Fläche besiedelt ist.

Bei der starken Abundanz auf Fläche 1995 stellt sich die Frage, wie dort die Besiedlung erfolgte. Die aktive Einwanderung vom Altland kann man ausschließen. Die Entfernung zum Altland beträgt ca. 500 m. Bei einer Ausbreitungsgeschwindigkeit von 10 m/Jahr (MARINISSEN & VAN DEN BOSCH 1992) würde das Überwinden dieser Strecke 50 Jahre dauern. Demzufolge müssen Würmer oder zumindest Kokons das Abgraben mit dem Schaufelradbagger, den Transport über die Bandanlagen und das Verkippen des Bodenmaterials überleben. Bei Aufgrabungen im unmittelbar verkippten Bereich konnten in dem Material, welches erst vor einigen Tagen verkippt wurde, keine Regenwürmer gefunden werden. In verkipptem, aber noch nicht planiertem Material, das schon länger (ca. 1/4 -1/2 Jahr) lag, wurden mehrere Jungwürmer, gehäuft in Grassoden, gefunden. Hieraus lässt sich folgern, dass die Kokons, anders als die Regenwürmer, den Materialtransport überleben. Der Aufbau der Regenwurmpopulation entwickelt sich demnach aus Regenwurmkokons, die mit Oberbodenmaterial verkippt wurden. Von diesen Punkten breitet sich die Population aus.

Auf der Fläche 1995 sind zwei epigäische Arten (*Lumbricus rubellus*, *L. castaneus*) gefunden worden. Das Vorhandensein dieser Arten mit schnellen Generationszeiten kann auf den dreijährigen Luzerneabbau und die damit verbundene Bodenruhe zurückgeführt werden. Die auf die Luzerne folgende ackerbauliche Nutzung hat diese Anfangspopulation noch nicht zerstört, was bei Umbruch von Flächen normalerweise geschieht. Das Überleben der Arten kann in der bodenschonenden Bewirtschaftung begründet sein. Man kann allerdings davon ausgehen, dass bei anhaltendem Ackerbau diese Arten mit der Zeit nicht überleben werden, da der artspezifische Lebensraum verloren geht.

Das Flächenalter dürfte somit im untersuchten Kontext für Arten mit geringer Entwicklungszeit nicht von großer Bedeutung sein. Hier sind es eher die Standortfaktoren der Fläche, die Einfluss auf die Population nehmen. Das zeigt den großen Einfluss der Rekultivierungspraxis, da die Flächen ordnungsgemäß wiederhergestellt sein müssen, um gute Ausgangsbedingungen für die Regenwürmer zu gewährleisten. Eine schadhafte rekultivierte Fläche (meist durch Verdichtungen geprägt) bildet keine gute Ausgangssituation für die Regenwürmer und wird daher wohl von Anfang an schlechter besiedelt. Wichtig ist auch die Art der Folgebewirtschaftung durch die Landwirtschaft.

MARINISSEN JCY, VAN DEN BOSCH F 1992: Colonisation of new habitats by earthworms. - *Oecologia* 91: 371-376.

¹Münsterweg 18, 52355 Düren. Email: e.egbert@gmx.de

²Fachhochschule Osnabrück, Fakultät A&L, Postfach 1940, 49009 Osnabrück. Email: HC.Fruend@fh-osnabrueck.de

³RWE Rheinbraun AG, 50374 Erftstadt, Friedrich-Ebert-Str. 104. Email: gerhard.dumbeck@rwerheinbraun.com

Abb. 1 und 2: Beobachtete und mittels Kriging geschätzte Abundanzverteilung der Regenwürmer auf den Flächen.

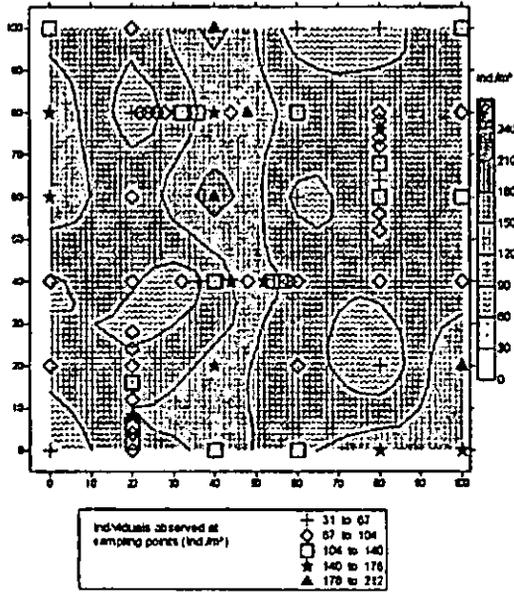


Abb. 1a: Gesamtabundanz Fläche 1977 (24 Jahre alt)

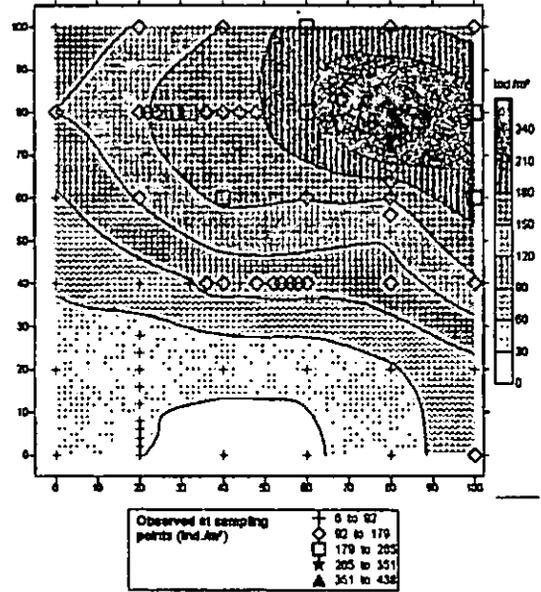


Abb. 2a: Gesamtabundanz Fläche 1995 (6 Jahre alt)

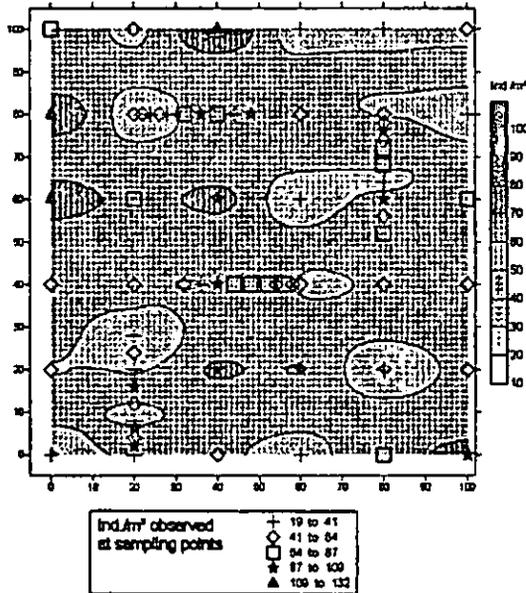


Abb. 1b: Abundanz *A. chlorotica* Fläche 1977

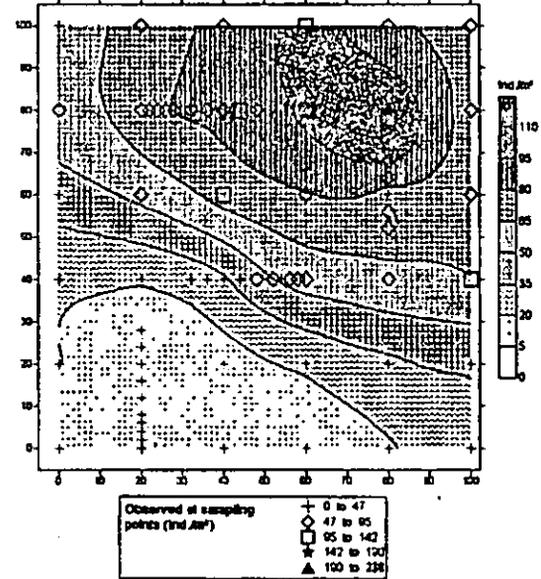


Abb. 2b: Abundanz *A. chlorotica* Fläche 1995

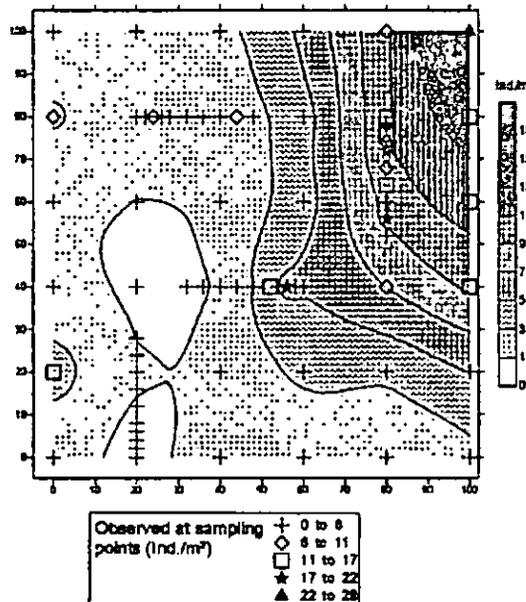


Abb. 1c: Abundanz *L. terrestris* Fläche 1977

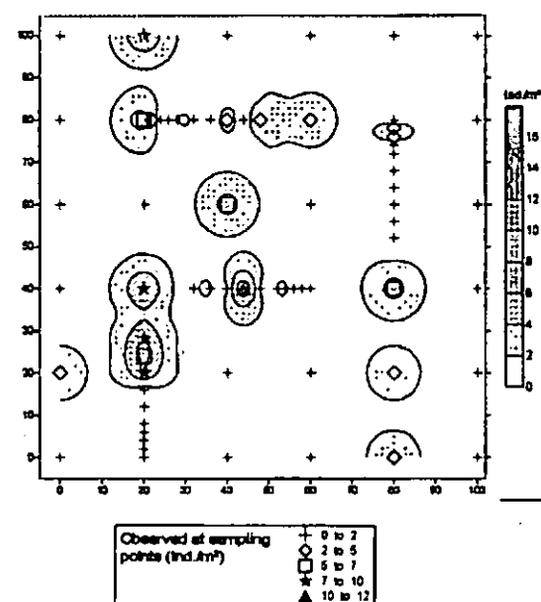


Abb. 2c: Abundanz *L. terrestris* Fläche 1995

Untersuchung der mikrobiellen Biomasse in anthropogen veränderten Böden im südbrasilianischen Araukarienwaldgebiet

Rita Haag¹, Sabine Fiedler², Bernd Marschner¹ & Karl Stahr²

1 Einleitung

Seit vielen Jahren stellt sich die Wiederaufforstung südbrasilianischer Kiefern (*Araucaria angustifolia*) auf anthropogen veränderten Böden als schwierig dar. Unter natürlichen Bedingungen besitzen die Böden unter Araukarienwald hohe Humusgehalte (8 - 35 % SOM im Oberboden), die für den subtropischen Bereich atypisch sind. Inwiefern eine Qualitäts- und Quantitätsminderung der organischen Substanz durch anthropogene Eingriffe diese Problematik bedingt, ist unklar. Untersuchungen hierzu fehlen bislang.

2 Ziele

(i) Quantifizierung der mikrobiellen Biomasse der Böden unterschiedlicher Nutzung, (ii) Bestimmung der biologischen Aktivität (iii) Berechnung der metabolischen Quotienten sowie der C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse, um so die mikrobielle Biomasse als Indikator für den Humusverlust der untersuchten Böden infolge der anthropogenen Nutzung zu verwenden.

3 Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet "Pró Mata" wurde zur Ökosystemerfassung und Wiederbewaldung des südbrasilianischen Araukarienwalds gegründet und befindet sich auf dem Hochplateau im südlichsten Bundesstaat Brasiliens *Rio Grande do Sul*. In die Untersuchungen wurden die Vegetationsformen brachliegendes Grasland (Campo), unter Nutzung stehendes Campo, verbuschte Sukzessionsfläche, Sekundärwald sowie Primärwald und die begleitenden Bodentypen humic Cambisol und umbric Leptosol auf Rhyodazit einbezogen. Es wurden Bodenproben der Auflagen und aus dem Mineralboden entnommen. Die mikrobielle Biomasse wurde mit der CFE-Methode (Vance et al. 1987) bestimmt. Die Atmungsaktivität wurde über einen Zeitraum von 14 Tagen durch kontinuierliche Erfassung der CO_2 -Freisetzung mit einem Respicond-Gerät (Nordgren S.A.) bestimmt.

4 Ergebnisse und Diskussion

Mikrobielle Biomasse

Die C_{mic} -Gehalte schwankten zwischen 375 und 4036 $\mu g C_{mic} g^{-1} T.S.$, wobei auf den Graslandflächen (Campo) im Vergleich zu den Waldflächen die mikrobielle Biomasse als sehr hoch einzustufen ist. Als Gründe dafür sind zum einen der dichte Wurzelfilz der Horstgräser der Campoflächen, der einen idealen Lebensraum für Bodenorganismen bietet und zum anderen die hohen C_{org} -Gehalte (Mediane >8% bzw. 35-85 $kg m^{-3}$) der Böden, vor allem der wenig veränderten, zu nennen. Aus den Ergebnissen lässt sich eine Verbindung zur Nutzung in Bezug auf die Vegetationstypen erkennen, was sich auch in den unterschiedlichen C_{mic} -Vorräten in den obersten 20 cm von 62,6 $g m^{-2} T.S.$ im Primärwald und 229,8 $g m^{-2} T.S.$ auf der brachliegenden Campofläche widerspiegelt.

Mikrobielle Aktivität: Basalatumung

Die Aktivität der Bodenmikroorganismen ist mit einer CO_2 -Produktion von 6,6 μg (0-5 cm Tiefe) und 5,4 $\mu g CO_2 g^{-1} T.S. h^{-1}$ (5-10 cm Tiefe) unter beweidetem Campo nach BECK (1974) als sehr stark zu beurteilen. Das Atmungsminimum wurde mit 1,1 und 1,8 $\mu g CO_2 g^{-1} T.S. h^{-1}$ unter Primärwald erreicht und ist als mäßig einzustufen. Allgemein wiesen die stärker anthropogen veränderten Böden eine höhere mikrobielle Aktivität auf als die weniger veränderten Böden. Die niedrigen Aktivitätsraten der weniger anthropogen veränderten Flächen deuten auf Hemmfaktoren für die Bodenorganismen hin, die sich in vermindertem Humusabbau äußern.

Berechnung der metabolischen Quotienten und der C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse

Der physiologische Zustand der mikrobiellen Biomasse wurde durch den metabolischen Quotienten (qCO_2) beschrieben (Abb. 1). Dieser stieg in den Oberböden der untersuchten Profile in folgender Reihe an: brachliegendes Campo <

¹ Geographisches Institut, Ruhr-Universität Bochum, E-Mail: ritahaag@yahoo.com

² Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim

Primärwald < unter Nutzung stehendes Campo < Sekundärwald < Sukzession. Bei den Campoflächen lag der qCO_2 um den Faktor 4 und bei den Waldflächen um den Faktor 2,5 höher, als bei der gleichen, anthropogen weniger veränderten Vegetationsform. Die erhöhten Quotienten weisen auf eine Stresssituation der Bodenmikroorganismen in stärker gestörten Bodenökosystemen hin, unter der die Mikroorganismen mehr Energie zur Erhaltung ihrer Biomasse benötigen und Kohlenstoff nicht effektiv genutzt wird (ANDERSON und DOMSCH 1993).

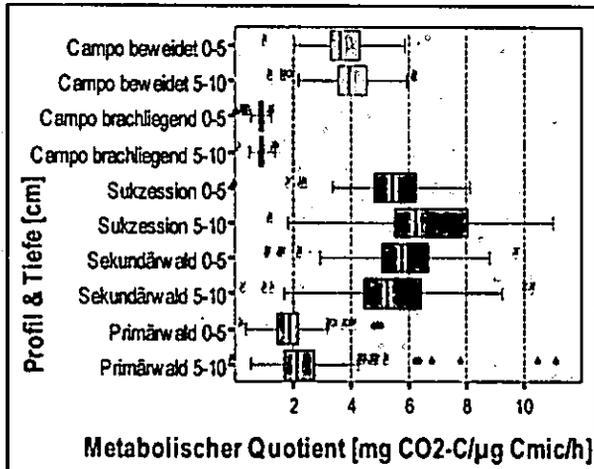


Abb. 1: Der metabolische Quotient [$\mu g CO_2-C \mu g^{-1} C_{mic} h^{-1}$] der Untersuchungsflächen unterschiedlicher Vegetationsbedeckung in 0 - 5 und 5 - 10 cm Tiefe³

Gründe für die niedrige, aber dennoch effiziente Kohlenstoffnutzung der weniger degradierten Flächen Primärwald und brachliegendes Campo können die niedrigen pH-Werte (pH_{KCl} 3,6 bis 4,2 als Mediane) sein, die zu Aktivitätshemmungen und Änderung der Zusammensetzung der mikrobiellen Biomasse führen können. Auch schwer zersetzbare aromatische C-Verbindungen der Rückstände aus rezenten und historischen Vegetationsbränden führen vermutlich zu einem unausgeglichene Zustand der mikrobiellen Biomasse. Die Effektivität des mikrobiellen Stoffwechsels sinkt somit in Abhängigkeit von der Landnutzung, während die Aktivität steigt.

Das niedrigste C_{mic}/C_{org} -Verhältnis (Median) bestand mit 0,8 mg unter Primärwald (unter Einbezug der Auflagehorizonte, ohne 4,4 mg) und das höchste mit 17,5 mg $C_{mic} g^{-1} C_{org}$ auf einem Quadratmeter und 20 cm Bodentiefe unter beweidetem Campo (Abb. 2). Auch aus diesen Werten ist eine Abhängigkeit von der Vegetationsbedeckung ersichtlich. Darüber

³ Die Boxplots zeigen den Interquartilabstand vom 25. - 75. Perzentil und die Whiskers erstrecken sich über 95% vom niedrigsten bis zum höchsten Wert. Sternchen zeigen Ausreißer und Kreise Extremwerte an

hinaus weisen die allgemein erhöhten Werte der C_{mic}/C_{org} -Verhältnisse auf den anthropogen stärker veränderten Flächen auf eine bessere Kohlenstoffverfügbarkeit für die Bodenmikroorganismen an diesen Standorten hin. Dies führt zu einem verstärkten Abbau der organischen Substanz (vgl. ANDERSON und DOMSCH 1989), der in der dort früher üblichen, jährlichen Brandrodung der Campoflächen zur Verbesserung der Weidequalität begründet sein kann. Die niedrigen Quotienten der weniger gestörten Flächen verdeutlichen eine Störung des normalen C-Umsatzes, die durch gehemmte Abbauprozesse (niedriges pH, pyrogener Kohlenstoff) hervorgerufen werden.

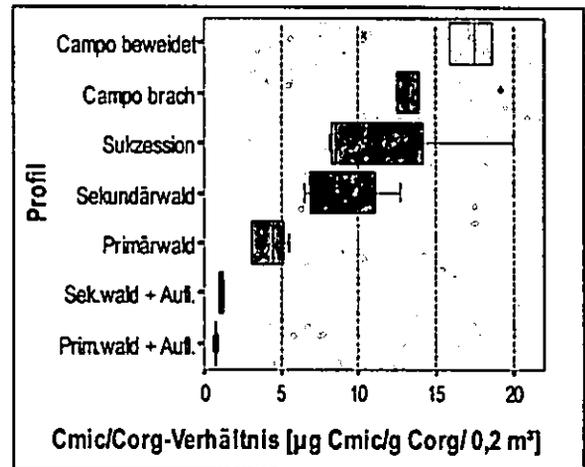


Abb. 2: Das Verhältnis von mikrobiell gebundenem Kohlenstoff zu organischem Kohlenstoff bezogen auf einen Quadratmeter und 20 cm Bodentiefe [$mg C_{mic} g^{-1} C_{org} m^{-2}$] auf den Untersuchungsflächen unterschiedlicher Vegetationsbedeckung⁴

5 Schlussfolgerung

Eine Degradation der Böden infolge der anthropogenen Veränderung der Landschaft, welche sich in einem verstärkten Abbau der organischen Substanz und einer Verringerung der Effizienz der mikrobiellen Umsatzleistungen widerspiegelt, konnte eindeutig nachgewiesen werden.

Literatur:

- ANDERSON, T.H. und K.H. DOMSCH (1989): Ratios of microbial carbon to total organic-C in arable soils; Soil Biol. Biochem. Vol.21 pp. 471-479
- ANDERSON, T.H. und K.H. DOMSCH (1993): The metabolic quotient for CO_2 (qCO_2) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils; Soil. Biol. Biochem. Vol.25, No. 3 pp. 393-395
- BECK, T.(1974): Über die Eignung von Modellversuchen bei der Messung der biologischen Aktivität von Böden; Landwirtschaftliches Jahrbuch, Nr.3 S. 270-288

⁴ siehe Fußnote 2

Catena-Studie zum Umsatz von organischem C, N und S in stabil-isotopen-markierter Streu an Waldstandorten im äthiopischen Hochland

Anne C. Johann^{1*}, Dawit Solomon^{1,2}, Florian Fritzsche¹, Georg Guggenberger³, Wolfgang Zech¹

Fragestellung

Holz und Waldprodukte sind im äthiopischen Hochland zunehmend knapper werdende Ressourcen. In Zusammenarbeit mit der Addis Abeba University und der Ethiopian Agricultural Research Organization (EARO) werden in einem interdisziplinärem Projekt und unter Einbeziehung der ansässigen Bevölkerung wissenschaftliche Grundlagen zur nachhaltigen Nutzung des tropischen Bergwaldes erarbeitet. Ein Ziel des bodenkundlichen Teils ist es, die Dynamik von C, N und S in Böden verschiedener Bergwaldstandorte aufzuklären. Hierfür wurde ein *in-situ*-Inkubationsversuch zur Zersetzung von ¹⁵N- und ³⁴S-markierter Zuckerrohr-Streu entlang eines Höhengradienten angelegt. Durch die Verwendung einheitlicher Streu soll der Einfluss der Standortparameter untersucht werden. Bei den Standorten handelt es sich um vier Naturwaldformationen und zwei Aufforstungen mit exotischen Baumarten, die entlang einer Catena liegen. In dem einjährigen Versuch wird neben den ^δ¹⁵N- und ^δ³⁴S-Signalen auch das ^δ¹³C-Signal der C4-Pflanzenstreu auf den C3-Pflanzen-Standorten verfolgt.

Standortbeschreibung

Der Inkubationsversuch wurde im Munessa-Shashemene-Wald (7° 19' N, 36° 07' E) am Osthang des äthiopischen Rift Valleys, 150 km südöstlich von Addis Abeba durchgeführt.

Im Untersuchungsgebiet herrscht ein tropisch subhumides Klima. Die Niederschläge mit bimodaler Verteilung (große Regenzeit von Juni bis September und kleine Regenzeit von März bis Mai) sind stark vom Relief beeinflusst (Tab. 1). Die Böden entwickelten sich auf recht homogenem vulkanischem Substrat und sind durch Alisols, Umbrisols, Nitisols und Luvisols charakterisiert.

Einige Bodeneigenschaften sind in Tab. 2 dargestellt. Die *Eucalyptus*- und *Cupressus*-Plantagen wurden 1981 angelegt. Die Naturwaldstandorte sind durch Beweidung stark degradiert.

Tab. 1: Standorteigenschaften der für die Inkubation ausgewählten Vegetationseinheiten

Dominierende Baumart	Höhe ü. M. [m]	Niederschlag im Inkubationszeitraum [mm]	Temperaturschwankungsbereich [°C]	Bodentyp [WRB]
<i>Olea africana</i>	2100	661	10-33	Profondic Luvisol
<i>Podocarpus falcatus</i>	2280	1272	11 - 20	Mollic Nitisol
<i>Cupressus lusitanica</i>	2280	1272	11 - 20	Mollic Nitisol
<i>Eucalyptus globulus</i>	2280	1272	11 - 20	Mollic Nitisol
<i>Hagenia abyssinica</i>	2500	737	6 - 29	Humic Umbrisol
<i>Hypericum revolutum</i>	2980	1133	6-24	Niti-umbric Alisol

Tab. 2: Bodeneigenschaften der ausgewählten Standorte

Standort	Textur [KA 4]	pH [H ₂ O]	C-Gehalt [%]	N-Gehalt [%]	S-Gehalt [%]	C/N-Verhältnis	C/S-Verhältnis
<i>Olea</i>	Lts	6,48	6,2	0,54	0,05403	11,3	113,7
<i>Podocarpus</i>	Tu2-T1	6,42	12,3	0,99	0,09043	12,3	136,3
<i>Cupressus</i>	L3-Tu2	6,35	12,0	1,06	0,10887	11,2	109,7
<i>Eucalyptus</i>	L3	6,65	9,0	0,90	0,08343	9,9	108,1
<i>Hagenia</i>	Tu2	5,77	10,6	0,91	0,07813	11,7	135,1
<i>Hypericum</i>	L3	5,09	9,7	0,93	0,08797	10,4	110,2

Experimentelle Vorgehensweise

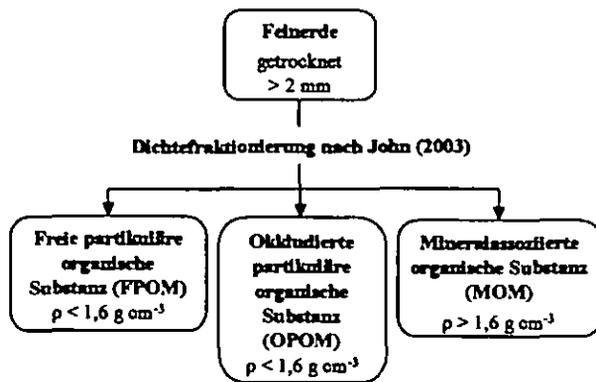
Zuckerrohrpflanzen wurden mit K₂³⁴SO₄ und ¹⁵NH₄Cl gedüngt. Die ³⁴S- und ¹⁵N- markierten Pflanzen wurden getrocknet, zerkleinert und in einem standardisierten Verfahren homogen mit Oberbodenmaterial aus einer Tiefe von 0-10 cm vermischt. Die indigene makroskopisch sichtbare partikuläre organische Substanz (POM) war zuvor entfernt worden. Der Zuckerrohrstreu-Eintrag im obersten Boden-Dezimeter entsprach 199 g m⁻². Pro untersuchter Waldeinheit wurden drei Wiederholungen angelegt und Temperatur und Niederschläge pro Standort erfasst. Die Planung der Probennahmetermine erfolgte nach den klimatischen Gegebenheiten. Im Labor werden folgende physikalisch trennbare Fraktionen der organischen Bodensubstanz auf C-, N- und S- Gehalte und ^δ¹³C, ^δ¹⁵N und ^δ³⁴S analysiert:

¹Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

²Department of Soil and Crop Sciences, Cornell University, Ithaca, NY 14853, USA

³Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, MLU Halle-Wittenberg, 06099 Halle

*E-mail: ac.johann@web.de



Die Messungen erfolgen an einem CNS-Autoanalyser (Elementar vario el) bzw. *online* an Isotopen-Massenspektrometern an der Universität Bayreuth (ThermoFinnigan MAT delta plus) und der TU Bergakademie Freiberg (ThermoFinnigan MAT delta plus).

Ergebnisse

Die C-, N- und S-Gehalte in der Feinerde nehmen an den meisten Standorten während der *in-situ* Inkubation leicht ab (Tab. 3). Einwachsende Feinwurzeln und die Probenahmen beeinflussen allerdings die CNS-Gesamtgehalte. Die C/N-Verhältnisse bleiben auf dem Ausgangsniveau (Tab. 2), wohingegen die C/S-Verhältnisse in allen inkubierten Oberböden mit der Zeit enger werden.

Tab. 3: C-, N- und S-Gehalte der Feinerde ± Standardabweichung im inkubierten Oberboden (0-10 cm) während der Inkubation

Standorte	Inkubations- dauer	C-Gehalt		N-Gehalt		S-Gehalt		C/N- Verhältnis	C/S- Verhältnis
		[d]	[%]	[%]	[%]	[%]	[%]		
<i>Olea</i>	0	6,2 ± 1,7	0,34 ± 0,12	0,054 ± 0,003	11,5	113,7			
	24	4,7 ± 1,9	0,41 ± 0,15	0,045 ± 0,013	11,3	101,6			
	64	4,8 ± 2,3	0,42 ± 0,18	0,045 ± 0,016	11,3	103,4			
	192	4,6 ± 1,6	0,40 ± 0,13	0,048 ± 0,011	11,5	95,4			
	353	4,8 ± 2,0	0,42 ± 0,16	0,045 ± 0,014	11,4	106,4			
<i>Podocarpus</i>	0	12,3 ± 1,5	0,99 ± 0,10	0,090 ± 0,012	12,3	136,3			
	24	12,3 ± 2,9	1,02 ± 0,20	0,088 ± 0,003	12,1	140,0			
	65	12,5 ± 2,4	0,99 ± 0,15	0,106 ± 0,017	12,6	117,7			
	192	11,9 ± 1,7	0,94 ± 0,11	0,095 ± 0,013	12,6	124,4			
	354	12,0 ± 1,8	0,96 ± 0,11	0,098 ± 0,013	12,5	122,4			
<i>Cupressus</i>	0	12,0 ± 2,0	1,06 ± 0,11	0,109 ± 0,012	11,2	109,7			
	24	8,2 ± 2,0	0,80 ± 0,19	0,090 ± 0,021	10,4	91,7			
	64	8,3 ± 1,9	0,81 ± 0,20	0,090 ± 0,021	10,3	92,9			
	192	8,4 ± 2,1	0,81 ± 0,22	0,088 ± 0,023	10,4	96,0			
	355	8,3 ± 1,9	0,81 ± 0,21	0,089 ± 0,023	10,3	93,4			
<i>Eucalyptus</i>	0	9,0 ± 0,7	0,90 ± 0,07	0,083 ± 0,011	9,9	108,1			
	24	8,0 ± 1,0	0,82 ± 0,10	0,086 ± 0,016	9,8	94,1			
	64	7,9 ± 1,0	0,81 ± 0,10	0,087 ± 0,016	9,7	90,8			
	192	7,8 ± 1,1	0,80 ± 0,11	0,081 ± 0,015	9,7	97,4			
	353	7,5 ± 0,9	0,77 ± 0,10	0,084 ± 0,013	9,7	90,2			
<i>Hagenia</i>	0	10,6 ± 0,6	0,91 ± 0,06	0,078 ± 0,005	11,7	135,1			
	24	10,3 ± 1,2	0,85 ± 0,09	0,090 ± 0,004	12,1	114,8			
	64	10,1 ± 1,3	0,85 ± 0,09	0,090 ± 0,004	11,9	112,3			
	192	10,0 ± 1,0	0,83 ± 0,09	0,084 ± 0,005	12,0	119,2			
	357	10,0 ± 1,0	0,84 ± 0,09	0,088 ± 0,005	11,9	113,4			
<i>Hypericum</i>	0	9,7 ± 2,0	0,93 ± 0,14	0,088 ± 0,011	10,4	110,2			
	24	7,9 ± 0,1	0,78 ± 0,01	0,084 ± 0,004	10,1	93,6			
	64	8,0 ± 0,0	0,79 ± 0,01	0,084 ± 0,002	10,2	94,6			
	192	7,8 ± 0,1	0,77 ± 0,02	0,078 ± 0,005	10,1	99,4			
	356	7,5 ± 0,4	0,75 ± 0,02	0,080 ± 0,005	10,0	93,5			

Die Analyseergebnisse der anderen untersuchten Fraktionen, FPOM, OPOM und MOM, und der IRMS-Messungen liegen noch nicht vor.

Ausblick

Mit fortschreitender Zersetzung sollten $\delta^{15}\text{N}$ - und $\delta^{34}\text{S}$ -Signale in der okkludierten POM und der mineralassoziierten organischen Substanz (MOM) erkennbar sein. In Abhängigkeit von der mittleren Jahrestemperatur und der Niederschlagsmenge ist zu erwarten, dass die ausgebrachte Streu an den Standorten unterschiedlich schnell umgesetzt wird. Mögliche Unterschiede zwischen den drei auf gleicher Höhe gelegenen Standorten ließen sich als Effekte der Aufforstungen auf die Qualität der organischen Bodensubstanz interpretieren.

Literatur

John, B. (2003): Carbon Turnover in Aggregated Soils Determined by Natural ^{13}C Abundance. Dissertation, Universität Göttingen. 129 S.

Danksagung

Wir danken der Ethiopian Agricultural Research Organization (EARO) für die konstruktive Zusammenarbeit und der DFG für die Förderung des Projekts GU 406/8-1,2.

Einfluss der Temperatur auf die Kohlenstoff- und Stickstoffumsetzung alpiner Böden

Oliver Koch*, Dagmar Tschirko, Ellen Kandeler

Einleitung

Kalte alpine Ökosysteme reagieren besonders empfindlich auf eine Erwärmung der Erdatmosphäre. Bisherige Arbeiten haben gezeigt, dass in kühl-gemäßigten Klimaten bei niedrigen Temperaturen eine überproportionale N- Mineralisation im Vergleich zur C- Mineralisation stattfindet (Magid et al. 2001). Ziel dieser Arbeit ist die Bestimmung der C- und N- Mineralisation in kalt- alpinen Böden in Abhängigkeit der Temperatur. Es wird eine stärkere Abnahme der C- Mineralisation im Vergleich zur N- Mineralisation bei tiefen Temperaturen erwartet. Als Ursache wird die unterschiedliche Temperatursensitivität beteiligter Enzyme herangezogen (Abb.1).

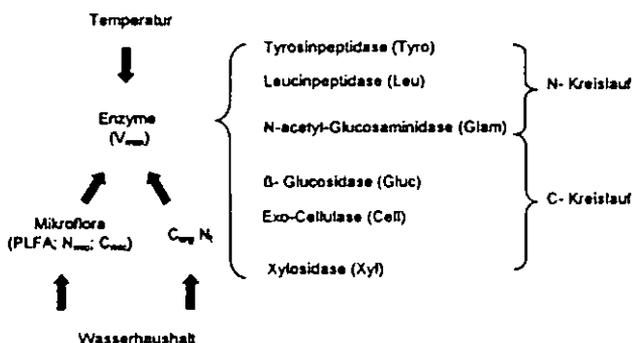


Abb. 1: Umweltfaktoren auf Enzymaktivitäten

Methoden

Die Enzymaktivitäten wurden mittels fluorogener Substrate (4 Methylumbelliferone [MUB]/ 7- Amino- 4-methylcoumarin [AMC]) nach Marx et al. (2001) bestimmt.

Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fachgebiet Bodenbiologie
* olikoch@uni-hohenheim.de

Die Q10-Werte berechneten sich aus dem Temperatur-bereich von 0- 30 °C (5 °C Schritte). Die mikrobielle Gemeinschaftsstruktur wurde anhand von Phospholipidfettsäuren (PLFA) (Frostegård et al., 1993), die Biomasse (C_{mic}, N_{mic}) mittels der CFE- Methode nach Anderson & Domsch (1978) bestimmt. Alle Resultate beziehen sich auf die Tiefe 0- 5 cm.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsfläche ist das Rotmoos (2250 m ü. NN) in den Öztaler Alpen. Das innere Öztal ist Teil des zentralalpinen Trockenraumes mit einer durchschnittlichen Jahresniederschlagssumme von 1100 mm. Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt -0,5 °C. Entlang eines Transektes mit steigendem Vernässungsgrad durch das Rotmoos-Moor wurden 4 Standorte ausgewählt:

- Standort 1: Ranker (Alpenrasen)
C_{org}= 18,4%; C/N= 16,1
- Standort 2: Übergang Rasen- Niedermoor
C_{org}= 30,2%; C/N= 17,2
- Standort 3: Niedermoor
C_{org}= 30,6%; C/N= 21,6
- Standort 4: überstautes Niedermoor
C_{org}= 35,1%; C/N= 23,3

Ergebnisse und Diskussion

Die mikrobielle Biomasse ist auf dem Alpenrasen (Standort 1) am höchsten (305,1 µg N_{mic} g⁻¹; 139 nmol PLFA_{ges} g⁻¹). Die Moorstandorte (Standorte 2- 4) weisen 35- 45 % der mikrobiellen Biomasse im Vergleich zu Standort 1 auf (Ergebnisse nicht dargestellt).

Die Enzymaktivitäten (V_{max}) zeigen keinen einheitlichen Trend entlang des Vernässungsgrades. Die Leucinpeptidase und Tyrosinpeptidasen nehmen mit steigendem Vernässungsgrad der Standorte zu. Die Xylosidase nimmt dagegen ab. Die N-acetyl-Glucosaminidase, Exo-Cellulases und β -Glucosidase zeigen keinen Zusammenhang mit dem Vernässungsgrad der Standorte (Abb. 2).

Die Tyrosinpeptidase, Leucinpeptidase, β -Glucosidase und Xylosidase korrelieren signifikant mit dem jeweiligen C/N Verhältnis des Standortes ($r^2 = 0,71- 0,99$). Die Aktivitäten lassen sich jedoch nicht in Beziehung mit der mikrobiellen Biomasse, C_{org} und N_t stellen. Dies deutet auf eine starke Abhängigkeit der Enzymaktivitäten von der Substratqualität hin.

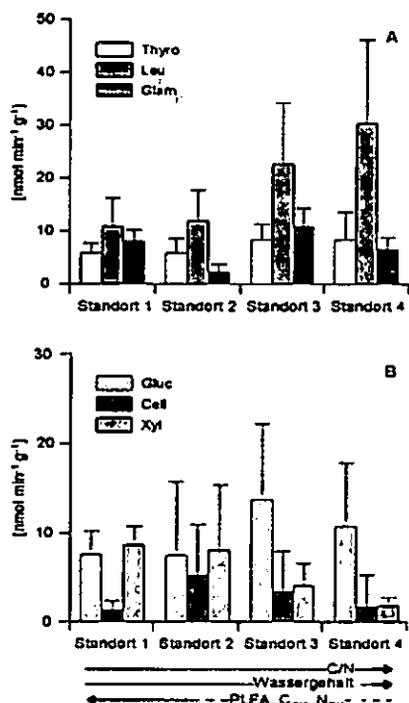


Abb. 2: Enzymaktivitäten (V_{max}) der unterschiedlichen Standorte ($n= 5$) bei 30°C; A Enzymaktivitäten des N- Kreislaufes; B Enzymaktivitäten des C- Kreislaufes

Der Q10 der untersuchten Aktivitäten unterscheidet sich sowohl zwischen den einzelnen Enzymen als auch in den

verschiedenen Temperaturbereichen (Abb. 3).

Der Q10 ist im Temperaturbereich 5- 15 °C am höchsten, wobei die Enzyme des C- Kreislaufes höhere Q10- Werte aufweisen als die Enzyme des N- Kreislaufes. In den höheren und tieferen Temperaturbereichen sind diese Unterschiede geringer.

Diese temperaturspezifische Reaktion der Enzymaktivitäten weist auf eine Entkopplung der C- und N- Mineralisation in kalt adaptierten Böden hin und wird desweiteren geprüft.

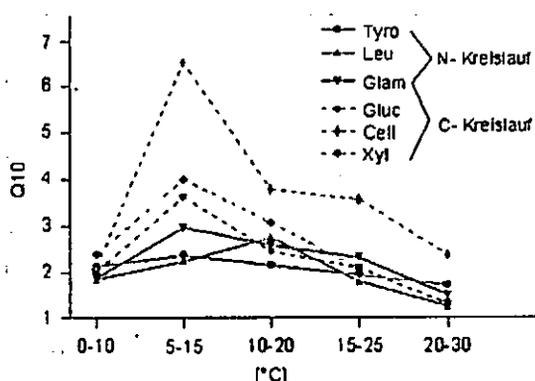


Abb. 3: Q10 verschiedener Temperaturbereiche; dargestellt sind alle Standorte ($n= 20$); der Q10 wurde aus der Steigung der jeweiligen Anfangs- und Endtemperatur ermittelt

Literatur

Anderson J.P.E., Domsch K.H. (1978): Mineralization of bacteria and fungi in chloroform fumigated soils. *Soil Biol. Biochem.*, 10:207-213

Frostegård A., Bååth E. & Tunlid A. (1993): Microbial biomass measured as total lipid phosphate in soils of different organic content. *Journal of Microbiol Methods*, 14:151-163

Magid J., Henriksen O., Thorup-Kristensen K. & Mueller T. (2001): Disproportionately high N-mineralisation rates from green manures at low temperatures – implications for modeling and management in cool temperate agro-ecosystems. *Plant and Soil*, 228:73-82

Marx M.C., Wood M., Jarvis S.C. (2001): A microplate fluorimetric assay for the study of enzyme diversity in soils. *Soil Biol Biochem.*, 33:1633-1640

Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland- Auswirkung auf chemischen Zustand, biologische Aktivität und *Lumbricen*-Zönose des Bodens

Andreas Steiner und Falko Hornschuch

Problemstellung und Untersuchungsziel

Der in der Vergangenheit auf großer Fläche forcierte Anbau mit Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) führte im nordostdeutschen Tiefland auf potenziellen Laubholzstandorten zu einer hohen Naturferne der Wälder. Vergastete Kiefernmonokulturen sind aufgrund ihres lichten, warmen und trockenen Bestandesklimas stärker waldbrandgefährdet und anfälliger für Schädlingskalamitäten als Laubwälder. Sie tragen vergleichsweise wenig zur Grundwasserneubildung bei und bewirken durch ihre schwer zersetzbare Nadelstreu eine Degradation des Oberbodens. Daher soll auch in Zukunft ein Großteil standortsfremder Kiefernforste in naturnahe, stabile Rein- oder Mischbestände der Rotbuche (*Fagus sylvatica* L.) rückgeführt werden. Vor diesem Hintergrund wurde im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Ökologische Voraussetzungen und Wirkungen des Waldumbaus im nordostdeutschen Tiefland“ (FKZ 0339731, vgl. Möller et al. 2002) die meliorative Wirkung des Buchenvoranbaus auf chemischen Zustand, biologische Aktivität und *Lumbricen*-Zönose des Bodens untersucht.

Standorte, Bestände und Methodik

Die Untersuchungsbestände liegen im weichselkaltzeitlichen Kahleberger Sander (nordöstlich Eberswalde) auf einheitlichen Böden buchentauglicher M2-Standorte (Tab. 1). Sie repräsentieren eine unechte Zeitreihe des Buchenvoranbaus von Kiefer zu Buche (Abb. 1). Neben humusmorphologischen und bodenchemischen Parametern (Standardmethoden) wurde die Abbaurate von Kiefern- und Buchenfeinwurzeln ($\Phi < 2$ mm) nach Eisenbeis et al. (1995) in Minicontainern mit einer Maschenweite von 500 μ m in Humuslage, 5, 20 und 40 cm Bodentiefe mit jeweils 6 Wiederholungen für die Vegetationsperiode ermittelt. Die statistische Absicherung der Daten erfolgte durch den Mann-Whitney-U-Test (SPSS 10.0). In die Regenwurmuntersuchungen sind zusätzlich Flächen geringerer und besserer Nährkraftstufe einbezogen worden (Tab. 2). Die Regenwürmer wurden im Frühjahr an 24 Grablöchern (25 x 25 cm) je Fläche aus Humusaufgabe und dem Bodenblock 0-20 cm Tiefe von Hand ausgelesen. Anschließend erfolgte eine Tiefenaustreibung mit ca. 1 Liter 0,2 %iger Formalinlösung.

Tab. 1: Untersuchungsflächen im Bezugsjahr 2000

Bezeichnung	Kiefernbestand		Kiefern-Buchen-Mischbestand		Buchenbestand
	I	II	III	IV	V
Schichtung	einseitig	mit Unterbau	zweiseitig	zweiseitig	einseitig
Ökosystemtyp	Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst	Sauerleite-Blaubeer-Kiefern-Buchen-Halforst	Flattergras-Buchenwald		
Beaumart (Alter in J.)	KI (84)	KI (51) / Bu (11)	KI (76) / Bu (33)	KI (114) / Bu (57)	Bu (101)
Forstort/Revier	Kahleberg 75a2	Liepe 32a1	Kahleberg 74a4	Kahleberg 75a4	Kahleberg 66b
Bodenart	Fein- bis Mittelsand bis 2 m Tiefe	Fein- bis Mittelsand bis 1,8 m Tiefe, darunter Grobsand	Fein- bis Mittelsand bis 2 m Tiefe	Fein- bis Mittelsand bis 2 m Tiefe	Fein- bis Mittelsand bis 1,8 m Tiefe, darunter Grobsand
Bodentyp	Podsol-Braunerde	Podsol-Braunerde	Podsol-Braunerde	Podsol-Braunerde	Podsol-Braunerde
Bodenprofil (0-90 cm)	Aeh- Bhv- Bv-Cv1	Aeh- Bhv- Bv-Cv1	Aeh- Bhv- Bv-Cv1	Ah- Bhv- Bv-Cv	Ah- Bhv- Bv-Cv
Humusform	Rohhumus bis rohhumusart. Moder	Rohhumus bis rohhumusart. Moder	rohhumusart. Moder bis typischer Moder	rohhumusart. Moder bis typischer Moder	typischer Moder bis muffartiger Moder
C _{org} [%] Of und Oh	36,0* (0,9)	30,3 (5,5)	42,1 (3,5)	38,2 (4,1)	33,7 (2,9)
N [%] Of und Oh	1,42 (0,13)	1,36 (0,03)	1,29 (0,13)	1,30 (0,04)	1,55 (0,18)
C/N _{org} Of und Oh	26,1 (2,1)	26,6 (3,6)	30,7 (3,8)	26,1 (1,4)	27,1 (2,1)
pH (H ₂ O) Oh	3,99 (0,07)	3,60 (0,09)	3,56 (0,04)	3,56 (0,12)	3,92 (0,21)
KAK _{org} (mmol kg ⁻¹) Oh	81,28 (11,78)	75,62 (20,51)	94,52 (18,14)	75,29 (24,58)	53,22 (11,81)
V-Wert [%] Oh	34,69 (4,70)	40,44 (11,90)	44,69 (7,60)	36,72 (20,08)	50,51 (22,49)

* Mittelwert, ** Standardabweichung

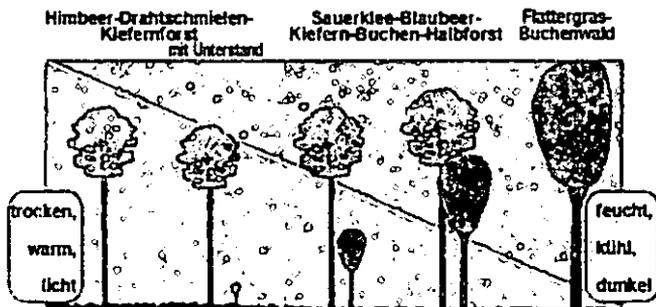


Abb. 1: Unechte Zeitreihe des Buchenvoranbaus

Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft
Institut für Forstökologie und Waldfassung
Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde
Homepage: <http://www.bfz.de>
E-Mail der Verfasser: andreas_steiner@web.de, fshornschuch@web.de

Tab. 2: Standorte für Regenwurmuntersuchungen

Bezeichn.	Ökosystemtyp	Forstort / Revier	Nährstoffst.	pH (CaCl ₂ , 0-6 cm)
OK	Drahtschmielen-Kiefernforst	Liepe 21b	M2 - M2	3,06
SB	Schneckenbäumen-Buchenwald	Grummin 215a1	M2+	3,33
MOX (= I)	Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst	Kahleberg 75a2	M2+ (bis K2)	3,00
MOX (= II)	Sauerleite-Blaubeer-Kiefern-Buchen-Halforst	Kahleberg 74a4	M2+ bis K2	3,07
FB (= V)	Flattergras-Buchenwald	Kahleberg 66b	M2+ bis K2	3,28
HK	Himbeer-Kiefernforst	Grummin 103ad	K2	3,47
FB	Flattergras-Buchenwald	Grummin 215a	K2	3,33

Ergebnisse

Humusmorphologie und Bodenchemie: Die Kennwerte belegen eine weitgehende Verbesserung des humosen Oberbodens bereits 30 Jahre nach Einbringung der Buche und mit fortschreitendem Umbaualter. Der meliorative Effekt zeigt sich am deutlichsten im Of, während er im Mineralboden gering ist. Doch auch hier werden Veränderungen augenscheinlich, wie der Anstieg der Mächtigkeit des Ah im Buchenbestand (V).

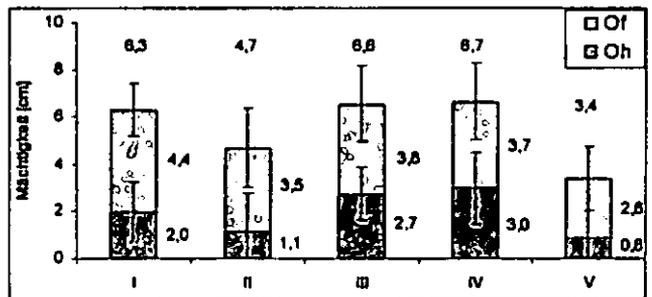


Abb. 2: Humusmächtigkeiten

Der Ausgangsbestand (I) ist ein typischer Himbeer-Drahtschmielen-Kiefernforst (vgl. Steiner et al. 1997, 1998), der sich durch eine mächtige Humusaufgabe mit niedrigem pH-Wert und weitem C/N-Verhältnis auszeichnet (Abb. 2). Infolge gehemmter chemischer und biologischer Umätze sowie fehlender Bioturbation liegt eine scharfe Trennung von Of, Oh und A(e)h vor. Im ersten Umbau Stadium (II) führt der Eingriff des Unterbaus (Pflügen etc.) zu einer teilweisen Vermischung von Humusaufgabe und Mineralboden. Daraus resultiert bei signifikanter Abnahme der Aufgabemächtigkeit eine Humus- und Nährstoffanreicherung im oberen Mineralboden (0-5 cm Tiefe). In den Mischbeständen (III, IV) kann die verbesserte Streuqualität auf den „Basenpumpen-Effekt“ der Buche zurückgeführt werden. Im

Vergleich zum Ausgangsbestand ist hier bei tendenziellem Anstieg der Aufgabemächtigkeit vor allem ein Humusbau (Abbau des Of zugunsten des Oh) statistisch nachweisbar (Abb. 2).

Während die Ca-Gehalte frühzeitig und stetig ansteigen und sich die Humusform entlang der Zeitreihe schrittweise verbessert, sind signifikante Unterschiede bei den C-, K- und Mg-Konzentrationen sowie bei pH-Wert und C/N-Verhältnis erst im Buchenbestand (V) feststellbar (Tab. 1, Abb. 3). Hier wurde nach vollständiger Entnahme der Kiefern ein gesicherter Rückgang der Aufgabemächtigkeit festgestellt. Der beschleunigte

Humusabbau geht mit einer starken Abnahme der KAK_{org} im Oh einher, die eng an die organische Substanz gekoppelt ist. Dafür weist der obere Mineralboden signifikant höhere Gesamtelementkonzentrationen (z.B. C, N, P) auf und ist stärker am Umsatzgeschehen beteiligt. Die Basensättigung steigt im Oh vom Kiefernbestand (I) zu den Umbaubeständen (II-IV) und schließlich zum Buchenbestand (V) sprunghaft an (Tab. 1).

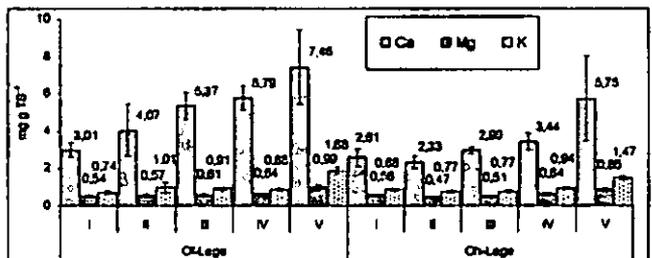


Abb. 3: Gesamtelementkonzentrationen (Auswahl)

Abbaurate: Die Feinwurzelabbaurate als Indikator für die bodenbiologische Aktivität nimmt generell mit der Bodentiefe ab, allerdings umso schwächer, je deutlicher der Bucheneinfluss ist (II > III > IV > V). Die offensichtlich stärkere Einbindung des Mineralbodens in das biologische Umsatzgeschehen findet seine Entsprechung in der Nährstoffanreicherung in 0-5 cm Tiefe. Während die Nadelstreu

der Kiefer langsamer als Buchenlaub abgebaut wird, werden ihre Feinwurzeln in allen Tiefenstufen ca. 2 mal rascher als die der Buche mineralisiert. Als Folge der naturnahen Buchenbestockung steigen die Vorräte an Wurzelbio- und -nekromasse an (Hornschuch 2002). Durch Buchenvoranbau könnte der Mineralboden in seiner Funktion als Kohlenstoff-Senke zusätzlich an Bedeutung gewinnen.

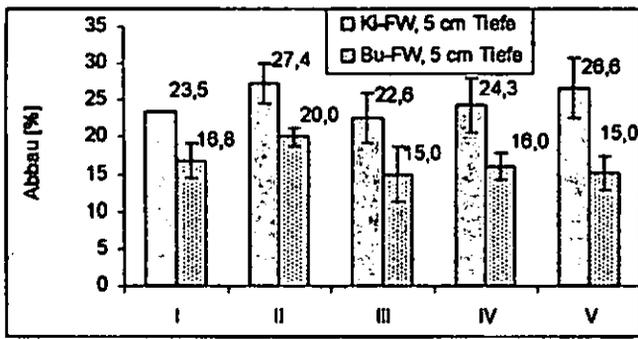
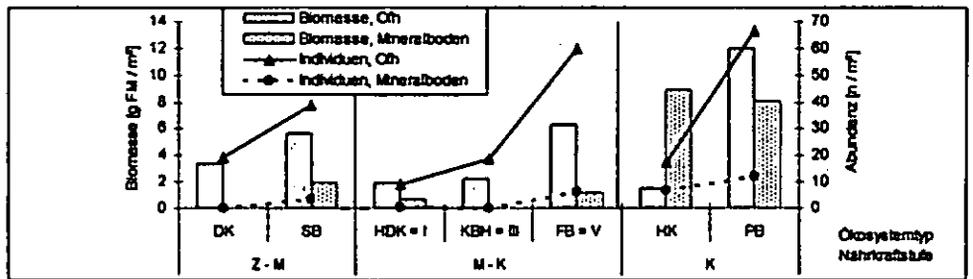


Abb. 4: Feinwurzel-Abbauraten in 5 cm Tiefe

Für den Flächenvergleich eignen sich die Abbauraten in 5 cm Tiefe (Abb. 4). Die Maßnahmen zum Unterbau der Kiefer haben noch nach Jahren eine beschleunigte Mineralisierung organischer Substanz zur Folge, bis die Abbauraten im Mischbestand bei wieder geschlossenem Stoffkreislauf etwa auf die Verhältnisse des Ausgangsbestandes zurückgeht. In Folge steigt mit Zunahme des Bucheneinflusses die Zersetzungsgeschwindigkeit wieder tendenziell an.



Art	Mss. (Ind.)	Mss. (Ind.)	Lebensform					
<i>Dendrobaena octaedra</i>	2,11 (16)	1,03 (9,33)	1,09 (3,33)	1,28 (12)	3,84 (38)	1,34 (14,67)	2,03 (16,67)	epigäisch
<i>Dendrodrilus rubidus</i>	-	0,36 (2)	0,18 (1,33)	-	0,08 (0,67)	-	0,2 (0,67)	epigäisch
<i>Lumbricus rubellus</i>	0,82 (0,67)	2,71 (2,67)	1,1 (1,33)	0,41 (0,67)	1,08 (1,33)	-	10,1 (8,67)	epigäisch (intersmediär)
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	0,4 (0,67)	-	-	-	0,38 (2,67)	-	1,57 (2,67)	endogäisch
<i>Lumbricus terrestris</i>	-	-	-	-	-	5,25 (1,33)	-	anzöisch
<i>Lumbricus spec.</i>	0,05 (2)	3,45 (26)	0,13 (2)	0,54 (6)	2,3 (23,33)	3,85 (6)	8,22 (50)	?

Abb. 7: Bio-Frischmasse [g FM/m²], Abundanz [n/m²] und Regenwurmartentypen

Kleinräumiger Einfluss der Buche: Im Mischbestand (IV) weisen Buchendominierte Teilareale günstigere Oberbodeneigenschaften auf als Kiefern-dominierte Bereiche. Geringere Mächtigkeiten, höhere pH-Werte und Nährstoffkonzentrationen (N, P, K, Ca, Mg) sowie engere C/N-Verhältnisse sind für die Humusaufgabe statistisch abgesichert (Abb. 5). Zudem bestehen - wie im Kiefernbestand (I) - hochsignifikante positive Korrelationen zwischen Kiefernindex (Σ Kreisfläche K_i / Baumabstand K_i im Probekreis) und Auflagemächtigkeit. Im Buchenbestand (V) erreicht der Ah seine größte Mächtigkeit bei hohem Index (gehäufte Anordnung von Bäumen, Stammathe eines dominanten Baumes). Dies dürfte auf eine verstärkte Bioturbation bei erhöhter ober- und unterirdischer Streunachlieferung im Unterkronenraum zurückzuführen sein.

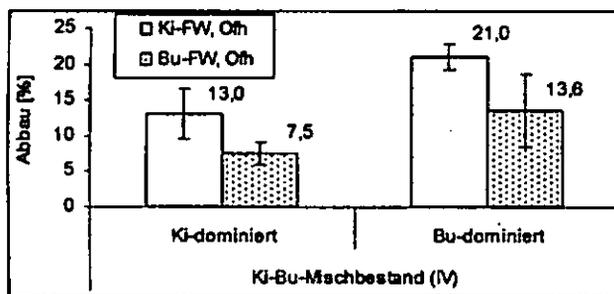
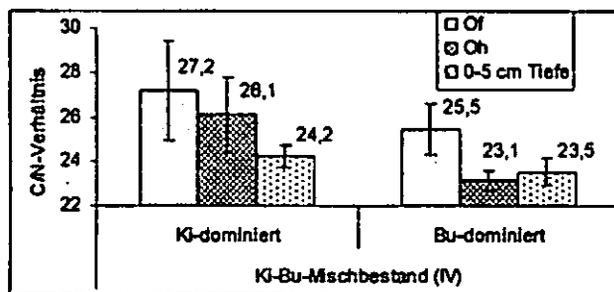


Abb. 5 und 6: C/N-Verhältnis und Feinwurzelabbauraten der Teilareale

Auch die Abbauraten von Kiefern- und Buchenfeinwurzeln sind in der Humusaufgabe buchen-dominierter Areale des Mischbestandes (IV) höher als in dem offensichtlich trockeneren, saureren und somit biologisch ungünstigeren Milieu, das in Kiefernbereichen mit relativ schlechter Streuqualität, geringen Unterkronenüberschlägen bzw. Stammatfüssen vorherrscht (Abb. 6). Sämtliche Befunde deuten auf eine hohe kleinräumige Heterogenität des chemisch-biologischen Oberbodenzustandes älterer Kiefern-Buchen-Mischbestände hin. So wurden generell höhere mittlere Varianzen innerhalb des Mischbestandes (IV) als zwischen den Mischbeständen (II-IV) errechnet.

Regenwurmbesatz: Auf sieben Untersuchungsflächen konnten insgesamt nur fünf

Regenwurmartentypen festgestellt werden. Damit wird die aus der Literatur bekannte geringe Diversität in Kiefernforsten und relativ sauren Buchenwäldern bestätigt. Die genaue Determination juveniler Exemplare der Gattung *Lumbricus* war nicht möglich. Im Allgemeinen erhöhen sich Individuenzahl, Abundanz, Biomasse und Anteil an Mineralbodenfunden sowie die Anzahl endogäischer Lebensformtypen mit Zunahme der Nährkraftstufe bzw. dem Wechsel von Kiefern- zu Buchenbestockung (Abb. 7). Die mit dem Umbau verbundenen Effekte sind auf dem besten Standort am größten. Während der Umbauphase sinken Abundanz, Biomasse und Artendiversität zwischenzeitlich ab und Individuen finden sich ausschließlich in der Auflage. So folgt der Kiefernforst-Zonose eine Übergangszeit mit „ungestättigter“ Artenzahl, ehe wieder eine Buchenwald-Zonose aufgebaut ist.

Positive signifikante Korrelationen ergaben sich zwischen Gesamtbiomasse bzw. mittlerem Individualgewicht und dem pH-Wert in 0-20 cm Tiefe sowie zwischen Gesamtbiomasse bzw. -abundanz und den K-Konzentrationen. Auch bestanden zwischen Biomasse, Abundanz, dem Anteil juveniler Tiere und den P-Konzentrationen bzw. der Bodenfeuchte positive Zusammenhänge, während diese drei biologischen Größen mit dem C/N Verhältnis negativ korrelierten. Die im Vergleich zum Buchenwald in den Kiefern- und Umbaubeständen geringe Anzahl der im Mineralboden lebenden Lumbriciden sowie die Abwesenheit endogäischer Arten spiegeln sich in einer mehr oder weniger deutlichen Trennung von Of, Oh und Ah wider.

Der höhere Anteil basenreicher, leicht abbaubarer Buchenstreu schafft veränderte Reproduktionsbedingungen, was sich in einem sinkenden Verhältnis zwischen adulten und juvenilen Tieren von Kiefernforsten über den Umbaubestand zu Buchenwäldern zeigt. Die relativ hohe Biomasse im Mineralboden des Himbeer-Kiefernforstes ist nur zwei großen *Lumbricus terrestris*-Exemplaren zuzuschreiben, die man als Vertreter der anöischen Lebensform (Tiefgräber) hier üblicherweise nicht erwarten würde. Entweder erfolgte eine Einwanderung von einem an den Bestand angrenzenden Acker oder die Art hat seit der Ackeraufforstung (1912) an diesem Standort überdauert. Der Nachweis belegt die Naturferne von Kiefernbestockung auf besseren Standorten.

Fazit

Im nordostdeutschen Tiefland führt der Umbau von Kiefern-Reinbeständen in Buchenmisch- oder -reinbeständen auf M2-Standorten zu einer relativ raschen Verbesserung der chemischen und -biologischen Eigenschaften des humosen Oberbodens und der *Lumbriciden*-Zonosen. Vor diesem Hintergrund leisten die Ergebnisse einen wesentlichen Beitrag zum BMBF-Förderschwerpunkt „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“.

Literatur

Eisenbeis, G.; Dogan, H.; Heiber, T.; Kerber, A.; Lenz, R. und R. Paulus (1995): Das Minicontainer-System - ein bodenkologisches Werkzeug für Forschung und Praxis. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 76: 585-588.

Hornschuch, F. (2002): Veränderung der Durchwurzelungsverhältnisse beim Umbau von Kiefernforsten zu Buchenbeständen auf kräftigen Sandbraunerden. In: Merbach, W. (Hrsg.): Durchwurzelung, Rhizodeposition und Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen und Schwermetallen. 12. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes. B.G. Teubner - Stuttgart, Leipzig, Wiesbaden: 15-22.

Müller, J.; Beck, W.; Hornschuch, F. und A. Steiner (2002): Quantifizierung der ökologischen Wirkungen aufwachsender Kiefern-Buchen-Mischbestände im nordostdeutschen Tiefland. Beitr. f. Forstwirtsch. u. Landschaftsökol. 3: 125-131.

Steiner, A.; Bolte, A.; Schneider, B.U. und R.F. Hüttel (1997): Phytomasse- und Stickstoffverteilung in unterschiedlich stickstoffbeeinflussten Kiefernforst-Ökosystemen des nordostdeutschen Tieflandes. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 85 (2): 1041-1044.

Steiner, A.; Bolte, A.; Schneider, B.U. und R.F. Hüttel (1998): Phytomasse- und Nährlementvorräte unterschiedlich stickstoffbeeinflusster Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) des nordostdeutschen Tieflandes. Verh. Ges. Ökol. 28: 421-428.